

RIVM rapport 607300003/2007

**Beoordeling van de grondwatertoestand
op basis van de Kaderrichtlijn Water**

R. Lieste¹, J.P.M. Witte², A.C.M. de Nijs¹,
C.J.S. Aggenbach², B.J. Pieters¹, J. Runhaar²,
W. Verweij¹

¹ RIVM, Bilthoven

² KIWA Water Research, Nieuwegein

Dit rapport bevat een erratum d.d. 9 januari 2008 op de laatste pagina

Contact:

A.C.M. de Nijs

Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling

Ton.de.nijs@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van Directoraat Generaal Milieubeheer (DGM, Directie Bodem Water Landelijk gebied) in het kader van project 607300, Ondersteuning nieuwe grondwaterrichtlijn.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030 - 274 91 11; fax: 030 - 274 29 71

Rapport in het kort

Beoordeling van de grondwatertoestand op basis van de Kaderrichtlijn Water

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) moet ervoor zorgen dat de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater in Europa in 2015 op orde komt. Het grondwater moet daarbij niet alleen aan zijn eigen doelstellingen voldoen, voldoende water van goede kwaliteit, maar ook aan de doelstellingen van de ecosystemen die door kwellend grondwater worden beïnvloed. Het grondwater mag geen negatieve invloed hebben op de bijbehorende oppervlaktewateren en grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen.

In dit rapport wordt een beoordelingsmethode voorgesteld om vast te stellen wanneer de toestand van het grondwater niet voldoet aan de doelstellingen van de bijbehorende aquatische en terrestrische ecosystemen. Deze beoordeling gaat enerzijds uit van de doelstellingen voor de bijbehorende oppervlaktewateren en de grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen en anderzijds van de beschikbare meetgegevens over de toestand van het oppervlaktewater, het terrestrisch systeem en het grondwater.

Waarschijnlijk zal de grondwatertoestand door verdroging en de uitspoeling van bijvoorbeeld nutriënten, bestrijdingsmiddelen en zware metalen in een aantal gebieden niet voldoen aan de doelstellingen voor het oppervlaktewater en de terrestrische ecosystemen. Het al in gang gezette mestbeleid, verdrogingbeleid en de KRW zelf zullen een deel van de problemen oplossen.

Daarnaast geeft het rapport voor een groot aantal landschapstypen met een grote natuurbehoudswaarde een overzicht van de ecohydrologische relaties en potentiële bedreigingen door aantasting van het grondwaterlichaam.

Trefwoorden:

Kaderrichtlijn Water, grondwater, oppervlaktewater, terrestrische ecosystemen, doelstellingen, ecohydrologische relaties

Abstract

Assessment of groundwater status in accordance with the Water Framework Directive

The European Water Framework Directive (WFD) requires that all inland and coastal waters must reach a good chemical and ecological status by 2015. According to Annex V of the WFD, groundwater should not only meet its own environmental objectives, ensuring “*sufficient water of good quality*”, but also the objectives for the ecosystems affected by groundwater seepage. Groundwater may not have a negative influence on associated surface waters and groundwater-dependent terrestrial ecosystems.

This report presents an assessment system to determine when the status of the groundwater fails to meet the WFD objectives for the surface waters and terrestrial ecosystems which are directly associated with the groundwater body. In the assessment, the monitoring data available on the status of the groundwater and the associated surface water and terrestrial ecosystems are compared to the objectives which have been achieved for these systems.

The environmental objectives for surface water and terrestrial ecosystems in a number of regions will most likely not be met due to groundwater drawdown and the drainage of, for example, nutrients, pesticides and heavy metals. Current policies on manure and fertilizer application, water drawdown and sanitation, including those of WFD, will improve the present groundwater situation.

This report also presents an overview of the eco-hydrological relations of a large number of ecologically valuable Dutch landscapes as well as the potential threats to these landscapes when the groundwater system is adversely affected. This information is essential for the management of nature reserves in the Netherlands.

Key words:

Water Framework Directive, groundwater, surface water, terrestrial ecosystems, objectives, eco-hydrological relation

Inhoud

Samenvatting 9

Deel I: Beoordeling van de grondwatertoestand op basis van de Kaderrichtlijn Water

1. Inleiding 13

2. Annex 5 van de KRW 15

3. Beoordeling van de grondwatertoestand 17

3.1 *Beoordeling aan de oppervlaktewaterdoelstellingen 18*

- 3.1.1 Het Stappenplan 19
- 3.1.2 Discussiepunten 19
- 3.1.3 Oppervlaktewaterdoelstellingen 19
- 3.1.4 Meetgegevens 21
- 3.1.5 Grondwaterstroming 21

3.2 *Beoordeling aan de terrestrische doelstellingen 23*

- 3.2.1 Het Stappenplan 24
- 3.2.2 Discussiepunten 24
- 3.2.3 Terrestrische doelstellingen 24
- 3.2.4 Meetgegevens 25
- 3.2.5 Prioritering 26

4. Voorbeelden 27

- 4.1 *Beekvliet 27*
- 4.2 *Het peilgebied Bergambacht 28*
- 4.3 *Afvoersloot Schaik 30*

5. Overschrijding van doelstellingen 33

- 5.1 *Eutrofiëring 34*
- 5.2 *Gewasbestrijdingsmiddelen 35*
- 5.3 *Zware metalen 36*
- 5.4 *Verdroging 37*

6. Conclusies en aanbevelingen 39

- 6.1 *Conclusies 39*
- 6.2 *Aanbevelingen 39*

Literatuur 41

Deel II: Grondwater voor Natuur

1. Inleiding 45

1.1 *Doelstelling* 45

1.2 *Leeswijzer* 45

2. Grondwater en natuur in Europese richtlijnen 47

2.1 *Kaderrichtlijn Water* 47

2.2 *Vogel- en Habitatrichtlijn* 48

2.3 *Conclusies* 49

3. Relaties tussen grondwater en natuur 51

3.1 *Inleiding* 51

3.2 *Stroming van grondwater: belangrijkste begrippen en processen* 51

3.3 *Relatie tussen grondwaterstand en vegetatie op standplaatsniveau* 56

3.4 *Relatie tussen grondwater en vegetatie op landschapsniveau* 57

3.5 *Bedreigingen voor de natuur via het grondwater* 61

3.5.1 *Effecten van grondwaterstands­daling en kwelafname* 61

3.5.2 *Effecten van systeemvreemd water* 62

3.5.3 *Effecten van grondwaterverontreiniging* 63

3.5.4 *Verzilt­ing en verzoeting van grondwater* 64

4. Ecohydrologische analyse van landschapstypen 67

4.1 *Inleiding* 67

4.2 *Kustduinen* 69

4.2.1 *Typering* 69

4.2.2 *Bedreigingen via het grondwater* 72

4.2.3 *Publicaties en modellen* 73

4.2.4 *Monitoring grondwater* 73

4.3 *Laagveenmoerassen* 73

4.3.1 *Typering* 73

4.3.2 *Bedreigingen via het grondwater* 75

4.3.3 *Publicaties en modellen* 76

4.3.4 *Monitoring grondwater* 77

4.4 *Hogere zandgronden en beekdalen* 77

4.4.1 *Typering* 77

4.4.2 *Bedreigingen via het grondwater* 81

4.4.3 *Publicaties en modellen* 82

4.4.4 *Monitoring grondwater* 82

4.5 *Hoogvenen* 82

4.5.1 *Typering* 82

4.5.2 *Bedreigingen via het grondwater* 84

4.5.3 *Publicaties en modellen* 85

4.5.4 *Monitoring grondwater* 85

4.6 *Heuvelland* 85

4.6.1 *Typering* 85

4.6.2 *Bedreigingen via het grondwater* 87

4.6.3 *Publicaties en modellen* 87

4.6.4 *Monitoring grondwater* 87

5. Knelpunten tussen grondwater en natuur 89

5.1 *Bedreigingen 89*

5.2 *Maatregelen om het probleem op te lossen 91*

5.2.1 *Maatregelen tegen verdroging 91*

5.2.2 *Maatregelen tegen vervuiling 93*

5.3 *Het modelleren van ecologische effecten van voorgenomen maatregelen 93*

Literatuur 99

Samenvatting

In 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht geworden, die ervoor moet zorgen dat de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater in Europa in 2015 op orde komt. Volgens de KRW moet het grondwater niet alleen aan zijn eigen doelstellingen, genoeg water van goede kwaliteit, voldoen maar ook aan de doelstellingen van de systemen die door kwellend grondwater worden beïnvloed. Het grondwater mag geen negatieve invloed hebben op de bijbehorende oppervlaktewateren en grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen. De KRW onderkent het belang van de interacties tussen grondwater, oppervlaktewater en terrestrische ecosystemen, maar beschrijft niet hoe daar mee omgegaan moet worden. Annex 5 van de KRW geeft aan dat het grondwater geen negatieve invloed mag hebben op de bijbehorende oppervlaktewateren en grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen.

In Deel 1 van dit rapport wordt een beoordelingsmethode voorgesteld om vast te stellen wanneer de toestand van het grondwater niet voldoet aan de doelstellingen van de bijbehorende aquatische en terrestrische ecosystemen. De keuze van maatregelen om de doelstellingen voor het oppervlaktewater en de terrestrische ecosystemen te bereiken, de mogelijke fasering en doelverlaging hiervan, alsook de vraag wie verantwoordelijk is voor wat, vallen buiten deze studie; wel is aangegeven welke plek maatregelen in de methodiek hebben.

De beoordeling gaat enerzijds uit van de doelstellingen voor de bijbehorende oppervlaktewateren en de grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen en anderzijds van de beschikbare meetgegevens over de toestand van het oppervlaktewater, het terrestrisch systeem en het grondwater.

Door uitspoeling van bijvoorbeeld nutriënten, bestrijdingsmiddelen, zware metalen en door verdroging zal in een groot aantal gebieden de toestand van het grondwater waarschijnlijk niet voldoen aan de doelstellingen voor het oppervlaktewater en de terrestrische ecosystemen zoals die zijn geformuleerd in Annex V van de KRW. Het in gang gezette mestbeleid, verdrogingbeleid en maatregelen voortvloeiend uit de KRW zelf zullen de huidige problemen verminderen.

Om de beoordelingsmethode verder te ontwikkelen wordt aanbevolen om de methodiek in een aantal proefgebieden te testen.

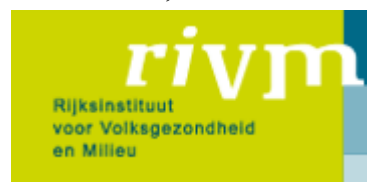
Deel 2 van dit rapport, 'Grondwater voor Natuur', beschrijft de schakel tussen terrestrische doelstellingen en fysisch chemische randvoorwaarden. Voor een groot aantal landschapstypen met een grote natuurbehoudswaarde geeft het een overzicht van de ecohydrologische relaties en potentiële bedreigingen door aantasting van het grondwaterlichaam.

Deel I

Beoordeling van de grondwatertoestand op basis van de Kaderrichtlijn Water

A.C.M. de Nijs, R. Lieste, B.J. Pieters en W. Verweij

RIVM, Bilthoven



1. Inleiding

Sinds eind 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht (EU, 2000), die ervoor moet zorgen dat de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater in Europa in 2015 op orde is. Om een ‘goede toestand’ volgens de KRW te bereiken, dient per stroomgebied een stroomgebiedbeheersplan opgesteld te worden dat aan Brussel gerapporteerd moet worden. Voor de maatregelen in dit beheersplan geldt een resultaatsverplichting aan de EU. Uiterlijk eind 2009 dienen voor alle stroomgebieden beheersplannen opgesteld te zijn.

Voor grondwater geldt daarbij in het bijzonder dat het geen negatieve invloed mag hebben op de bijbehorende oppervlaktewateren en grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen. Opkwellend grondwater kan de kwaliteit van de bijbehorende oppervlaktewateren en terrestrische ecosystemen beïnvloeden. Grondwater dient dus niet alleen te voldoen aan zijn eigen doelstellingen, genoeg water van goede kwaliteit, maar ook aan de doelstellingen van de systemen die door opkwellend grondwater worden beïnvloed. De voorschriften in de KRW voor grondwater zijn niet erg specifiek. In de KRW ligt de nadruk op oppervlaktewater en de oppervlaktewaterafhankelijke ecosystemen. De doelstellingen voor het grondwater worden uitgewerkt in de Grondwater Dochterrichtlijn.

De Kaderrichtlijn Water onderkent het belang van de interacties tussen grondwater, oppervlaktewater en terrestrische ecosystemen, maar beschrijft niet hoe daarmee omgegaan moet worden. Vorig jaar hebben Verweij en Reijnders (2006) een advies uitgebracht over de stofkeuze voor drempelwaarden in grondwater. Daarin is onder andere geadviseerd drempelwaarden vast te stellen voor die stoffen waarvan, bij de karakterisering conform artikel 4 van de KRW, gebleken is dat grondwaterafhankelijke ecosystemen er schade door ondervinden.

Maar wanneer voldoet de grondwatertoestand niet aan de doelstellingen voor de bijbehorende oppervlaktewateren en grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen?

Om deze vraag te beantwoorden heeft het RIVM in opdracht van VROM een beoordelingsmethode ontwikkeld om vast te stellen wanneer de toestand van het grondwater niet voldoet aan de doelstellingen voor de bijbehorende aquatische en terrestrische ecosystemen.

Deze methodiek hangt nauw samen met de ‘Nadere uitwerking KRW doelen grondwater-kwantiteit’ (DGW, 2007). Deze uitwerking geeft de opties voor uitwerking van de grondwaterkwantiteitsdoelen voor de bijbehorende aquatische en terrestrische ecosystemen. In het Landelijk Bestuurlijk Overleg Water (LBOW) is een keuze gemaakt uit de verschillende opties die het rapport aandraagt. De gekozen opties zijn in dit rapport volledig overgenomen.

Voor de monitoring wordt aangesloten bij het concept ‘Handreiking afstemming KRW monitoring oppervlaktewater-grondwater en beschermde gebieden’ van het RIZA (Stuijzand et al., 2006). Deze handreiking beschrijft in welke situaties afstemming van monitoring noodzakelijk is, waarbij in feite hetzelfde criterium centraal staat: “*Afstemming is relevant als de doelen in het ene waterlichaam/beschermde gebied niet worden gehaald door toedoen van een ander waterlichaam*”. Deze handreiking van het RIZA geeft daarbij tal van voorbeelden en situaties waarbij het grondwater het oppervlaktewater wel en niet beïnvloedt en gaat in op de vraag wie (Rijk, provincies, waterschappen, gemeenten en terreinbeheerders) formeel

verantwoordelijk is voor wat. De handreiking brengt veel informatie voor de beheerder bijeen.

Deze handreiking beschrijft ook een aantal onzekere factoren die voor een deel nog steeds gelden. Zo is een deel van de normen, doelstellingen en randvoorwaarden voor de aquatische en terrestrische ecosystemen formeel nog niet vastgesteld. Daarnaast zijn de verantwoordelijkheden van de betrokken partijen nog niet in alle gevallen vastgelegd.

De keuze van maatregelen om de toestand van het grondwater te verbeteren en de vraag wie verantwoordelijk is voor wat vallen buiten deze studie; wel is aangegeven welke plek maatregelen in de methodiek hebben.

Deel 1 van dit rapport beschrijft een methodiek om vast te stellen wanneer de toestand van het grondwater niet voldoet aan de doelstellingen van de bijbehorende aquatische en terrestrische ecosystemen. Hoofdstuk 2 begint met het uitgangsmateriaal en grijpt daarvoor terug naar de officiële tekst zoals die in Annex 5 van de KRW is geformuleerd. Hoofdstuk 3 beschrijft de beoordelingsmethode, het stappenplan, en tracht daarbij zoveel mogelijk relevante rapporten, documenten en bestanden aan te reiken. Hoofdstuk 4 geeft een aantal voorbeelden van de toepassing van de beoordelingsmethode. Hoofdstuk 5 laat, op basis van nationale informatie, zien waar oppervlaktewater en terrestrische doelstellingen mogelijk niet gehaald worden door de toestand van het grondwater. Tenslotte worden in hoofdstuk 6 een aantal conclusies getrokken en aanbevelingen gedaan voor verdere ontwikkeling van de methodiek.

Deel 2 van dit rapport, 'Grondwater voor Natuur', beschrijft de schakel tussen terrestrische doelstellingen en fysisch-chemische randvoorwaarden. De benodigde informatie was op dit punt minder goed uitgewerkt. Het reikt de beheerders van natuurgebieden de benodigde basiskennis aan. Voor een groot aantal landschapstypen met een grote natuurbehoudswaarde is door het KIWA een overzicht geschreven van de ecohydrologische relaties in het Nederlandse landschap en potentiële bedreigingen door aantasting van het grondwaterlichaam.

2. Annex 5 van de Kaderrichtlijn Water

De beoordelingsmethode om vast te stellen wanneer de toestand van het grondwater niet voldoet aan de doelstellingen van de bijbehorende aquatische en terrestrische ecosystemen gaat enerzijds uit van de randvoorwaarden zoals die in Annex 5 van de KRW gesteld zijn en anderzijds van de doelstellingen zoals die voor het oppervlaktewater en de terrestrische ecosystemen gedefinieerd zijn.

De voorschriften voor grondwater in de KRW zijn niet erg specifiek. Conform Annex V van de KRW is er sprake van een goede grondwaterstand als:

De grondwaterstand in het grondwaterlichaam is van dien aard dat de gemiddelde jaarlijkse onttrekking op lange termijn de beschikbare grondwatervoorraad niet overschrijdt. Dienovereenkomstig ondergaat de grondwaterstand geen zodanige antropogene veranderingen dat:

- de milieudoelstellingen volgens artikel 4 voor bijbehorende oppervlaktewateren niet worden bereikt,*
- de toestand van die wateren significant achteruitgaat,*
- significante schade wordt toegebracht aan de terrestrische ecosystemen die rechtstreeks van het grondwaterlichaam afhankelijk zijn,*

en er kunnen zich tijdelijk, of in een ruimtelijk beperkt gebied, voortdurend veranderingen voordoen in de stroomrichting ten gevolge van veranderingen in de grondwaterstand, maar zulke omkeringen veroorzaken geen intrusies van zout water of stoffen van andere aard en wijzen niet op een aanhoudende, duidelijk te constateren antropogene tendens in de stroomrichting die vermoedelijk tot zulke intrusies zal leiden.

en een goede chemische toestand als:

De chemische samenstelling van het grondwaterlichaam is zodanig dat de concentraties van verontreinigende stoffen:

- als hierna vermeld geen effecten van zout of andere intrusies vertonen;*
- de uit hoofde van andere communautaire wetgeving toepasselijke kwaliteitsnormen niet overschrijden, in overeenstemming met artikel 17;*
- niet zodanig zijn dat de ingevolge artikel 4 voor bijbehorende oppervlaktewateren aangegeven milieudoelstellingen niet worden bereikt, een significante vermindering van de ecologische of chemische kwaliteit van die waterlichamen optreedt of significante schade wordt toegebracht aan terrestrische ecosystemen die rechtstreeks afhankelijk zijn van het grondwaterlichaam.*

Veranderingen in de geleidbaarheid wijzen niet op intrusies van zout of andere stoffen in het grondwaterlichaam.

Ten aanzien van de bijbehorende oppervlaktewateren geldt dus dat:

- de grondwaterstand geen zodanige antropogene veranderingen ondergaat dat de milieudoelstellingen niet worden bereikt dan wel de toestand van het oppervlaktewater significant achteruitgaat en

- de chemische samenstelling van het grondwaterlichaam zodanig is dat de concentraties van verontreinigende stoffen:
 - o de kwaliteitsnormen niet overschrijden,
 - o niet zodanig zijn dat de milieudoelstellingen niet worden bereikt dan wel
 - o een significante vermindering van de ecologische of chemische kwaliteit optreedt.

Kortom, de toestand van het grondwater, kwaliteit en grondwaterstand moet dus zo zijn dat de milieudoelstellingen en kwaliteitsnormen van de bijbehorende oppervlaktewateren kunnen worden gehaald en er door de toestand van het grondwater geen significante verslechtering optreedt.

Voor de terrestrische ecosystemen die rechtstreeks van het grondwaterlichaam afhankelijk zijn geldt dus dat:

- de grondwaterstand geen zodanige antropogene veranderingen ondergaat dat significante schade wordt toegebracht en
- de chemische samenstelling van het grondwaterlichaam zodanig is dat door de concentraties van verontreinigende stoffen geen significante schade wordt toegebracht.

Kortom, de toestand van het grondwater, kwaliteit en grondwaterstand moet dus zo zijn dat er geen significante schade wordt toegebracht aan de terrestrische ecosystemen die rechtstreeks van het grondwaterlichaam afhankelijk zijn.

3. Beoordeling van de grondwatertoestand

De beoordeling gaat enerzijds uit van de doelstellingen voor het oppervlaktewater en de terrestrische ecosystemen en anderzijds van de beschikbare meetgegevens over de toestand van het oppervlaktewater, het terrestrisch ecosysteem en het grondwater. In principe wordt de toestand van het grondwater getoetst aan kwaliteits- en kwantiteitsdoelstellingen voor de bijbehorende oppervlaktewateren en terrestrische ecosystemen. Omdat de wettelijke kaders voor oppervlaktewater en terrestrische ecosystemen verschillen is voor beide een afzonderlijk stappenplan opgesteld.

De methodiek is een risicobeoordelingsmethode en verloopt conform een “tiered approach”. Met andere woorden, zij is opgebouwd uit een aantal stappen waarbij eerst de “makkelijkste” stappen genomen worden. Door eerst de makkelijkste stappen te nemen wordt voorkomen dat men veel werk moet verzetten dat achteraf gezien niet nodig was geweest. De makkelijkste stappen hangen af van welke informatie men direct beschikbaar heeft. Omdat dit per gebied kan variëren kan de volgorde van de stappen verschillen. Uiteindelijk wordt in een nadere systeemanalyse bepaald of het grondwaterlichaam wel of niet aan de gestelde eisen voldoet.

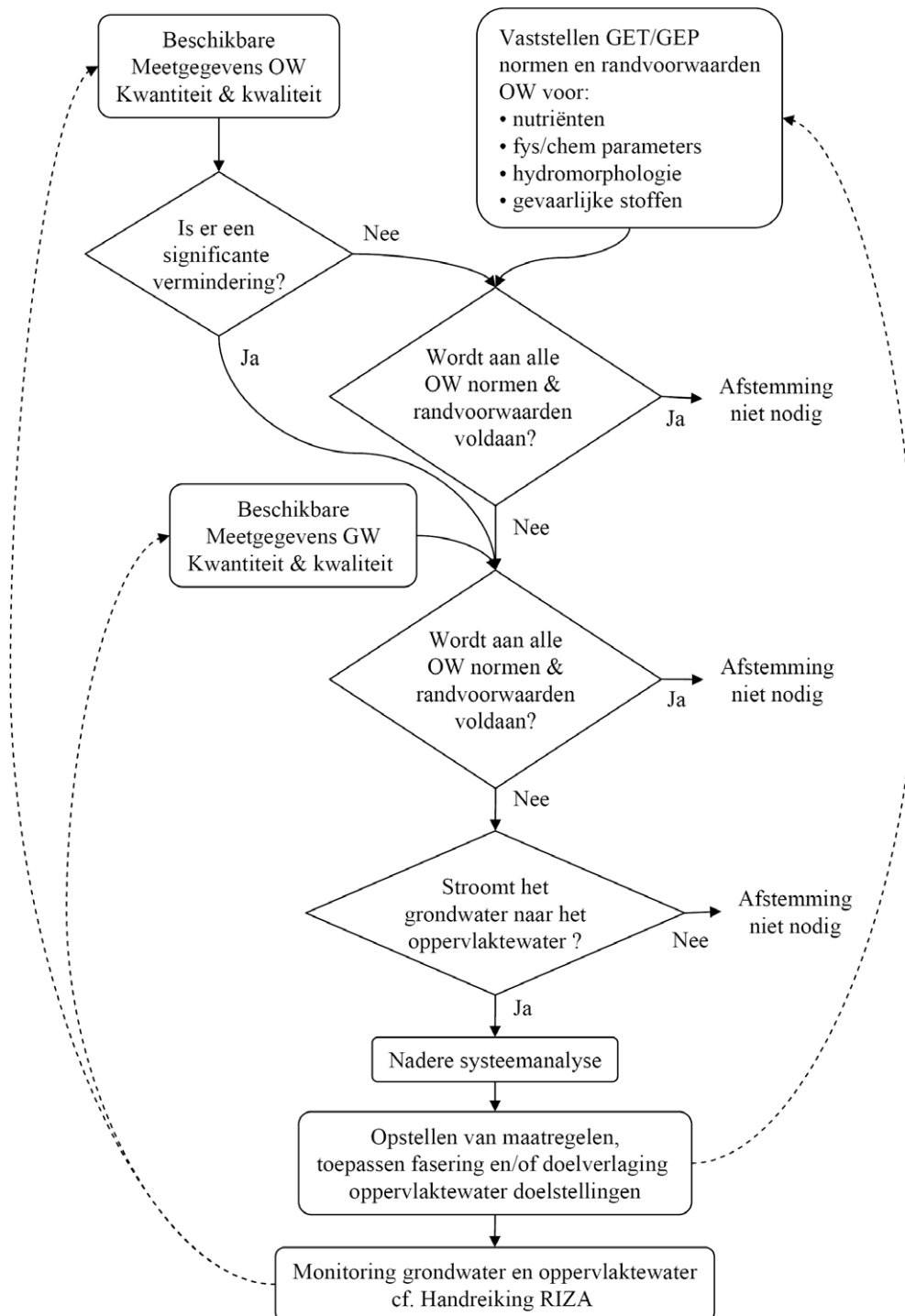
In de stappenplannen worden eerst de doelstellingen en normen verzameld. Deze worden dan vergeleken met de beschikbare meetgegevens voor oppervlaktewater en terrestrische ecosystemen. Als het oppervlaktewater en/of het terrestrische ecosysteem niet voldoen c.q. voldoet aan de gestelde doelen dan moet worden bepaald of het grondwaterlichaam hier mede de oorzaak van is.

Als de toestand van het grondwater niet voldoet aan de gestelde doelen voor het oppervlaktewater en/of het terrestrisch ecosysteem dan moeten:

- maatregelen opgesteld worden om de toestand van het grondwater te verbeteren. De KRW art 4.4 schetst daarbij mogelijkheden om het behalen van de doelstellingen (2015) te faseren naar een later tijdstip in 2021 of 2027. Faseren is mogelijk als de te nemen maatregelen tot onevenredig hoge kosten leiden, als het doel om technische redenen niet tijdig bereikt kan worden of als natuurlijke omstandigheden verhinderen dat een doelstelling gehaald kan worden en/of
- de doelstellingen van de bijbehorende aquatische en terrestrische ecosystemen worden aangepast. Artikel 4.5 in de KRW biedt de mogelijkheid om doelstellingen te verlagen.

3.1 Beoordeling aan de oppervlaktewaterdoelstellingen

De toestand van het grondwater moet zo zijn dat de milieudoelstellingen van de bijbehorende oppervlaktewateren worden gehaald en er geen significante vermindering van de ecologische of chemische kwaliteit optreedt. Als dit niet het geval is dan dienen de oppervlaktewaterdoelstellingen aangepast te worden en/of maatregelen genomen te worden om de toestand van het grondwater te verbeteren.



Figuur 1. Beoordeling grondwatertoestand op basis van de oppervlaktewaterdoelstellingen. OW = Oppervlakte water, GW = Grondwater, GET = Goede Ecologische Toestand, GEP = Goed Ecologisch Potentieel.

3.1.1 Het Stappenplan

Figuur 1 geeft schematisch de beoordeling van de grondwatertoestand in relatie tot de oppervlaktewaterdoelstellingen weer. De beoordeling gaat uit van de normen en randvoorwaarden voor het oppervlaktewaterlichaam en de beschikbare meetgegevens over kwantiteit en kwaliteit van het oppervlaktewaterlichaam. De beoordeling bestaat in essentie uit zes stappen:

1. **Als** het oppervlaktewaterlichaam aan zijn doelstellingen voldoet en er ook geen significante vermindering optreedt **dan** is er niets aan de hand en er hoeven geen verdere stappen genomen te worden. In onderstaande paragraaf wordt een mogelijke aanpak gegeven om de term 'significant' uit te werken.
2. **Als** het oppervlaktewater hier niet aan voldoet **dan** wordt bekeken of het grondwaterlichaam aan de oppervlaktewaterdoelstellingen voldoet. Als het grondwaterlichaam wel aan de oppervlaktewaterdoelstellingen voldoet dan is er ook nog niets aan de hand en hoeven er geen verdere stappen genomen te worden.
3. **Als** het grondwaterlichaam niet aan de oppervlaktewaterdoelstellingen voldoet **dan** is het de vraag of het grondwater wel afstroomt richting het oppervlaktewaterlichaam. Als dat niet het geval is dan is er niets aan de hand en hoeven er geen verdere stappen genomen te worden.
4. **Als** het grondwater wel afstroomt naar het oppervlaktewater **dan** volgt een nadere systeemanalyse om te bepalen of de kwantitatieve en/of chemische toestand van het grondwater mede de oorzaak zijn c.q. is van het feit dat de oppervlaktewaterdoelstellingen niet worden gehaald.
5. **Als** uit de systeemanalyse blijkt dat het grondwater mede veroorzaakt dat de oppervlaktewaterdoelstellingen niet worden gehaald **dan** moeten er maatregelen genomen worden, eventueel gefaseerd en/of de oppervlaktewaterdoelstellingen worden verlaagd.
6. Tenslotte dient er gemonitord te worden conform het (concept) rapport 'Handreiking afstemming KRW monitoring' van het RIZA.

De exacte volgorde van de stappen in de methodiek is niet zo belangrijk. In bovengenoemde opzet is er voor gekozen om de stappen die in het algemeen het minst tijdrovend zijn het eerst uit te voeren. Uiteindelijk wordt in de nadere systeemanalyse bepaald of het grondwaterlichaam wel of niet aan de gestelde eisen voldoet.

3.1.2 Discussiepunten

Voor zowel de grondwatertoestand als de grondwaterkwaliteit wordt in Annex V gesproken over *een significante verslechtering/vermindering*. De term 'significant' wordt in de Annex V van de KRW niet nader toegelicht. Een mogelijke aanpak om deze te operationaliseren is: als bij extrapolatie van deze negatieve trend de ecologische of chemische doelstellingen van die waterlichamen binnen een periode van bijvoorbeeld zes jaar niet meer gehaald zouden worden. Dit kan men ook anders uitwerken, maar men zal dan snel in een systematische uitwerking van alle mogelijke in- en externe bronnen en afbraakprocessen van verontreinigende stoffen belanden. De huidige uitwerking betekent dat men bij een dergelijke verslechtering minimaal genoodzaakt wordt om de toestand van het grondwater te 'monitoren voor nader onderzoek' conform het concept 'Handreiking afstemming KRW monitoring' van het RIZA (Stuijzand et al., , 2006)

3.1.3 Oppervlaktewaterdoelstellingen

Voor de beoordeling dient men te beschikken over de lokale oppervlaktewaterdoelstellingen. De doelstellingen voor het oppervlaktewater worden momenteel voor de KRW uitgewerkt en

vastgelegd. In de KRW wordt onderscheid gemaakt tussen natuurlijke en niet-natuurlijke oppervlaktewateren. De natuurlijke oppervlaktewateren moeten voldoen aan de richtlijnen in de KRW voor een Goede Ecologische Toestand, de GET. Voor de niet-natuurlijke wateren moet de hoogst haalbare ecologische referentie gedefinieerd worden, het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) alsmede de daadwerkelijk na te streven toestand, het Goede Ecologische Potentieel (GEP). De regio's dienen zelf de MEP/GEP voor de niet-natuurlijke wateren vast te stellen.

Zowel voor de GET als voor de GEP dient het oppervlaktewater te voldoen aan normen en randvoorwaarden voor:

- Nutriënten: totaalfosfaat en totaalstikstof.
Voor de GET voor natuurlijke wateren zijn onlangs nieuwe werknormen voor nutriënten afgeleid (STOWA, 2007) en gepubliceerd in de December Nota 2006 (VenW, 2006).
- Fysisch/chemische parameters: temperatuur, zuurgraad, doorzicht, chloride en zuurstof gehalte.
Voor de natuurlijke wateren zijn werknormen voor de algemeen fysisch-chemische parameters afgeleid (STOWA, 2007; Van der Molen et al., 2006). Deze moeten nog in het Cluster Milieu vastgesteld worden.
- Hydromorphologische parameters: hydrologisch regime, kwantiteit en dynamiek van de waterstroming, verbinding met grondwaterlichamen, morfologie, variaties in diepte en breedte, structuur en substraat van de bodem, structuur van de oeverzone.
Als aan de hydromorphologische doelstellingen voor het oppervlaktewatersysteem niet worden voldaan dan kan het grondwater mede de oorzaak zijn door peilverlaging, drainage of de onttrekking van grondwater voor onder meer drinkwatervoorziening (DGW, 2007).
- Prioritaire stoffen
Dit zijn de 41 stoffen waar de EU grenzen aan stelt en de stoffen waar in de stroomgebiedbeheersplannen grenzen aan gesteld worden. De grenzen voor de 41 prioritaire stoffen worden genoemd in concept richtlijn 2006/0129 (COD) van de EU. Deze richtlijn zal een aantal oudere richtlijnen vervangen.
Opgemerkt zij dat voor sommige stoffen de normen gebaseerd zijn op risico's voor ecosystemen en ze daarmee een-op-een bruikbaar zijn voor deze methodiek, maar voor andere stoffen zijn de normen gebaseerd op humane risico's die voor deze methodiek niet van belang zijn.

Specifiek ten aanzien van de kwantitatieve grondwatertoestand (DGW, 2007) heeft het LBOW op 16 april 2007 ingestemd met het advies om de interactie met het oppervlaktewater als volgt uit te werken: *“Per oppervlaktewaterlichaam wordt bekeken of de goede toestand¹ bereikt is aan de hand van de reeds vastgestelde milieudoelstellingen. Als dit het geval is, is er (blijkbaar) geen beperking vanuit het grondwater. Als de goede toestand niet bereikt wordt moet onderzocht worden of antropogene veranderingen in de grondwaterstand (inclusief stijghoogte) hier mede debet aan zijn. Is grondwater hier mede debet aan dan moet een minimaal grondwaterregime worden vastgesteld, zodanig dat deze niet beperkend is voor het behalen van de goede toestand voor de oppervlaktewaterlichamen”*.

Voor de niet-natuurlijke wateren zijn de bovenstaande normen en randvoorwaarden nog niet vastgesteld. Voor sterk veranderde en kunstmatige rijkswateren worden de ecologische doelen vermoedelijk per Algemene Maatregel van Bestuur (AMvB) vastgelegd, voor de regionale wateren vermoedelijk in provinciale verordeningen (PMV). Voor het vaststellen

¹ Het vaststellen van een MEP, GEP of GET is een iteratief proces, waarbij doelstellingen en fysieke en maatschappelijke mogelijkheden worden afgewogen. Dit betekent dat ook rekening moet worden gehouden met de mogelijkheden van het grondwatersysteem.

van werknormen voor nutriënten, fysisch/chemische en hydromorphologische parameters voor deze sterk veranderde en kunstmatige wateren is de ‘Handreiking MEP/GEP’ opgesteld (STOWA 2006). Deze werknormen zullen via een proces van ‘inter-kalibratie’ door de waterschappen onderling op elkaar afgestemd worden.

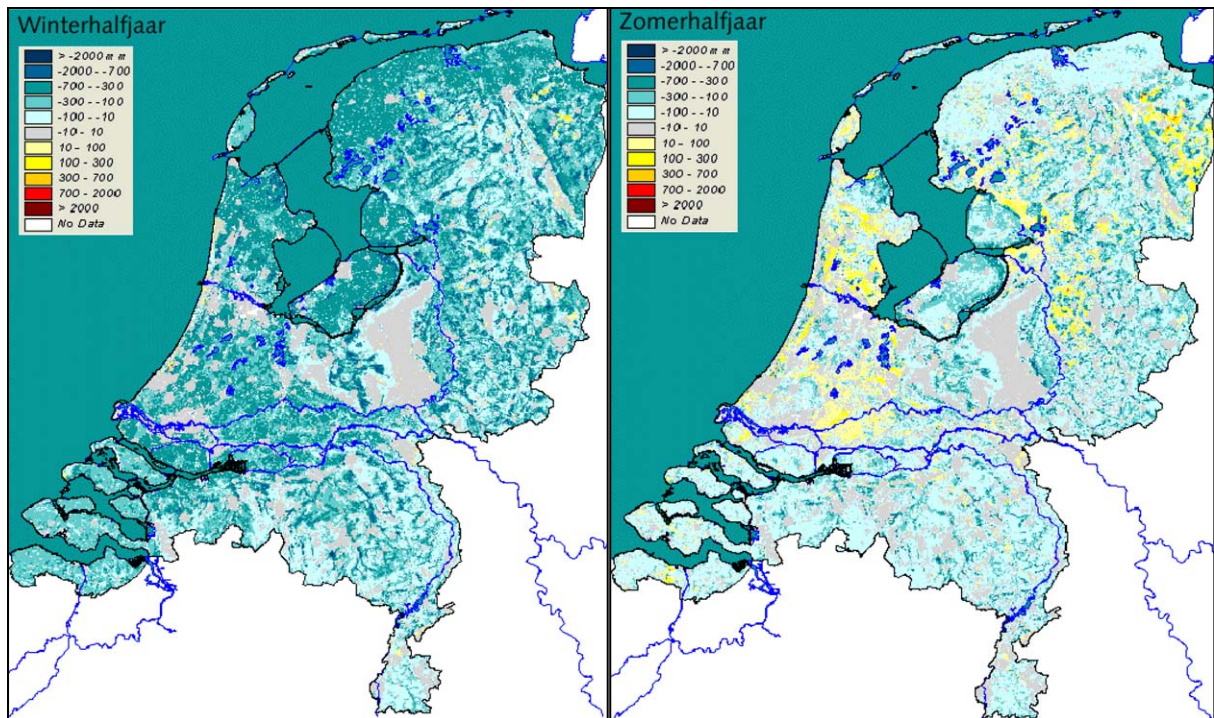
Voor beken en sloten kunnen de randvoorwaarden voor de aquatische natuur bepaald worden met de module Doelrealisatie Aquatische Natuur, die onderdeel uitmaakt van het Waternood-instrumentarium (STOWA, 2005). Met deze module kunnen de randvoorwaarden voor de hydrologie, morfologie en nutriënten bepaald worden op basis van de hydromorphologische toestand en biotische gegevens met betrekking tot macrofauna, waterplanten en vissen.

3.1.4 Meetgegevens

De doelstellingen voor het oppervlaktewater dienen vergeleken te worden met de beschikbare meetgegevens voor het oppervlaktewater en het grondwater. Deze meetgegevens zouden in principe beschikbaar moeten komen omdat volgens de KRW ‘toestand en trend monitoring’ moet worden uitgevoerd om inzicht te krijgen in de langjarige trends in een bepaald waterlichaam. Bij waterlichamen die ‘at risk’ zijn, waarbij de kans bestaat dat bepaalde doelen overschreden worden, is aanvullende monitoring vereist en moet overgegaan worden tot ‘operationele monitoring’. Als de reden voor overschrijding niet bekend is en er nog geen operationeel monitoringsysteem is ingesteld is ‘monitoring voor nader onderzoek’ vereist om de mogelijke oorzaak voor overschrijding te achterhalen. De ‘Handreiking afstemming KRW monitoring’ van het RIZA (Stuijzand et al., , 2006) tracht zo goed mogelijk aan te geven waar, wanneer en waarom er wát gemonitord zou moeten worden.

3.1.5 Grondwaterstroming

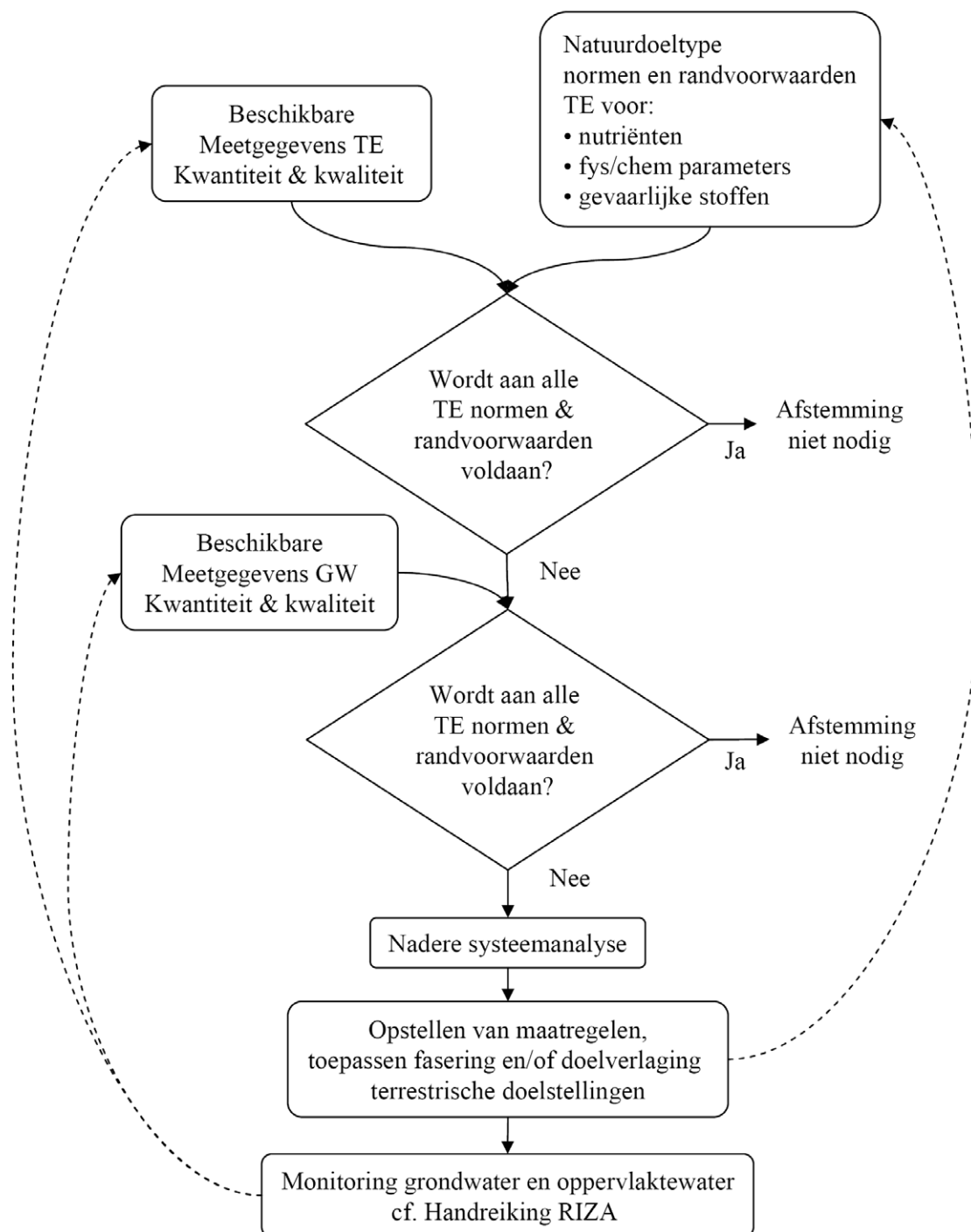
Als het grondwater in kwalitatieve zin niet voldoet aan de oppervlaktewaterdoelstellingen moet het ook nog naar het oppervlaktewater afstromen om dat negatief te beïnvloeden. Dit hangt af van de laterale flux tussen het grondwater en het oppervlaktewater (Stuijzand et al., , 2006). Deze varieert met het netto regenwateroverschot/tekort gedurende het jaar. Figuur 2 toont deze laterale flux tussen het grondwater en oppervlaktewater voor het winter- en zomerhalfjaar. Deze kaarten zijn gemaakt met het hydrologische modelinstrumentarium van RWS RIZA (www.riza.nl/mona) uitgaande van een gemiddeld hydrologisch jaar. In het winterhalfjaar is er een netto regenwateroverschot dat via de bodem, drainagebuizen, greppels en sloten naar het oppervlaktewater wordt afgevoerd. In het zomerhalfjaar kan gedurende droge perioden een watertekort ontstaan en de laterale flux omdraaien. Vooral in infiltratiegebieden met peilopzet, veengronden in West-Nederland lijkt hier sprake van te zijn. Kwelgebieden laten een continue drainage vanuit de bodem naar het oppervlaktewater zien. Zoals aangegeven in Figuur 2 zal het grondwater in het winterhalfjaar veelal afstromen naar het oppervlaktewater. In de zomer, gedurende droge perioden, kan dit anders zijn. In poldergebieden kan voor het handhaven van het peil gebiedsvreemd water worden ingelaten waardoor er een laterale flux van het oppervlaktewater naar de bodem en het grondwater zal ontstaan. In hoeverre het grondwater de oppervlaktewaterkwaliteit beïnvloedt, hangt af van de oppervlaktewaterdoelstelling die niet gehaald wordt en de netto grondwaterflux. Sommige oppervlaktewaterdoelstellingen gelden alleen gedurende de zomerperiode. Het zal dan van de hoeveelheid gebiedsvreemd water ten opzichte van het gebiedseigen water afhangen in welke mate het grondwater (mede) de oorzaak is van de slechte oppervlaktewaterkwaliteit.



Figuur 2. Laterale flux tussen het grondwater en het oppervlakte water voor een gemiddeld hydrologisch jaar. Bij een negatieve flux (blauw) stroomt het water vanuit de bodem naar het oppervlaktewater, bij een positieve flux (geel) stroomt het oppervlaktewater naar de bodem en voedt het grondwater.

3.2 Beoordeling aan de terrestrische doelstellingen

De toestand van het grondwater moet zo zijn dat er geen significante schade wordt toegebracht aan de terrestrische ecosystemen die rechtstreeks van het grondwaterlichaam afhankelijk zijn. Als dit niet het geval is dan dienen de terrestrische doelstellingen aangepast te worden en/of maatregelen genomen om de toestand van het grondwater te verbeteren.



Figuur 3. Beoordeling grondwatertoestand op basis van de terrestrische doelstellingen. TE = Terrestrisch ecosysteem, GW = Grondwater.

3.2.1 Het Stappenplan

Figuur 3 geeft schematisch de beoordeling van de grondwatertoestand aan de terrestrische doelstellingen weer. In tegenstelling tot de beoordeling voor oppervlaktewatersystemen hoeft voor terrestrische systemen niet bepaald te worden of de grondwaterstand significant verslechtert en de grondwaterkwaliteit significant vermindert. Wederom gaat de beoordeling enerzijds uit van de doelstellingen, normen en randvoorwaarden voor de terrestrische ecosystemen en anderzijds van de beschikbare meetgegevens voor de bodem en het grondwater. De beoordeling bestaat in essentie uit vijf stappen:

1. **Als** het terrestrisch ecosysteem aan zijn doelstellingen voldoet **dan** is er niets aan de hand en er hoeven verder geen stappen genomen te worden. In onderstaande paragraaf wordt een mogelijke aanpak gegeven om de term “significant” uit te werken.
2. **Als** het terrestrisch ecosysteem hier niet aan voldoet **dan** wordt bekeken of de grondwaterstand en grondwaterkwaliteit aan de eisen van het terrestrisch systeem voldoen. Als het grondwaterlichaam wel aan de eisen van het terrestrisch ecosysteem voldoet dan is ook nog niets aan de hand en hoeven er geen verdere stappen genomen te worden.
3. **Als** het grondwaterlichaam niet aan de eisen van het terrestrisch systeem voldoet **dan** volgt een nadere systeemanalyse om te bepalen of door antropogene veranderingen de grondwaterstand zodanig verandert dat er significante schade wordt toegebracht aan de terrestrische ecosystemen dan wel de grondwaterkwaliteit significante schade toebrengt aan de terrestrische ecosystemen die rechtstreeks afhankelijk zijn van het grondwaterlichaam.
4. **Als** uit de systeemanalyse blijkt dat het grondwater mede de oorzaak is dat de terrestrische doelstellingen niet worden gehaald **dan** moeten er, eventueel gefaseerd, maatregelen genomen worden en/of de terrestrische doelstellingen worden verlaagd.
5. Tenslotte dient er gemonitord te worden conform het (concept) rapport ‘Handreiking afstemming KRW monitoring’ van het RIZA.

3.2.2 Discussiepunten

Annex 5 van de KRW geeft niet expliciet aan welke terrestrische ecosystemen bedoeld worden. Voor het stappenplan is aangenomen dat het uitsluitend de terrestrische ecosystemen in de natuurgebieden betreft en niet de terrestrische ecosystemen in de agrarische en urbane gebieden. Beleidsmatig kunnen de terrestrische ecosystemen onderscheiden worden in drie categorieën: de gebieden die voor Natura 2000 bij de EU zijn aangemeld, de gebieden die binnen de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) vallen en de overige gebieden. Voor de grondwaterstand is in het LBOW een prioritering gemaakt tussen de verschillende beleidscategorieën. Ook voor de chemische toestand kan het beleid een prioritering aanbrenge.

3.2.3 Terrestrische doelstellingen

Voor de beoordeling dient men te beschikken over de lokale terrestrische doelstellingen. Voor Natura 2000 heeft Nederland alle gebieden die onder de Vogel- en Habitatrichtlijnen vallen aangemeld. De EHS is door de provincies vrijwel volledig begrensd (LNV, 2000). Bij de EHS gaat het zowel om bestaande natuurgebieden als om nieuwe natuurgebieden. De EHS en Natura 2000-gebieden zijn opgenomen in de nationale ruimtelijke hoofdstructuur in de Nota Ruimte (VROM, 2004).

Voor de Natura 2000-gebieden en de EHS zijn doelen geformuleerd, voor de overige gebieden niet. Voor Natura 2000 zijn per landschap doelstellingen geformuleerd in het Natura 2000-doelendocument (LNV, 2006). Er worden in totaal acht landschappen

onderscheiden met elk hun eigen kenmerkende habitattypen en soorten, kernopgaven en aanpak om het netwerk op de langere termijn te verbeteren. Dit doelendocument beschrijft de habitattypen en bijbehorende flora- en faunasoorten per landschap. Daarnaast zijn in het Doelendocument zogenaamde ‘sense of urgency’ gebieden gedefinieerd. In deze gebieden moeten ‘door adequate maatregelen de specifieke ecologische vereisten zo snel als mogelijk, doch uiterlijk binnen tien jaar na nu op orde gebracht worden’.

Voor de EHS zijn, vergelijkbaar met het doelendocument, 92 verschillende natuurdoeltypen beschreven door Bal et al. (2001) in het ‘Handboek natuurdoeltypen in Nederland’.

Aangezien de Natura 2000-gebieden en de EHS voor een aanzienlijk deel overlappen gelden in veel gebieden de doelstellingen voor Natura 2000 als de EHS. Interactieve kaarten met de Natura 2000-gebieden, de EHS, de Natuurbeschermingswetgebieden of de natuurdoeltypen zijn te vinden op <http://www.natuurgegevens.nl/> door te zoeken naar Natura 2000, EHS of natuurdoeltypen.

De doelen voor de terrestrische ecosystemen zijn veelal gesteld in termen van het voorkomen van bepaalde planten en dieren. Deze doelen moeten dan vertaald worden naar de eisen die ze stellen aan de bodem en het grondwater zoals zuurgraad, voedselrijkdom, vocht, zoutgehalte, overstromingstolerantie en grondwaterstand. De benodigde kennis voor deze vertaling is verzameld in Deel 2 van dit rapport. In dit deel wordt per landschapstype de samenhang tussen het grondwater, de aquatische en terrestrische natuur besproken. Daarnaast is de module ‘Natuur-Terrestrisch’ ontwikkeld in het programma ‘Waternood’ (STOWA, 2006). Deze module geeft de optimale condities aan voor de Natuurdoeltypen, Natura 2000-habitattypen en een groot aantal plantengemeenschappen.

(<http://www.synbiosys.alterra.nl/waternood/>)

Specifiek ten aanzien van de kwantitatieve grondwatertoestand (DGW, 2007) heeft het LBOW op 16 april 2007 ingestemd met het advies om de interactie met terrestrische ecosystemen als volgt uit te werken:

‘Voor Natura 2000 gebieden moeten de grondwaterafhankelijke instandhoudingsdoelen in een gunstige staat worden gebracht, in principe uiterlijk voor 2015. Dit wordt getoetst aan hydrologische parameters (GGOR), waarbij de gewenste situatie in beeld wordt gebracht en de ontwikkelingen die zich daarin voordoen. Voor grondwaterafhankelijke systemen binnen de Ecologische Hoofd Structuur (EHS), die op de provinciale TOP-lijsten voorkomen, wordt als doelstelling ‘geen achteruitgang’ gehanteerd.’

Voor de overige natuur zijn geen nationale natuurdoelen gedefinieerd. Het is onduidelijk of dit vanuit de KRW gevraagd zal worden. Voor deze gebieden kan ook op basis van de kennis verzameld in Deel 2 bepaald worden welke eisen de verschillende terrestrische ecosystemen aan hun omgeving stellen en of er mogelijk sprake is van significante schade.

3.2.4 Meetgegevens

De terrestrische doelstellingen, soortensamenstelling, grondwaterstand en grondwaterkwaliteitseisen die de soorten stellen moeten vergeleken worden met soortenopnames van het terrestrisch systeem en meetgegevens voor het grondwater. Meetgegevens over het voorkomen van planten- en diersoorten binnen en buiten de natuurgebieden kunnen (tegen vergoeding) aangevraagd worden via het natuurloket op www.floron.nl.

Meetgegevens voor het grondwater zouden in principe beschikbaar moeten komen omdat volgens de KRW ‘toestand en trend monitoring’ moet worden uitgevoerd om inzicht te krijgen in de langjarige trends in een bepaald waterlichaam. Bij waterlichamen die ‘at risk’ zijn en waarbij de kans bestaat dat bepaalde doelen overschreden worden, is aanvullende

monitoring vereist en moet overgegaan worden tot ‘operationele monitoring’. Als de reden voor overschrijding niet bekend is en er nog geen operationeel monitoringsysteem is ingesteld kan ‘monitoring voor nader onderzoek’ plaatsvinden om de mogelijke oorzaak voor overschrijding te achterhalen. Het concept ‘Handreiking afstemming KRW monitoring’ van het RIZA (Stuijzand et al., 2006) tracht zo goed mogelijk aan te geven waar, wanneer en waarom er wát gemonitord zou moeten worden.

3.2.5 Prioritering

Voor de grondwaterafhankelijke natuur wordt door het Rijk voorrang gegeven aan de Natura-2000 gebieden (alle gebieden die zijn aangewezen op basis van de Vogel- en/of de Habitatrichtlijn). Om tijdig duidelijkheid te krijgen over de benodigde watercondities is bij de afstemming tussen Natura 2000 en de KRW door de Regie Naturagroep 2000 een nadere prioritering opgesteld:

1. Natura 2000-gebieden met een ‘sense of urgency’ op het gebied van water
2. Natura 2000-gebieden met daarbinnen TOP-gebieden verdroging
3. Natura 2000-gebieden met overige wateropgaven.

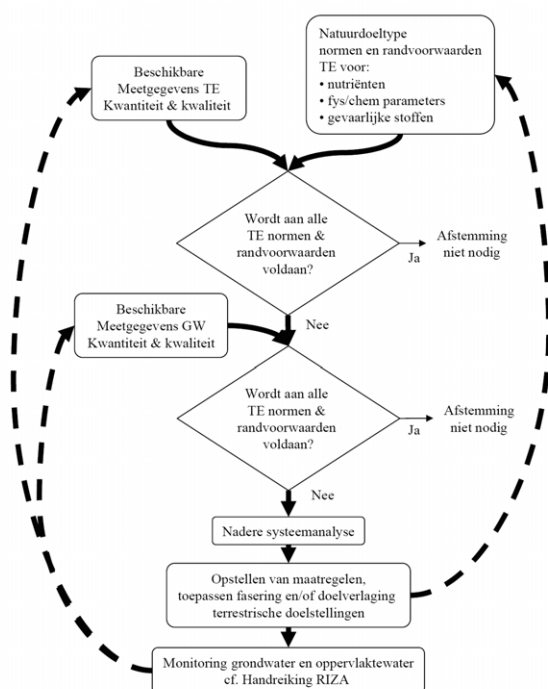
4. Voorbeelden

In deze paragraaf wordt een aantal voorbeelden gegeven van het gebruik van de methode.

4.1 Beekvliet

Beekvliet vormt een van de dertien praktijkvoorbeelden van de Taskforce Verdroging (zie <http://www.verdroging.nl/>). Het gebied maakt zowel deel uit van Natura 2000 als van de provinciale ecologische hoofdstructuur. Het gebied wordt gekenmerkt door intensieve agrarische bedrijfsvoering. Behalve dat hierdoor verdroging van de natuur in de hand wordt gewerkt, veroorzaakt de landbouw ook een waterkwaliteitsprobleem. Door de overbesteding in de intrekgebieden raakt het kwelwater vervuild. Door uit- en afspoeling van het grondwater wordt nutriëntrijk water via de afwateringssloten door het natuurgebied afgevoerd.

Beekvliet dankt zijn ecologische kwaliteiten aan de aanwezigheid van ondiepe kalkhoudende zandlagen en aan goed ontwikkelde gradiënten van nat naar droog. De belangrijkste doelstelling van het gebied vormt het verbeteren en uitbreiden van de bestaande kalkmoerassen, trilvenen, schraalgraslanden, vochtige heides en vochtige alluviale bossen. De meeste van deze natuurdoeltypen zijn afhankelijk van voedselarm en kalkrijk kwelwater.



Figuur 4. Beoordeling van de toestand van het grondwater in Beekvliet op basis van de terrestrische doelstellingen. De dikke pijlen geven de beoordelingsroute weer.

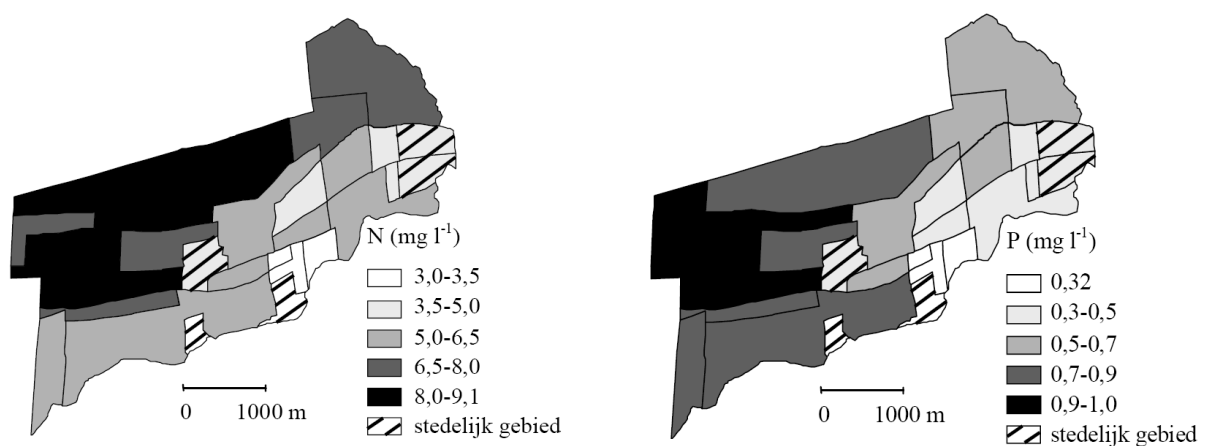
De meetgegevens laten zien dat aan de randvoorwaarden voor de verschillende natuurdoeltypen in het gebied niet wordt voldaan (zie Figuur 4). Waarnemingen van vochtminnende, overstromingstolerante plantensoorten zijn sterk teruggelopen, terwijl matig voedselrijke tot zeer voedselrijke soorten zijn toegenomen. De grondwaterstand is sterk verlaagd en het grondwater is te rijk aan nutriënten. Een nadere systeemanalyse moet uitwijzen in welke mate de grondwaterstand en de grondwaterkwaliteit de oorzaak zijn van

de veranderde soortensamenstelling. Aangezien het een van de praktijkvoorbeelden van de Taskforce Verdroging is dient men ook na te gaan in hoeverre het in gang gezette beleid en getroffen maatregelen afdoende zijn dan wel dat nog aanvullende maatregelen genomen zouden moeten worden.

De toestand van het grondwater voldoet niet aan de eisen die het terrestrisch ecosysteem stelt. De beheerder dient, voor zover haalbaar en betaalbaar, maatregelen aan te geven om de verdroging en eutrofiëring te verminderen en/of de doelstellingen in het gebied te verlagen.

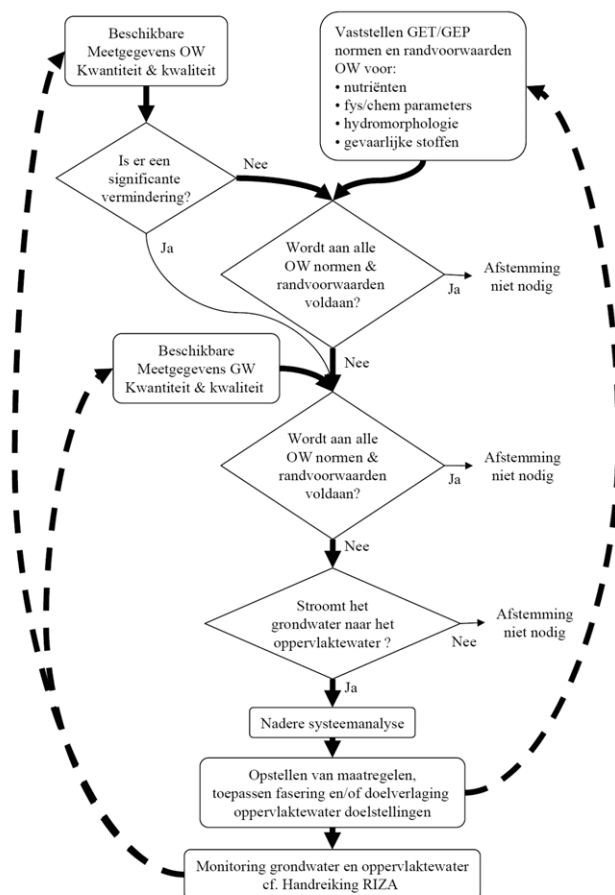
4.2 Het peilgebied Bergambacht

Het peilgebied Bergambacht is een veen/weidegebied in de zuidoosthoek van de Krimpenerwaard. Het landgebruik is voornamelijk veeteelt op grasland. De bodem bestaat voor het grootste deel uit veengronden met een weinig kleidek. Langs de Lek liggen rivierkleigronden. In bijna het hele gebied treedt kwel op. Uit- en afspoeling van nutriënten in de bodem naar het oppervlaktewater zijn in het gebied uitvoerig gesimuleerd met Optimix (Alterra, 2002).



Figuur 5. Gemiddelde nutriëntemissies vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater over de periode 1995-1998 weergegeven als N en P concentratie.

Figuur 5 geeft een ruimtelijk beeld van de gemiddelde N- en P-emissie naar het oppervlaktewater in de periode 1995-1998 als jaargemiddelde uitspoelingsconcentratie. Deze concentraties zijn hoger dan de MTR-waarden voor N en P en dragen sterk bij aan de eutrofiëring van het oppervlaktewater. Voor stikstof vormen kwel en de bodem beide met 6% de grootste bron van N-uitspoeling.



Figuur 6. Beoordeling van de toestand van het grondwater in Bergambacht op basis van de oppervlaktewater-doelstellingen. De dikke pijlen geven de beoordelingsroute weer.

De mestbijdrage bedraagt slechts 28% van de totale N-uitspoeling. Voor fosfaat vormt kwel met 47% de grootste bron van P-uitspoeling, gevolgd door de bodem die 30% bijdraagt. De mestbijdrage bedraagt 23% van de totale P-uitspoeling. Voor zowel stikstof als fosfaat vormt de mestbijdrage 2% van de bemesting.

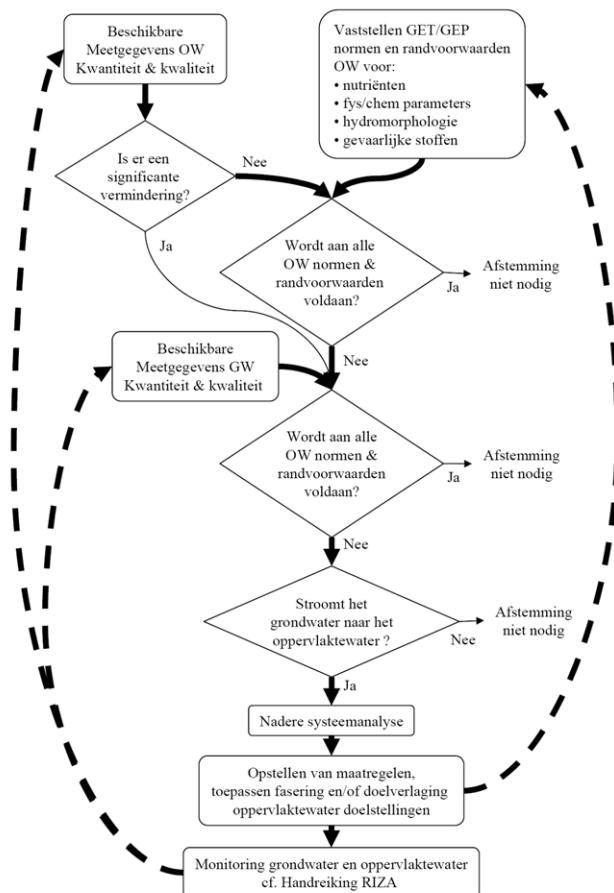
De beoordeling van deze locatie wordt weergegeven in Figuur 6. In het peilgebied worden de concentraties van stikstof en fosfaat in het oppervlaktewater door uit- en afspoeling van stikstof en fosfaat te hoog. Er is geen sprake van een significante verslechtering, maar de gemeten concentraties zijn wel hoger dan de normen voor stikstof en fosfaat in het water.

Het peilgebied Bergambacht is een sterk veranderd, kunstmatig regionaal water. De waterbeheerder van het gebied dient het Maximaal en het Goede Ecologisch Potentieel vast te stellen. De daaruit voortvloeiende ecologische doelstellingen worden vastgelegd in provinciale verordeningen. Het kan zijn dat door de eutrofiëring nog meer randvoorwaarden voor een Goed Ecologisch Potentieel niet gehaald worden. De concentraties van stikstof en fosfaat in het grondwater zijn ook hoger dan de oppervlaktewaternormen. De grondwaterbeheerder dient zijn doelstellingen af te stemmen op de oppervlaktewaterdoelstellingen. Een nadere systeemanalyse zal uit moeten wijzen in hoeverre het grondwater de oorzaak is. Wellicht dat het reeds in gang gezette Mestbeleid of het beleid vanuit de KRW afdoende is om de nutriëntconcentraties te verminderen. De beheerder van het gebied zal wellicht aanvullende maatregelen moeten treffen, voor zover haalbaar en betaalbaar, om de uit- en afspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater verder te beperken. De monitoring van het oppervlaktewater en grondwater zal afgestemd moeten

worden conform de ‘Handreiking afstemming KRW monitoring’ van het RIZA (Stuijzand et al., 2005).

4.3 Afvoersloot Schaijk

In veel sloten en beken die van de Peelhorst afwateren worden hoge nikkelconcentraties aangetroffen. Voor een van deze sloten in het landbouwgebied rond Schaijk is een langdurige reeks met metingen beschikbaar (TNO, 2005). Deze sloot moet in principe voldoen aan de doelstellingen geformuleerd in Bijlage V van de KRW. Ecologisch gezien betekent dit dat er sprake moet zijn van een Goed Ecologisch Potentieel en chemisch mogen de concentraties in de sloot de Milieukwaliteitsnormen (MKN) voor prioritare stoffen van de EU niet overschrijden.



Figuur 7. Beoordeling van de toestand van het grondwater in Schaijk op basis van de oppervlaktewaterdoelstellingen. De dikke pijlen geven de beoordelingsroute weer.

De metingen in de afvoersloot Schaijk laten extreem hoge nikkelconcentraties zien die de MKN voor nikkel, een jaargemiddelde concentratie van 20 µg/l, regelmatig overschrijden. Daarnaast zijn de concentraties van zink, koper, sulfaat en fosfaat sterk verhoogd maar deze stoffen komen niet voor op de lijst met prioritare stoffen van de EU. Er kunnen wel grenzen gesteld zijn aan het voorkomen van deze stoffen in het stroomgebiedbeheersplan. De chemische kwaliteitsdoelen voor het oppervlaktewater worden niet gehaald.

Uit metingen blijkt dat de concentraties in het bovenste deel van het grondwater ook sterk verhoogd zijn. Het grondwater is niet in een goede toestand omdat de MKN voor nikkel in

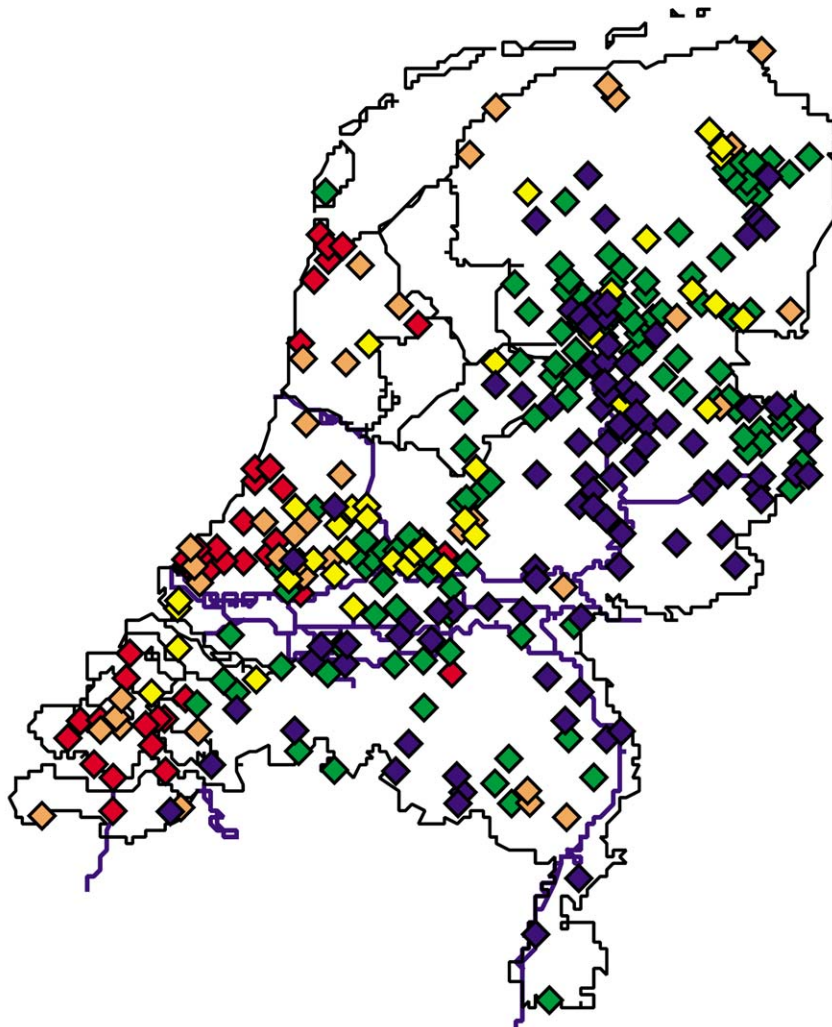
oppervlaktewater wordt overschreden. Door de bemesting van landbouwgronden daalt de pH in de bodem, stijgt de nitraatconcentratie en gaat het pyriet in de bodem oxideren. De hoge nikkelconcentraties hebben dus geen natuurlijke maar een antropogene oorzaak. Door kwel worden de concentraties nikkel in de sloot te hoog. Een nadere systeemanalyse zal aan moeten geven in hoeverre al in gang gezet beleid en genomen maatregelen voldoende zijn om de nitraatconcentratie in de bodem te reduceren en de oxidatie van pyriet te verminderen. Voor zover mogelijk zal de beheerder van het grondwaterlichaam maatregelen moeten treffen om de nikkelconcentraties te verlagen en/of de doelstelling moeten verlagen.

5. Overschrijding van doelstellingen

In een aantal gebieden zal het grondwater er waarschijnlijk mede de oorzaak van zijn dat de doelstellingen voor het oppervlaktewater en de terrestrische ecosystemen niet gehaald worden. Voor oppervlaktewateren worden de doelstellingen voor nutriënten, bestrijdingsmiddelen en zware metalen als gevolg van de verhoogde concentraties in het oppervlaktewater op een aantal locaties in Nederland overschreden. De verlaagde grondwaterstand werkt primair door in de terrestrische ecosystemen waar ten gevolge van verdroging de soortensamenstelling verandert. Verlaging van de grondwaterstand kan ook leiden tot een verminderde bijdrage van (schoon) diep grondwater aan het oppervlaktewatersysteem. Dit speelt met name in de regionale kwelgebieden zoals langs de Veluwe, waar de continue aanvoer van schoon, diep grondwater van groot belang is voor de ecologische kwaliteit van de waterlopen. Vooral tijdens droge perioden in de zomer is de aanvoer van dit diepe grondwater groot belang (NITG-TNO, 2004).

5.1 Eutrofiëring

Door de hoge bemesting van landbouwgronden is er sprake van eutrofiëring in het oppervlaktewater, onder andere omdat meststoffen via het grondwater uitspoelen naar het oppervlaktewater.

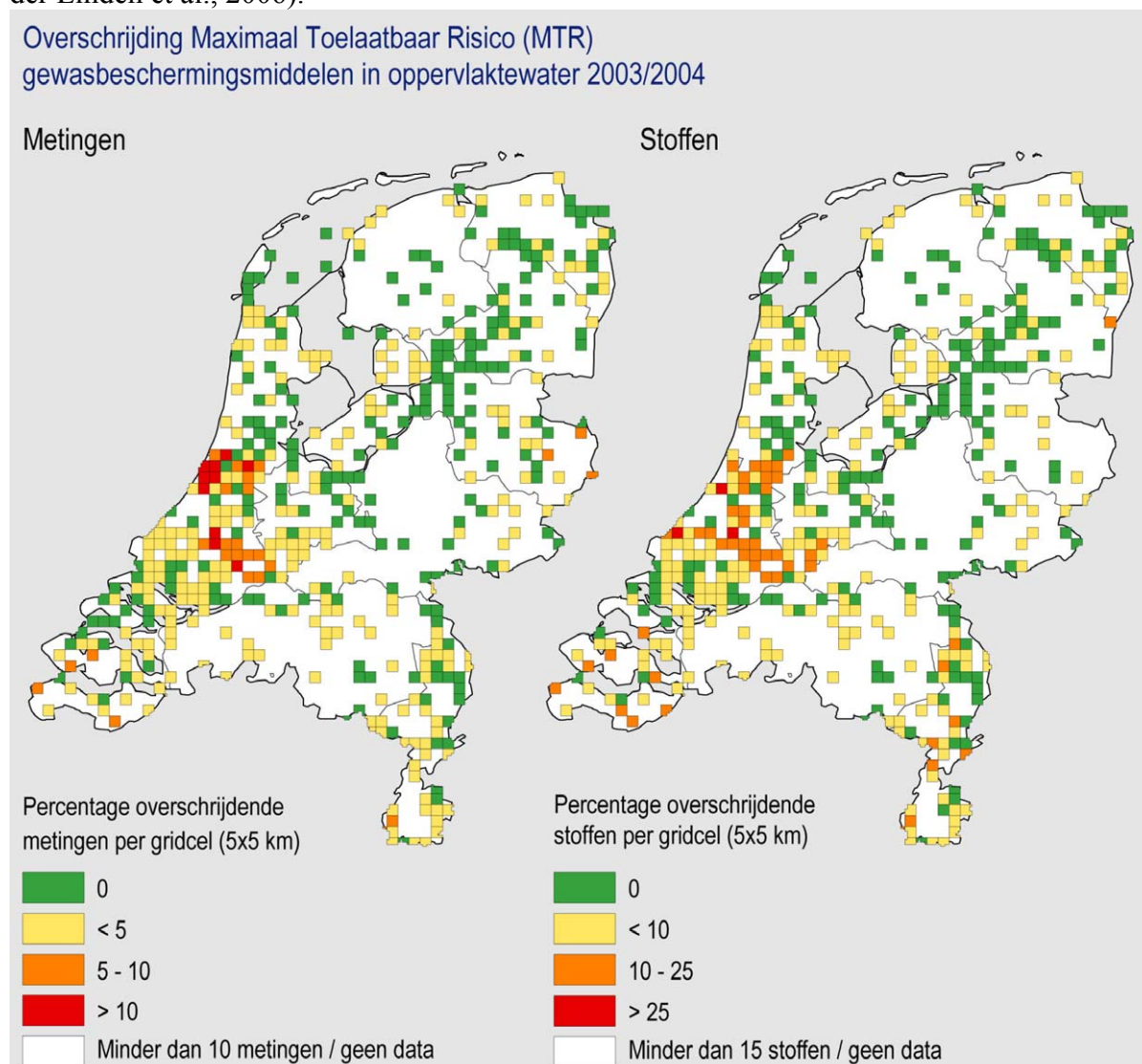


Figuur 8. Totaal-P concentraties in door landbouw beïnvloede wateren en meren in Nederland in de periode 1997-2002 opgedeeld in vijf klassen. Blauw < 0,15, groen 0,15-0,3, geel 0,3-0,5, oranje 0,5 – 1 en rood > 1 mg P/l. (RIZA, 2004).

Figuur 8 laat de landelijke spreiding van gemiddelde totaal-P concentraties over de periode 1997-2002 zien (RIZA, 2004). De gemiddelde totaal-P concentratie is gedurende deze periode op een deel van de locaties boven het MTR van 0,15 mg P/l, vooral in het westelijke en noordelijke deel van Nederland. Langs de kust bevindt zich een strook die vrijwel het gehele zeekleigebied omvat, en ook de locaties in de duinstreek, waar de gemiddelde concentratie meer is dan 0,5 mg P/l en veelal meer dan 1 mg P/l bedraagt. Met het oog op de doelstellingen die voor deze wateren vanuit de KRW geformuleerd gaan worden is het de vraag wat hier de bijdrage is van de landbouw en overige menselijke belasting ten opzichte van de achtergrondbelasting via onder andere fosfaatrijke kwel (oud marien water) in de droogmakerijen.

5.2 Gewasbestrijdingsmiddelen

Ook de uitspoeling van gewasbestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater leidt tot overschrijding van het Maximaal Toelaatbare Risico (MTR). Figuur 9 laat zien dat in de periode 2004-2004 op ongeveer de helft van de locaties het MTR werd overschreden (Van der Linden et al., 2006).

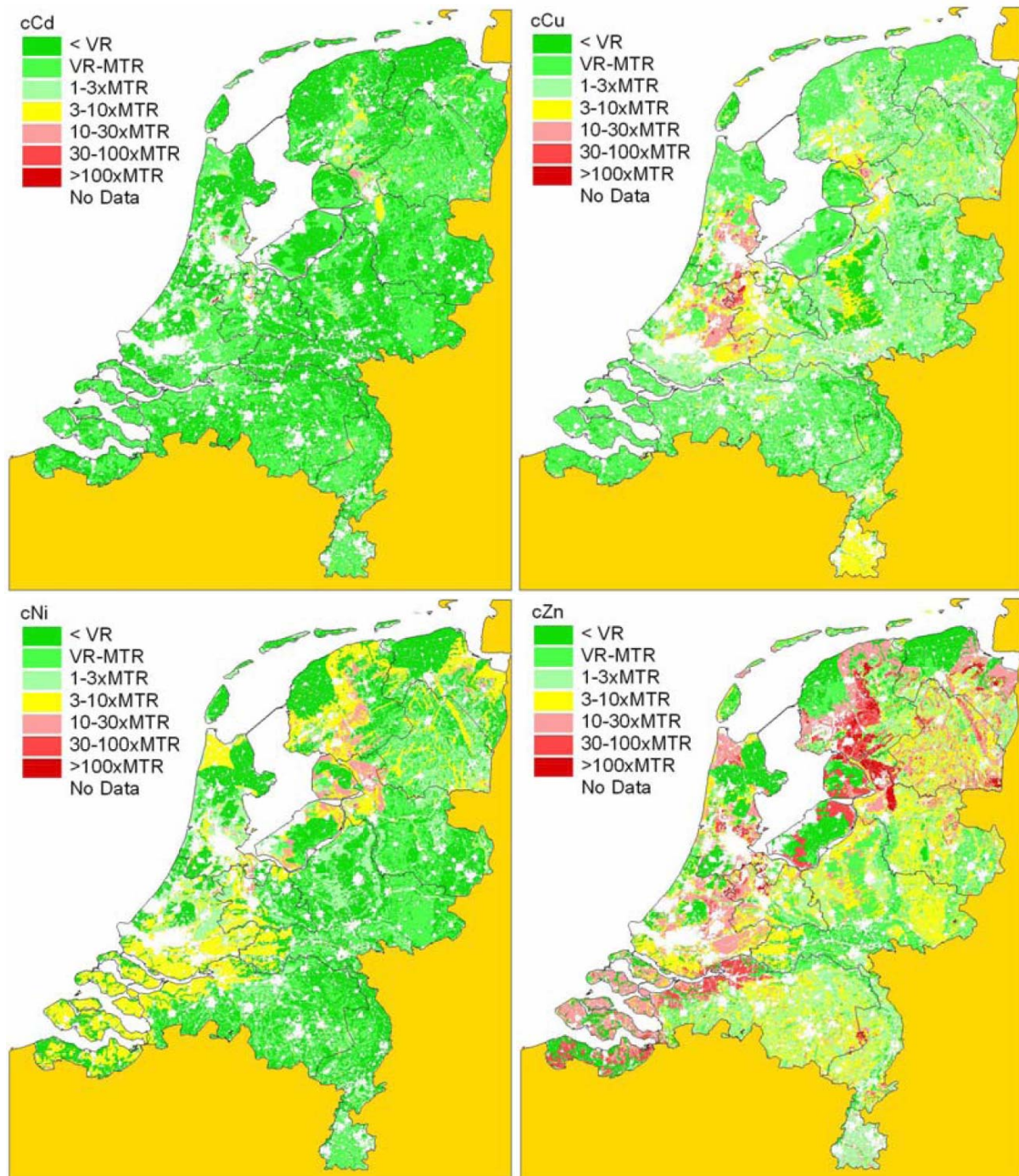


Figuur 9. Percentage metingen van gewasbestrijdingsmiddelen en het percentage stoffen die boven het MTR liggen op nationale schaal. (Bron: Van der Linden et al., 2006)

Op ongeveer de helft van de meetlocaties zijn één of meer stoffen boven het MTR aangetroffen. Op een aantal locaties in Zuid-Holland was meer dan 10% van de metingen boven het MTR. Het kaartje rechts in Figuur 9 laat het percentages van stoffen zien die MTR-overschrijdend zijn aangetroffen. Ook hier komt de provincie Zuid-Holland naar voren met relatief hoge percentages. Deze hogere percentages wijzen niet direct op een hogere milieubelasting maar kunnen ook het gevolg zijn van meer gerichte meetstrategieën.

5.3 Zware metalen

Ook voor zware metalen leidt uitspoeling uit de bodem tot overschrijding van de normen. In opdracht van RIZA heeft Alterra een studie verricht naar de laterale uitspoeling van zware metalen in de bodem. Figuur 10 geeft de resultaten van de modelberekeningen voor cadmium, koper, nikkel en zink.



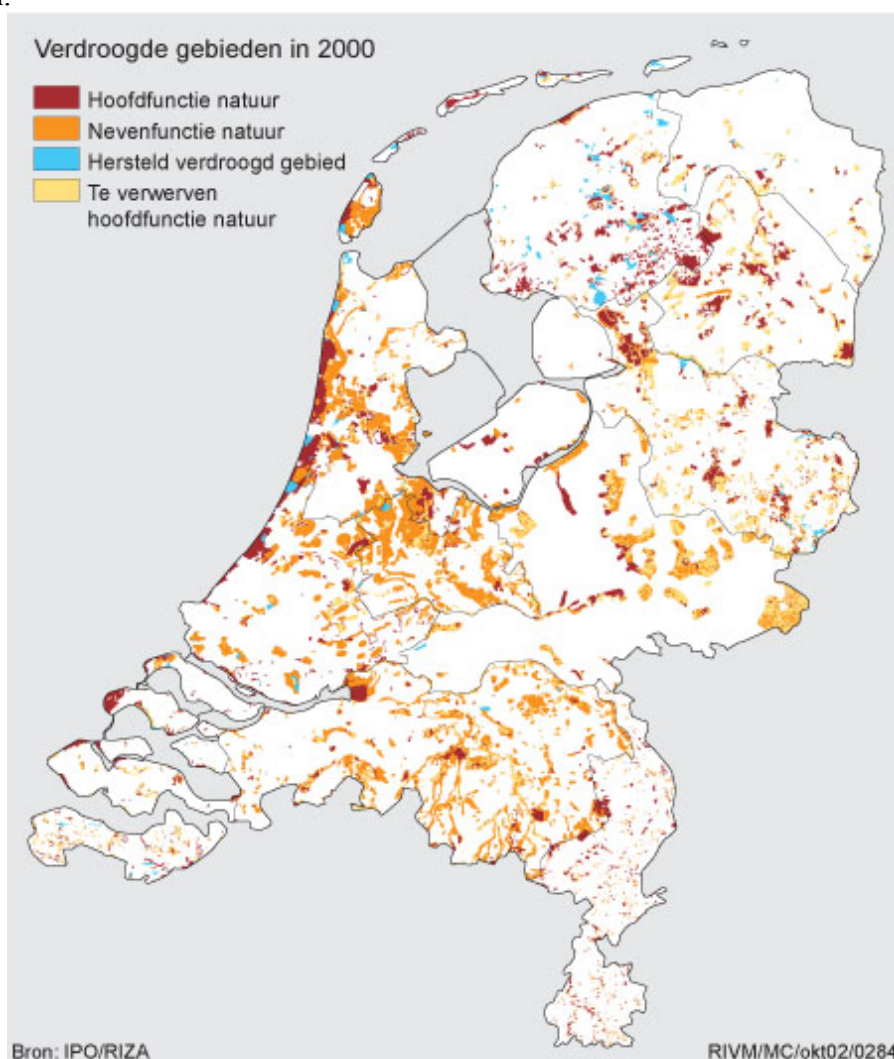
Figuur 10. Berekende concentraties van cadmium, koper, nikkel en zink in het lateraal uitspoelend grondwater. (Bron: Bonten et al., 2004).

Op basis van deze modelberekeningen zouden de concentraties in het lateraal uitspoelend grondwater op veel plaatsen het MTR voor oppervlaktewater overschrijden. De gemeten

concentraties in het oppervlaktewater liggen voor Koper, Nikkel en Zink veelal rond het MTR, voor cadmium rond de VR. (www.milieucompendium.nl). De concentraties in het lateraal uitspoelend grondwater zouden te hoog kunnen zijn omdat er geen rekening is gehouden met anaerobe vastlegging van de metalen in de bodem.

5.4 Verdroging

Veel natuurgebieden in Nederland zijn verdroogd doordat de grondwaterstand ten behoeve van de landbouw verlaagd is (Figuur 11). In 2000 was een gebied met een omvang van 492.000 ha verdroogd (IPO/RIZA, 2000). Daarvan heeft circa 257.000 ha als hoofdfunctie natuur en 235.000 ha heeft als nevenfunctie natuur, zoals weidevogelgebied of bloemrijke slootkanten.



Figuur 11. Verdroogde gebieden in Nederland met hoofd- of nevenfunctie natuur. (Bron: www.milieucompendium.nl)

In Deel 2 van dit rapport (Tabel 5.2) komen Witte et al. ook tot de conclusie dat ontwatering en grondwaterwinning de belangrijkste bedreigingen vormen voor grondwaterafhankelijke natuur

6. Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

Het rapport schetst een beoordelingsmethode om vast te stellen wanneer de toestand van het grondwater niet voldoet aan de doelstellingen van de bijbehorende aquatische en terrestrische ecosystemen conform Annex 5 van de KRW. De keuze van maatregelen om de oppervlaktewater en terrestrische doelstellingen te bereiken, de mogelijke doelverlaging en fasering hiervan alsook wie verantwoordelijk is voor wát vallen buiten deze studie; wel is aangegeven welke plek maatregelen in de methodiek hebben.

De beoordeling gaat enerzijds uit van de doelstellingen voor de bijbehorende oppervlaktewateren en de grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen en anderzijds van de beschikbare meetgegevens over de toestand van het oppervlaktewater, het terrestrisch systeem en het grondwater. De beoordeling is opgezet als een ‘tiered approach’ waarbij de ‘makkelijkste’ stappen het eerst worden genomen. Omdat dit per regio kan variëren, kan ook de volgorde van de stappen per regio verschillen. Uiteindelijk moet in een nadere systeemanalyse bepaald worden of het grondwaterlichaam wel of niet aan de gestelde eisen voldoet. De beoordelingsmethode neemt ten aanzien van grondwaterkwantiteit de uitwerking over die door het LBOW is vastgesteld.

Door uitspoeling van bijvoorbeeld nutriënten, bestrijdingsmiddelen, zware metalen en verdroging zal in een groot aantal gebieden de toestand van het grondwater waarschijnlijk niet voldoen aan de oppervlaktewater en terrestrische doelstellingen zoals die zijn geformuleerd in Annex V van de KRW. Het is de vraag in hoeverre het in gang gezette mestbeleid, verdrogingbeleid en de KRW zelf de huidige problemen zullen verminderen.

6.2 Aanbevelingen

Om de beoordelingsmethode te verbeteren dient deze, in overleg met waterbeheerders, natuurbeheerders en grondwaterbeheerders, in een aantal proefgebieden getest te worden.

Het wordt aanbevolen om bij de invoering van de beoordelingsmethode aan te sluiten bij het Waterlood instrumentarium. Dit instrumentarium kent al verschillende modules om aquatische en terrestrische doelstellingen en randvoorwaarden te bepalen. In aanvulling hierop zou een module ontwikkeld kunnen worden om de toestand van het grondwater te beoordelen aan de hand van oppervlaktewater en terrestrische doelstellingen die gebruik maken van de beschikbare geografische informatie zoals grondwaterstand, bodemtypen, natuurdoeltypen, etc.

Als vervolg op deze studie wordt het aanbevolen een onderzoek te starten naar mogelijke maatregelen, fasering en doelverlaging om de toestand van het grondwater in goede staat te krijgen.

In gebieden met verschillende functies zoals natuur, landbouw en stedelijk gebied, zullen de belangen vaak tegenstrijdig zijn. Hier zullen de bestuurders heldere keuzes moeten maken

welke doelen echt nagestreefd gaan worden, welke maatregelen doorgevoerd zullen worden, wat dat gaat kosten en of het praktisch valt te realiseren.

Voor sommige gebieden zullen doelstellingen gedefinieerd zijn vanuit verschillende wettelijke kaders, vanuit de KRW voor het oppervlaktewater, voor Natura 2000-gebieden, voor de EHS. Het is de vraag aan welke doelstellingen de beheerder zich dient te houden. Om beter zicht te krijgen op de omvang van het probleem wordt het aanbevolen voor de relevante stoffen een inventarisatie te maken van de huidige en toekomstige invloed van het grondwater op het oppervlaktewater en de terrestrische ecosystemen. Het is zinvol eerst na te gaan wat het effect is van het ingezette beleid.

Literatuur

- Alterra (2002). Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier poldergebieden. Alterra-rapport 408. Alterra, Wageningen.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoozeveld, S.R.H. Jansen en P.J. van der Reest (1995). Handboek natuurdoeltypen in Nederland. IKC/ministerie van LNV, Wageningen.
- Bal, D., H.M. Beije, M. Felliger, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal en F.J. van Zadelhoff (2001). Handboek natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV 2001/020, Wageningen.
- Bonten, L.T.C., P.F.A.M. Römken en G.B.M. Heuvelink. (2004). Uitspoeling van zware metalen in het landelijk gebied, modellering van uitspoeling op regionale schaal: modelaanpak, resultaten modelberekeningen en modelvalidatie. Alterra-rapport 1044, Wageningen.
- DGW (2007). Nadere uitwerking KRW doelen grondwaterkwantiteit. Rapport GW3705. DGW, Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Den Haag.
- EU (2000). Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Unie, nr. L327, 22 december 2000.
- IPO/RIZA (2000). Inventarisatie van verdroogde gebieden 2000. Interprovinciaal Overleg/Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, IPO publicatie nr. 145, Den Haag.
- Linden AMA van der, Beelen P van, Berg GA van den, Boer M de, Gaag DJ van der, Groenwold JG, Huijsmans JFM, Kalf DF, Kool SAM de, Kruijne R, Merkelbach RCM, Snoo GR de, Vijftigschild RAN, Vijver MG, Wal AJ van der. (2006) Evaluatie duurzame gewasbescherming 2006: milieu. RIVM rapport 607016001. RIVM, Bilthoven, Nederland
- LNV (2000). Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21^e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit, 's-Gravenhage.
- LNV (2006). Natura 2000 Doelendocument. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit, 's-Gravenhage.
- RIVM (in prep). Methodiek voor toepassing van fasering en doelverlaging op grondwater. RIVM Rapport 607300002. RIVM. Bilthoven
- RIZA (2004). Eutrofiëring van landbouwbeïnvloede wateren en meren in Nederland - Toestanden en trends. RIZA rapport 2004.009. RIZA Lelystad.
- STOWA (2005). Doelbenadering aquatische natuur in Waterlood. Stichting toegepast onderzoek water, rapport nummer 2005/22, Utrecht
- STOWA (2006). Handreiking MEP/GEP; Handreiking voor vaststellen van status, ecologische doelstellingen en bijpassende maatregelenpakketten voor niet-natuurlijke wateren. Stichting toegepast onderzoek water, rapport nummer 2006/02, Utrecht.
- STOWA (2006). Waterlood natuur-terrestrische versie 3; voorstudie naar uitbreiding module natuur-terrestrisch. Stichting toegepast onderzoek water, rapport nummer 2006/22, Utrecht.
- STOWA (2007). Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de goede ecologische toestand voor natuurlijke wateren. Stichting toegepast onderzoek water, rapport nummer 2007/02, Utrecht.

- STOWA (2007). Getalswaarden voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen in de natuurlijke waterwerken; temperatuur, zuurgraad, doorzicht, zoutgehalte en zuurstof. Stichting toegepast onderzoek water, rapport nummer 2007/01, Utrecht.
- Stuijzand, S., R.van Ek en H. Ruiten (2006). Concept Handreiking afstemming KRW monitoring: oppervlaktewater-grondwater en beschermde gebieden. Lelystad: RIZA.
- TNO (2005) Een quickscan inventarisatie van de bijdrage van het grondwater aan de oppervlaktewaterkwaliteit in Noord-Brabant. Concept-Deelrapport I van het Aquaterra/STROMON Project. TNO rapport NITG 05-186-A. TNO Bouw en Ondergrond, Utrecht.
- Van der Molen, D., Boers, P. en Evers, N. (2006). KRW-normen voor algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen in natuurlijke wateren. H2O 25/26-2006
- VenW (2006). December Nota 2006 KRW/WB21 Beleidsbrief. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Den Haag.
- Verweij, W. en H.F.R. Reijnders. (2006). Drempelwaarden in grondwater: voor welke stoffen? RIVM rapport 607300001. RIVM, Bilthoven, Nederland.
- VROM, LNV, VenW, EZ (2004) Nota Ruimte. Den Haag.

Deel II

Grondwater voor natuur

J.P.M. Witte, C.J.S. Aggenbach & J. Runhaar

KIWA Water Research, Nieuwegein



1. Inleiding

1.1 Doelstelling

Dit deel van dit rapport is bedoeld als handvat voor beleidsmedewerkers bij bijvoorbeeld waterschappen en provincies, die uitvoering moeten geven aan de Europese regelgeving ten aanzien van grondwater en natuur. Tevens kan het rapport dienst doen aan allen, van student tot terreinbeheerder, die geïnteresseerd zijn in de samenhang tussen grondwater en de natuur in het Nederlandse landschap.

1.2 Leeswijzer

In het volgende hoofdstuk (hoofdstuk 2) beschrijven we de Europese wetgeving die maatgevend is voor het beheer en beleid ten aanzien van grondwater. De bevindingen uit dit hoofdstuk zijn een richtsnoer voor de mate van detail waarmee de volgende hoofdstukken beschreven dienen te worden.

Hoofdstuk 3 geeft een overzicht van de belangrijke ecohydrologische grondwaterrelaties in het Nederlandse landschap. Deze kennis is onder meer van belang voor het begrijpen van de ecohydrologische analyse van landschapstypen, in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 4 wordt, voor verschillende landschapstypen, de samenhang tussen enerzijds grondwater en anderzijds aquatische en terrestrische natuur besproken. Deze beschrijving zal niet uitputtend zijn, noch alle voorkomende situaties in Nederland omvatten. Bovendien spitsen we onze beschrijvingen toe op de vegetatie, omdat de relatie tussen grondwater en vegetatie meestal een directere is dan die tussen grondwater en fauna. We beschrijven tenslotte niet alle vegetaties maar leggen de nadruk op vegetaties met een grote natuurbehoudswaarde. We verwachten echter dat hoofdstuk 3 en alle beschrijvingen in hoofdstuk 4 samen voldoende inzicht geven, voor zowel de terreinbeheerders als de beleidsmakers, in de samenhang tussen grondwater en natuur.

Hoofdstuk 5 geeft inzicht in de mate waarin grondwaterafhankelijke natuur wordt bedreigd door aantasting van het grondwaterlichaam. Mogelijke oplossingen worden besproken om de bedreigingen het hoofd te bieden en tevens wordt beschreven welke rekenmodellen men kan gebruiken om effecten op de natuur te bepalen van waterhuishoudkundige herstelmaatregelen.

2. Grondwater en natuur in Europese richtlijnen

2.1 Kaderrichtlijn Water

Een algemene doelstelling van de Kaderrichtlijn Water (KWR) uit 2000 is de bescherming van waterafhankelijke ecosystemen, inclusief grondwaterafhankelijke systemen (artikel 1, lid a). In de bijlagen en voorschriften bij de richtlijn ligt echter sterk de nadruk op oppervlaktewater en oppervlaktewaterafhankelijke ecosystemen. Over de interacties tussen grondwater en oppervlaktewater bevat de richtlijn geen specifieke bepalingen; wel wordt in overweging 20 gesteld: ‘De kwantitatieve toestand van een grondwaterlichaam kan van invloed zijn op de ecologische kwaliteit van de oppervlaktewateren en de bij dat grondwaterlichaam behorende terrestrische ecosystemen’.

Ten aanzien van grondwater en natuur is de richtlijn niet erg specifiek. Niettemin is een van de doelstellingen in de richtlijn dat lidstaten ‘*grondwaterlichamen beschermen, verbeteren en herstellen [...], met de bedoeling uiterlijk na 15 jaar na de datum van inwerkingtreding van deze richtlijn een goede grondwatertoestand te bereiken overeenkomstig de bepalingen van bijlage V [...]*’ (artikel 4, lid 1bii). In de bijlage wordt een goede kwantitatieve toestand van het grondwaterlichaam omschreven als een situatie waarbij de gemiddelde jaarlijkse onttrekking op lange termijn de beschikbare grondwatervoorraad niet overschrijdt en waarbij de grondwatertoestand geen zodanige antropogene verandering ondergaat dat: de milieudoelstellingen voor bijbehorende oppervlaktewateren niet worden bereikt; de toestand van die wateren significant achteruitgaat; significante schade wordt toegebracht aan terrestrische systemen die rechtstreeks van het grondwaterlichaam afhankelijk zijn.

Voor een goede chemische toestand is onder meer een voorwaarde dat de concentraties van verontreinigende stoffen ‘*niet zodanig zijn dat de voor oppervlaktewateren aangegeven milieudoelstellingen niet worden bereikt, een significante vermindering van de ecologische of chemische kwaliteit van de oppervlaktewaterlichamen optreedt of significante schade wordt toegebracht aan terrestrische ecosystemen die rechtstreeks afhankelijk zijn van het grondwaterlichaam*’.

Voor de maatregelen die worden ingezet om de ‘goede toestand’ te bereiken geldt een resultaatverplichting aan de EU. De maatregelen worden opgenomen in het stroomgebiedbeheersplan en aan Brussel gerapporteerd. Uiterlijk in het najaar van 2009 dienen voor alle stroomgebieden maatregelenprogramma’s te zijn opgesteld. Bij maatregelen ter bescherming van grondwaterafhankelijke natuur wordt door het Rijk voorrang gegeven aan de Natura 2000-gebieden (alle gebieden die zijn aangewezen op basis van de Vogel- en/of de Habitatrictlijn). Om te inventariseren welke maatregelen nodig zijn heeft het Rijk aan de waterschappen gevraagd om in de periode 2008-2009 met voorrang het gewenste Grond- en Oppervlaktewaterregime voor deze gebieden vast te stellen, dit in nauwe

samenwerking met gemeenten, de grondwaterbeheerders en belanghebbenden. Bij de inventarisatie worden ook andere dan Natura 2000-gebieden betrokken, indien daar maatregelen nodig zijn om de grondwaterkwantiteitsdoelstellingen uit de KRW te bereiken. Volgens de KRW is monitoring nodig om te bepalen of sprake is van een 'goede toestand' van het grondwaterlichaam. In december 2006 waren de monitoringprogramma's voor de KRW operationeel.

In opdracht van VROM is een 'Draaiboek monitoring grondwater voor de KRW' uitgebracht, waarin is aangegeven op welke wijze de monitoring van de grondwaterlichamen in Nederland kan worden uitgevoerd (Verhagen, 2004). In het draaiboek wordt de Provincie primair verantwoordelijk gesteld voor de aanleg van het benodigde meetnet. Bij de monitoring moet rekening worden gehouden met de afhankelijkheid van terrestrische natuurdoelen van de kwantitatieve toestand van grondwaterlichamen. Deze eis is echter summier uitgewerkt: de monitoring richt zich in eerste instantie op de stijghoogten in het eerste watervoerende pakket onder Natura 2000-gebieden met grondwaterafhankelijke natuur. Per gebied moet volgens Verhagen (2004) één peilfilter worden geselecteerd in het onderliggende watervoerende pakket. Daar waar sprake is van een slechte kwantitatieve toestand van het grondwaterlichaam moet bovendien de freatische grondwaterstand worden gemeten. De gemeten stijghoogten en grondwaterstanden dienen vervolgens te worden getoetst aan de hydrologische eisen die gesteld worden aan het bijbehorende natuurdoeltype (Verhagen, 2004). Het is echter nog niet duidelijk hoe dit dient te gebeuren.

Bij de opstelling van de Kaderrichtlijn Water konden de lidstaten het niet eens worden over de normen voor de bepaling van de chemische toestand van het grondwater. Daarom is besloten de vaststelling van deze normen door te schuiven naar een later vast te stellen dochterrichtlijn, de Grondwaterrichtlijn (in december 2006 vastgesteld). Daarin worden aanvullende richtlijnen gegeven voor de bepaling van de chemische toestand van het grondwater en daarin wordt een lijst opgenomen waaruit lidstaten stoffen kunnen selecteren om zogenoemde drempelwaarden voor op te stellen.

2.2 Vogel- en Habitatrichtlijnen

De Habitatrichtlijn (1992) heeft tot doel natuurlijke habitats en wilde flora en fauna in stand te houden. De bescherming van soorten is geregeld in de Flora- en Faunawet; in de Natuurbeschermingswet is de bescherming van de gebieden geregeld. De gebieden die zijn aangewezen op basis van de Habitatrichtlijn maken, samen met gebieden die eerder zijn aangewezen op basis van de Vogelrichtlijn, deel uit van het Europese Natura 2000-netwerk van natuurgebieden in de Europese Unie. In totaal zijn tot nu toe 162 gebieden in Nederland aangemeld voor dit netwerk.

Voor deze Natura 2000-gebieden zijn inmiddels ook in concept instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd. Verwacht wordt dat voor circa de helft van de gebieden de instandhoudingsdoelstellingen nog dit jaar (2006) formeel worden vastgesteld na verwerking van de resultaten van een inspraakronde. Het zijn vooral de gebieden waar instandhouding van de beschermde habitats en soorten maar beperkte consequenties heeft voor het

omliggende landgebruik. In de resterende gebieden zijn vaak wel effecten op het omringende landgebruik te verwachten en er is daarom vaak nog discussie over het ambitieniveau van de doelstellingen. De discussie gaat dan vooral over de vraag of moet worden volstaan met een standstill-situatie of dat moet worden gewerkt aan een verbetering van de kwaliteit en een uitbreiding van de oppervlakte van de beschermde habitattypen. Minimaal vereist is een standstill situatie, omdat de richtlijn vereist dat lidstaten *'passende maatregelen treffen om ervoor te zorgen dat de kwaliteit van natuurlijke habitats en de habitats van soorten in de speciale beschermingszones niet verslechtert en er geen storende factoren optreden voor de soorten waarvoor de zones zijn aangewezen voor zover die factoren, gelet op de doelstellingen van deze richtlijn, een significant effect zouden kunnen hebben* (art. 6 lid 2 van de Habitatrichtlijn). Wat wel onderhandelbaar is, zijn de ontwikkelingsdoelstellingen, gericht op uitbreiding van het areaal en de populatieomvang van beschermde soorten en de verbetering van de kwaliteit van habitats.

Voor 1 oktober 2008 moeten voor alle Natura 2000-gebieden beheersplannen worden opgesteld. Een beheersplan bevat in ieder geval een beschrijving van de beoogde resultaten (de instandhoudingsdoelstellingen) en een overzicht op hoofdlijnen van beleids- en beheermaatregelen om deze resultaten te bereiken. Daarnaast wordt beschreven welke activiteiten wel en welke niet toelaatbaar zijn in en om die gebieden. De eigenaren en gebruikers zijn verplicht de in het plan opgenomen beheermaatregelen uit te (laten) voeren. De beheersplannen moeten worden opgesteld in nauw overleg met eigenaren, gebruikers en lagere overheden.

Eens in de zes jaar moet volgens de Habitatrichtlijn worden gerapporteerd over de staat van instandhouding en moet worden aangegeven wat de effecten van de genomen maatregelen zijn geweest.

2.3 Conclusies

Voor grondwaterafhankelijke natuur is de Kaderrichtlijn weinig richtinggevend omdat het niet duidelijk aangeeft hoe 'significante schade' aan grondwaterafhankelijke ecosystemen kan worden vastgesteld. In de Natura 2000-gebieden wordt dit gemis gecompenseerd door duidelijk omschreven en verplichtende ecologische doelstellingen, die in een groot deel van de gebieden ook leiden tot specifieke eisen aan de toestand van het grondwaterlichaam. In veel gebieden vormt een slechte kwantitatieve of kwalitatieve toestand van het grondwater de voornaamste reden waarom de instandhoudingsdoelstellingen niet kunnen worden behaald (Aggenbach et al., 2005).

In de Natura-2000-gebieden is de combinatie van de Habitatrichtlijn en de Kaderrichtlijn Water in hoge mate sturend voor het te voeren grondwaterbeleid; deze combinatie laat weinig ruimte voor eigen interpretaties (Tabel 2-1). Daarbij is de Habitatrichtlijn vooral bepalend voor de ecologische doelstellingen ten aanzien van grondwater. De Kaderrichtlijn Water is vooral richtinggevend ten aanzien van maatregelen en monitoring. Een belangrijk punt daarbij is dat in de Kaderrichtlijn, anders dan in de Habitatrichtlijn, een duidelijke tijdslijm

is opgenomen: in 2015 moet een goede grondwatertoestand zijn bereikt (er zijn echter clausules opgenomen die uitstel toelaten).

Vanuit beide richtlijnen is een belangrijke vraag hoe een relatie moet worden gelegd tussen de kwantitatieve en kwalitatieve toestand van het grondwaterlichaam enerzijds en terrestrische natuurdoelen anderzijds: bij welke stijghoogte en welke grondwaterkwaliteit is er sprake van een goede toestand waarbij de te beschermen grondwaterafhankelijke natuur duurzaam in stand kan worden gehouden? En in hoeverre moet bij de bepaling van de grondwatertoestand ook aandacht worden besteed aan freatische grondwaterstanden?

Vanuit de Kaderrichtlijn Water is een aanvullende vraag in welke mate grondwater van invloed is op de ecologische doelstellingen ten aanzien van oppervlaktewater en hoe daarmee bij de bepaling van de toestand van het grondwaterlichaam rekening kan worden gehouden. In de huidige situatie ligt sterk de nadruk op verontreiniging van grondwaterlichamen met nitraat en de invloed daarvan op de trofietoestand van oppervlaktewateren, maar mogelijk zijn er ook andere stoffen die van invloed zijn op het ecologisch functioneren van oppervlaktewateren.

Tabel 2-1. Mate waarin de Europese richtlijnen sturend zijn voor op ecologische doelstellingen ten aanzien van grondwaterbeheer.

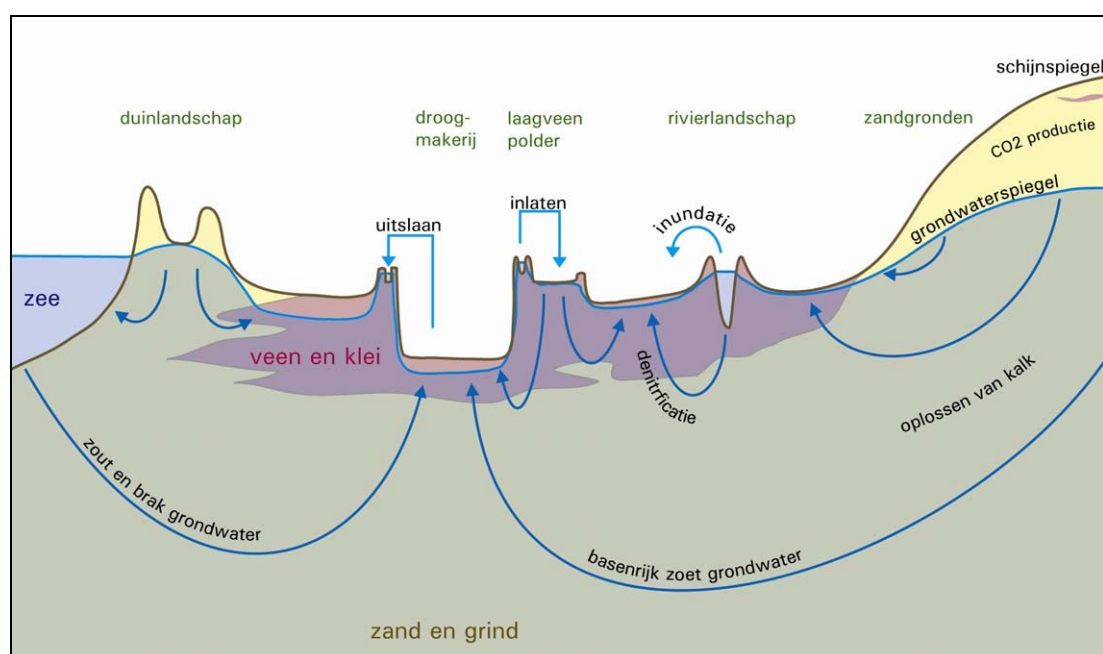
	Kaderrichtlijn water	Habitatrichtlijn
Ecologische doelstellingen ten aanzien van grondwater	slechts globaal aangegeven ('geen significante schade')	specifieke eisen afhankelijk van voorwaarden beschermde habitattypen
Uitwerking maatregelen t.a.v. grondwater	maatregelenprogramma op stroomgebiedniveau	beheersplan per Natura-2000-gebied, met nadruk op beheersmaatregelen binnen en rond gebieden
Monitoring	monitoring van grond- en oppervlaktewater verplicht	monitoring primair gericht op flora en fauna
Tijdslimiet	uiterlijk 2015 moet goede toestand grondwater zijn bereikt	geen limiet

3. Relaties tussen grondwater en natuur

3.1 Inleiding

Meer dan in enig ander Europees land is in Nederland de natuur gebonden aan hoge grondwaterstanden en aan grondwater met een specifieke chemische samenstelling. Dit hoofdstuk geeft een beknopt overzicht van de belangrijke ecohydrologische grondwaterrelaties in het Nederlandse landschap. De behandelde kennis is onder meer van belang voor het begrijpen van de ecohydrologische analyse van landschapstypen, in hoofdstuk 4.

In *Figuur 3-1* zijn enkele processen en relaties weergegeven die in de volgende paragrafen zullen worden behandeld.



Figuur 3-1. Stroming van water en enkele daaraan verbonden ecohydrologische processen in het Nederlandse landschap.

3.2 Stroming van grondwater: begrippen en processen

Water in de grond komt voor in de ruimten, de poriën, tussen vaste deeltjes als zand, veen en klei. Wanneer we een kuil maar diep genoeg graven komt er water in te staan. Het scheidingsvlak van dit water met de atmosfeer noemt men de grondwaterspiegel of het freatisch vlak. De grondwaterstand is de hoogte van de grondwaterspiegel. Die kan bijvoorbeeld worden uitgedrukt ten opzichte van maaiveld of NAP. Uit het zinsverband blijkt doorgaans meteen welke referentiehoogte wordt bedoeld. Onder grondwater verstaan we het water dat in de grond beneden de grondwaterspiegel aanwezig is. Het bevindt zich in poriën

die volledig gevuld zijn met water. Het water in de grond boven de grondwaterspiegel wordt bodemvocht genoemd. Dit water wordt door capillaire krachten in de poriën vastgehouden, tegen de zwaartekracht in. Behalve met water kunnen de poriën boven de grondwaterspiegel ook met lucht gevuld zijn.

In de grond zijn aldus twee zones te onderscheiden: beneden de grondwaterspiegel de grondwaterzone, waar de poriën geheel gevuld zijn met water en daarboven de bodemvochtzone waarin zowel water als lucht de poriën vullen. Ten opzichte van de atmosferische druk heerst er in de grondwaterzone een overdruk en in de bodemvochtzone een onderdruk.

Als water aan het grondoppervlak de bodem indringt heet dit infiltratie. Ook de voeding van het grondwater door middel van bijvoorbeeld infiltratiekanalen in de waterleidingduinen wordt infiltratie genoemd. Als het watergehalte in de onverzadigde zone toeneemt tot een bepaalde waarde (de veldcapaciteit) stroomt het water naar beneden en voegt het zich tenslotte bij het grondwater. Deze neerwaartse stroming in de onverzadigde zone staat bekend onder de term percolatie. Als de onverzadigde zone uitdroogt ontstaat daar een grotere onderdruk. Daardoor stroomt water omhoog van de verzadigde zone naar de onverzadigde zone. Dit stromingsproces heet capillaire nalevering of capillaire opstijging. In natte tijden (winterseizoen) overtreft de neerslag de verdamping en is er dus sprake van percolatie, terwijl in droge tijden de capillaire nalevering overheerst. Bij grote diepten van de grondwaterstand ten opzichte van maaiveld kan capillaire opstijging niet meer zorg dragen voor de aanvulling van het bovenste deel van de onverzadigde zone. Dit bovenste deel heet dan de hangwaterzone, naar het gegeven dat plantenwortels in deze zone geheel zijn aangewezen op dat deel van het neerslagwater dat na een natte periode niet is gepercoleerd, maar juist in deze zone is achter gebleven (blijven 'hangen').

Gemiddeld is de percolatie naar het grondwater groter dan de capillaire nalevering en wordt het grondwater dus van boven gevoed met water. De voedingsterm heet grondwateraanvulling. Wanneer er geen aan- of afvoer over het maaiveld plaatsvindt is de gemiddelde natuurlijke grondwateraanvulling gelijk aan het gemiddelde neerslagoverschot (neerslag minus verdamping).

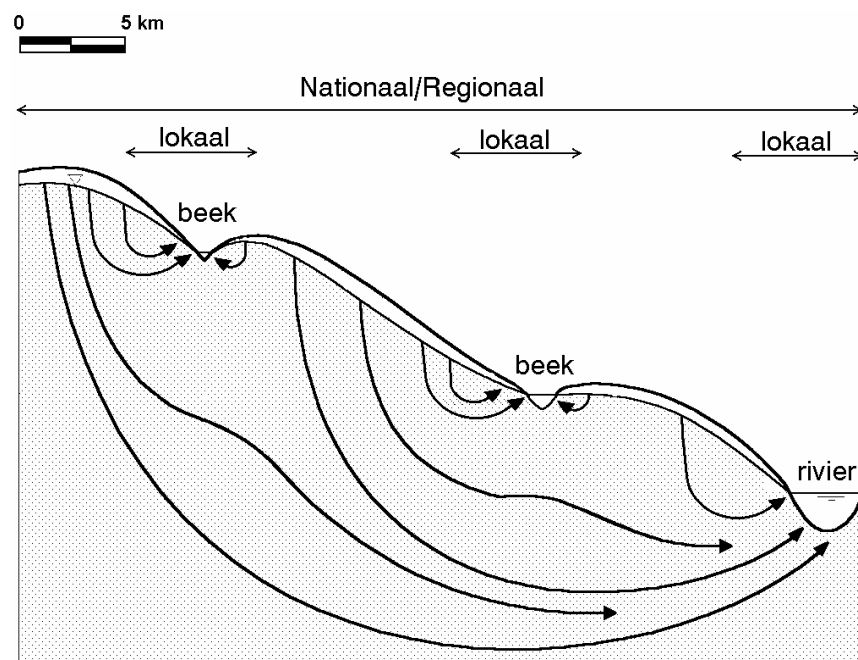
In het vlakke Nederland infiltreert het neerslagoverschot op de meeste plaatsen geheel in de bodem. Het gemiddelde neerslagoverschot bedraagt in Nederland circa 250-300 mm/jr en dit bedrag is dus tevens de gemiddelde grondwateraanvulling van Nederland. Er bestaan echter aanzienlijke ruimtelijke verschillen die vooral samenhangen met verdampingsverschillen tussen gewassen. Het neerslagoverschot (de grondwateraanvulling) van een donker naaldbos is klein, in Nederland qua orde grootte zo'n 150 mm/jr. Een kale zandgrond daarentegen heeft een groot neerslagoverschot (circa 550 mm/jr).

In verharde gebieden (kassen, wegen, steden) en in zeer natte gebieden (moerassen, beekdalen) kan oppervlakteafvoer naar respectievelijk het riool en het oppervlaktewater optreden, zodat de grondwateraanvulling kleiner is dan het neerslagoverschot.

Oppervlakteafvoer speelt bovendien een rol in hellende gebieden.

Zoals gezegd wordt gemiddeld gezien het grondwater van boven aangevuld. Dezelfde hoeveelheid wordt ook weer afgevoerd naar het oppervlaktewater, zoals greppels, sloten, beken en rivieren. Door de grondwateraanvulling en de weerstand van de ondergrond tegen

stroming ontstaan er verschillen in de hoogte van de grondwaterspiegel. Water stroomt nu van plaatsen met een hoge grondwaterstand naar plaatsen met een lage grondwaterstand.



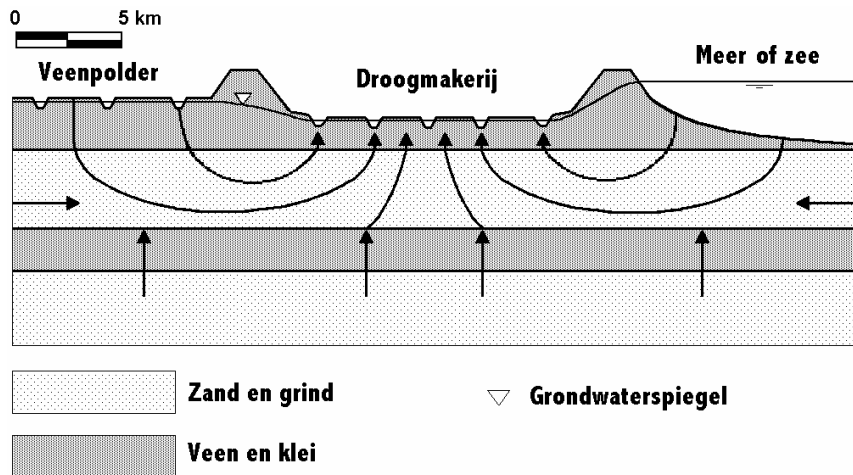
Figuur 3-2. Grondwaterstromingspatroon, karakteristiek voor de hogere zandgronden van Nederland (naar Klijn en Witte, 1999). NB: verticale en horizontale schaal zijn niet gelijk.

In Figuur 3-2 is dit met een voorbeeld aangegeven. De lijnen in de figuur geven de weg weer waarlangs een waterdeeltje zich gemiddeld gesproken verplaatst, de stroombaan. Wegzijging is de neerwaartse verplaatsing van grondwater, terwijl kwel optreedt wanneer grondwater naar boven toe stroomt. In gebieden zonder oppervlaktewater, zoals de Veluwe, kan alleen wegzijging optreden. Deze wegzijging is in zulke gebieden gelijk aan het neerslagoverschot. In Figuur 3-2 treedt wegzijging op tussen de beekdalen, terwijl er in de beekdalen sprake is van kwel. Een hogere wegzijging dan het neerslagoverschot kan alleen dan optreden wanneer er oppervlaktewater van elders wordt aangevoerd. Dit gebeurt bijvoorbeeld in relatief hoog liggende polders in Laag Nederland, die kunstmatig op peil worden gehouden (Figuur 3-3). Voor het overige overheerst er kwel in Laag Nederland. Een gebied met wegzijging wordt ook wel een infiltratiegebied genoemd.

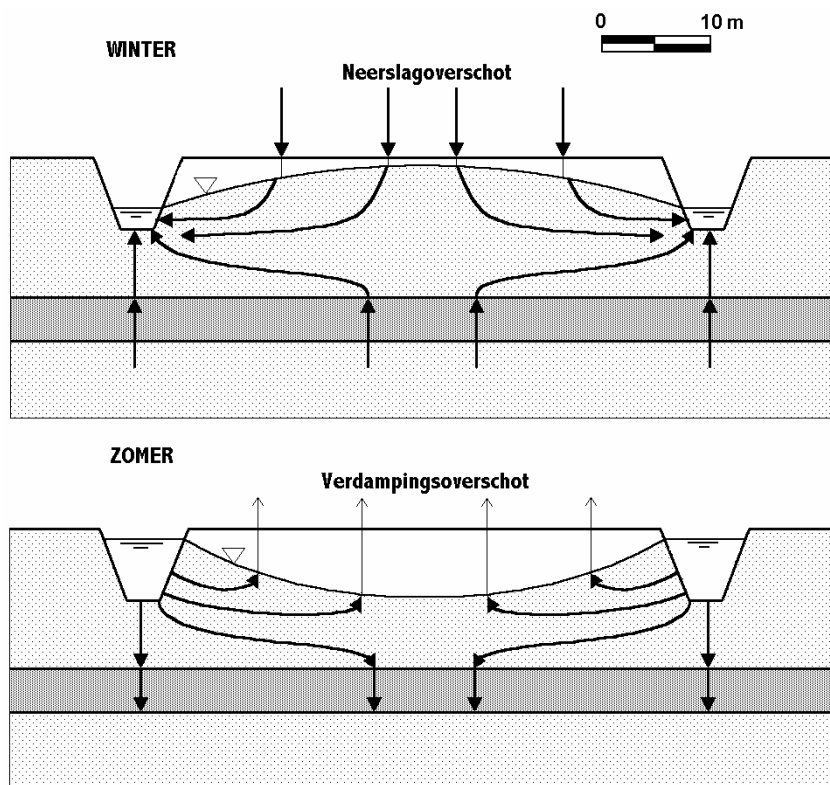
De begrippen wegzijging en kwel zijn meestal verbonden met een bepaald schaalniveau: in de oostelijke en zuidelijke hogere delen van Nederland treedt als geheel wegzijging op naar de grote rivieren en naar de klei- en veengebieden in west en noord Nederland, hoewel er lokaal, in de beekdalen, kwelwater uittreedt (Figuur 3-2). Met dit schaalniveau hangt ook een tijdschaal samen. Stromingspatronen die zich over vele kilometers uitstrekken weerspiegelen het gemiddelde neerslagoverschot over een lange reeks van jaren en kunnen vaak als min of meer stabiel worden beschouwd. Zo kennen gebieden die gevoed worden door kwel uit een groot infiltratiegebied slechts weinig schommelingen in grondwaterstand.

Stromingspatronen op een fijnere schaal daarentegen kennen meestal een grote dynamiek ten gevolge kortetermijninvloeden van het weer: ze zijn dynamisch. Zo geeft Figuur 3-4 twee uiterste toestanden voor een perceel weer, dat aan beide zijden wordt begrensd door sloten

waarvan het waterpeil kunstmatig op een vast niveau wordt gehouden. In de winter ontstaat na een regenrijke periode een bolle grondwaterspiegel, terwijl die in de loop van zomer uitzakt tot een holle vorm.



Figuur 3-3. Grondwaterstromingspatroon, karakteristiek voor laag Nederland (naar Klijn en Witte, 1999). NB: verticale en horizontale schaal zijn niet gelijk.



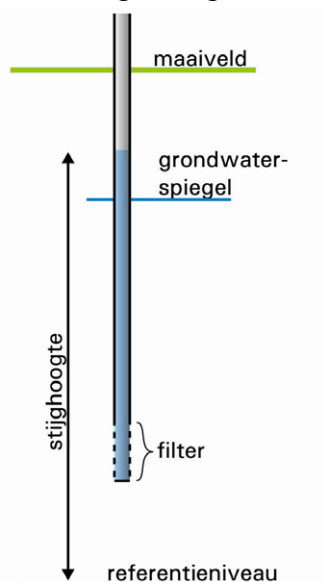
Figuur 3-4. Twee stationaire stromingspatronen, karakteristiek voor polders, in een perceel met een gecontroleerd slootpeil (naar Klijn en Witte, 1999). NB: verticale en horizontale schaal zijn niet gelijk.

We hebben tot nu toe grondwater gedefinieerd als het water dat zich beneden de grondwaterspiegel bevindt. Dat is een bovengrens. De benedengrens van grondwater ligt daar waar het water niet meer betrokken is bij de grondwaterstroming. In de praktijk ligt deze dieptebegrenzing bij de hydrologische basis, ook vaak aangeduid als slecht doorlatende basis.

In grote delen van Nederland bestaat de hydrologische basis uit vroeg pleistocene, kleiige afzettingen die van oost naar west wegduiken tot diepten van meer dan 200 m.

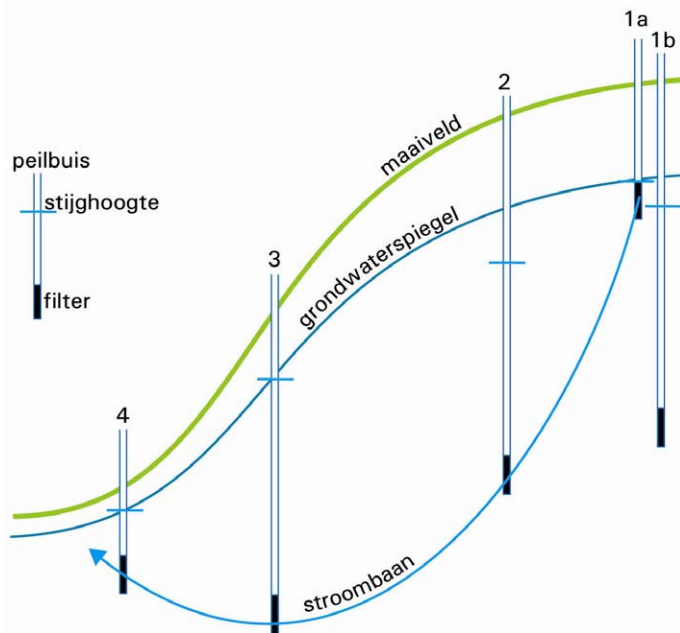
In hydrologische studies wordt de ondergrond vaak sterk vereenvoudigd weergegeven als een opvolging van watervoerende pakketten (aquifers) en slecht doorlatende scheidende lagen (aquitards). Zeker in een deltagebied als Nederland, waar lagen van grind, zand, klei en veen elkaar in de diepte afwisselen, is een dergelijke schematisering gangbaar. Een schematisering van de ondergrond is stilzwijgend al aan de orde geweest bij de stromingbeelden van Figuur 3-3 en Figuur 3-4. Uit de in die plaatjes getekende stroombanen kan worden opgemaakt dat het water in de watervoerende pakketten (zand en grind) vooral horizontaal stroomt, terwijl de stromingsrichting in de scheidende lagen (klei en veen) vooral verticaal is. Het verschil in stromingsrichting komt doordat het water de weg van de minste weerstand zoekt: een korte verticale weg door de scheidende lagen en dus worden horizontale afstanden vooral door de aquifers afgelegd. Het is gebruikelijk de watervoerende pakketten en scheidende lagen van boven naar onderen, tot de hydrologische basis, te nummeren. Wanneer de grondwaterspiegel zich in een (het eerste) watervoerend pakket bevindt (en niet in een aquitard), dan staat het grondwater in dat pakket per definitie direct onder invloed van de atmosferische druk. Men spreekt dan van een freatisch pakket.

Hydrologen gebruiken metingen van de stijghoogte in peilbuizen om te onderzoeken in welke richting het grondwater stroomt (Figuur 3-5). De stijghoogte is het niveau ten opzichte van een referentie (meestal NAP) tot waar het grondwater in een peilbuis stijgt. Het is een maat voor de energietoestand van het water ter hoogte van de peilbuisfilter, waar het water de buis is binnengedrongen.



Figuur 3-5. Stijghoogte is de hoogte ten opzichte van een referentieniveau tot waar het grondwater stijgt in een peilbuis. Het is een maat voor de energietoestand van het grondwater ter hoogte van de peilbuisfilter. NB.: deze omschrijving van het begrip stijghoogte gaat alleen op in zoete gebieden. Hier is sprake van een opwaartse stromingsrichting (kwel), omdat de stijghoogte in de peilbuis hoger staat dan de grondwaterspiegel (=freatische stijghoogte).

Grondwater stroomt van plekken met een hoge, naar plekken met een lage stijghoogte (Figuur 3-6). Op de grondwaterspiegel is de stijghoogte gelijk aan de hoogte van de grondwaterspiegel.



Figuur 3-6. Het verloop van de stijghoogte, gemeten in vier peilbuizen over een stroombaan van wegzijg- naar kwelgebied. Buis 1a heeft een zeer ondiep filter zodat de stijghoogte ongeveer gelijk is aan de grondwaterspiegel; buis 2 heeft een diep filter en diens stijghoogte is lager dan de grondwaterspiegel, wat correspondeert met een neerwaartse beweging van het water (wegzijging); in buis 4 is de situatie juist andersom (kwel); bij het filter van buis 3 stroomt het water horizontaal en de stijghoogte in deze buis is dus gelijk aan de grondwaterspiegel. Dat water bij buis 1a wegzijgt blijkt ook uit de lage stijghoogte dieper in de ondergrond, gemeten in buis 1b.

3.3 Relatie tussen grondwaterstand en vegetatie op standplaatsniveau

De grondwaterstand ten opzichte van maaiveld heeft grote invloed op de soortensamenstelling van de vegetatie. Allereerst reguleert de grondwaterstand de hoeveelheid zuurstof en vocht die beschikbaar is voor planten. Soorten zijn hierop fysiologisch aangepast, zoals in Kader 3-1 wordt uitgelegd. Maar minstens zo belangrijk is het feit dat de grondwaterstand chemische en biologische processen in de bodem reguleert, zoals de afbraak van organische stof en de buffering van de zuurgraad. Op deze indirecte wijze is de grondwaterstand van invloed op de vegetatie. In paragraaf 1.1 zullen we dit illustreren aan de hand van de effecten van grondwaterstands daling op de vegetatie.

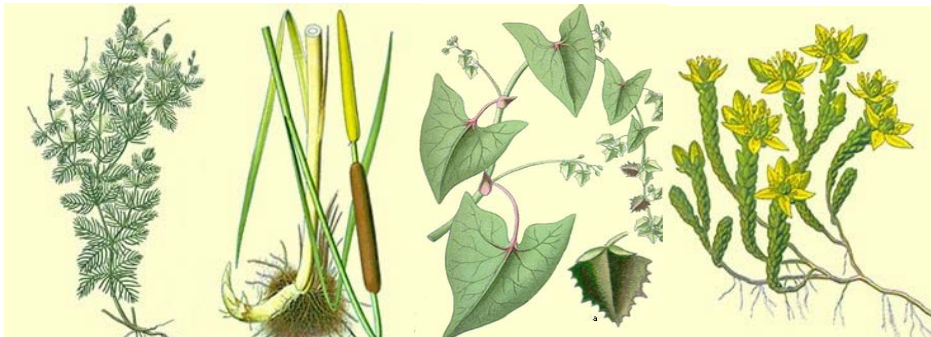
Kader 3-1. Indeling van plantensoorten in vochtcategorieën.

Op bodems die permanent of vrijwel het gehele jaar onder water staan komen waterplanten (hydrofyten) voor die zijn aangepast aan het leven in water door het ontbreken van steunweefsels, en de aanwezigheid van drijvende bladeren. Bovendien zijn ze vaak in staat nutriënten anders dan via de wortels direct uit het water op te nemen. Vooral de duur van onder water staan is bepalend voor het voorkomen van waterplanten.

Op plaatsen die 's winters en in het voorjaar plas-dras staan komen vooral soorten voor die door de aanwezigheid van luchtweefsels in staat zijn te groeien op anaerobe standplaatsen (bijvoorbeeld riet en biezen) of die anaerobe omstandigheden vermijden door pas laat uit te groeien en alleen oppervlakkig (zonnedauw) of zelfs geheel niet (veenmos) te wortelen. Diep wortelende soorten kunnen vaak zuurstof in het wortelmilieu brengen, zodat in gereduceerde vorm giftige stoffen (Fe^{2+} , Mn^{2+} , H_2S) worden geoxideerd, waarna ze onschadelijk zijn (Etherington, 1982). Soorten die aangepast zijn aan het leven op natte, anaerobe bodems worden aangeduid als hygroyten.

Op zandgronden met een lage grondwaterstand vormt niet de zuurstofvoorziening, maar de vochtvoorziening voor veel soorten een beperkende factor. Soorten die hier voorkomen zijn aangepast aan droogte doordat ze hun verdamping kunnen beperken of doordat ze de droge zomerperiode overleven in de vorm van zaad. Deze soorten worden aangeduid als xerofyten. Xeromorfe kenmerken zijn onder meer een kleine verhouding tussen bladoppervlakte en bladvolume (succulente bouw) (muurpeper), de aanwezigheid van haren op de bladeren (muizenootje) en het verzonken zijn van huidmondjes in bladgroeven (helm).

Een laatste groep soorten wordt tenslotte gevormd door de mesofyten, soorten die aanpassingen aan anaerobe omstandigheden en aan vochttekorten missen en daardoor alleen voorkomen op vochtige standplaatsen. De meeste van onze landbouwgewassen behoren tot deze categorie.



Voorbeelden van soorten uit verschillende vochtcategorieën, v.l.n.r.: teer vederkruid (hydrofyt), kleine lisdodde (hygrofyt), zwaluwtong (mesofyt) en muurpeper (xerofyt)

3.4 Relatie tussen grondwater en vegetatie op landschapsniveau

De chemische samenstelling van het grondwater is eveneens van belang voor het verklaren van verschillen in de vegetatie binnen het Nederlandse landschap. Tabel 3-1 toont de concentraties van enkele karakteristieke watermonsters, alsmede de zuurgraad (pH) en het elektrisch geleidingsvermogen (EGV). Van nature komen in grondwater vooral de in deze tabel vermelde kationen en anionen voor. Onder invloed van de geochemische eigenschappen van het doorstroomde sediment veranderen de verhouding tussen deze macro-ionen tijdens

het stromingsproces ten gevolge van oxidatie, reductie, verwerking, oplossing, neerslag en ionenuitwisseling. Omdat de kans dat water in contact komt met een reactief sediment toeneemt naarmate de afgelegde stroombaan langer is (en daaraan gekoppeld: de verblijftijd groter is), is deze lengte van secundair belang bij het chemische veranderingsproces.

Regenwater is ionenarm en bevat, in natuurlijke samenstelling, vooral natrium- en sulfaationen (Na^+ en SO_4^{2-}). Door luchtvervuiling in Nederland is de concentratie van met name ammonium (NH_4^+) en sulfaat toegenomen en de pH gedaald (schoon regenwater heeft een pH van circa 5,5).

Concentraties van ionen in het grondwater zijn op de eerste plaats al hoger dan die van regenwater doordat de concentraties 'indikken' ten gevolge van verdamping. Maar ook door chemische processen veranderen ionenconcentraties. Zoete systemen worden tijdens grondwaterstroming verrijkt met calcium- en bicarbonaationen (Ca^{2+} en HCO_3^-), voornamelijk door het in oplossing gaan van kalkhoudende bestanddelen in het doorstroomde sediment. Bij dit proces spelen de volgende reacties een rol (Kemmers, 1993):



De verwerking van kalk (CaCO_3 ; [3-2]) vindt plaats onder invloed van protonen (H^+) die zijn gevormd in de wortelzone. Door ademhaling van wortels en micro-organismen vindt hier namelijk productie van koolzuurgas (CO_2) plaats, waardoor evenwicht [3-1] naar rechts verschuift. Overigens treedt deze verwerking tegenwoordig ook veel op door aanvoer van zuren via atmosferische depositie en bemesting.

Tabel 3-1. Chemische samenstelling van enkele karakteristieke watermonsters (Van Wirdum, 1990).

	pH	EGV mS/m	Concentratie belangrijkste ionen (mg/l)						
			Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-
Regenwater	4,2	5	0,4	,0,2	1,6	0,2	0,0	5,8	3,0
'Rijp' kwelwater ¹	7,3	65	115	8	12	2	400	13	11
Rijnwater ²	7,8	100	82	10	96	7	159	80	178
Zeewater	8,3	5200	420	1400	10480	390	122	2640	19100

¹ Concentraties calcium en bicarbonaat zijn aan de hoge kant; in de meeste kwelafhankelijke natuurgebieden worden lagere waarden aangetroffen.

² Concentraties natrium, chloride en sulfaat zijn inmiddels lager dan die van dit uit 1975 daterende monster.

Tijdens het stromingsproces in de diepere ondergrond lost kalk op, waardoor de concentraties calcium- en bicarbonaationen toenemen, terwijl de H^+ -concentratie daalt (de pH stijgt). Zie de concentraties van het 'gerijpte' kwelwatermonster in Tabel 3-2. De hoeveelheid carbonaten die oplost hangt af van de agressiviteit (hoeveelheid zuur) van het inzijsende water en van de rijkdom aan gemakkelijk verweerbare bestanddelen in het doorstroomde sediment.

Bovengenoemde processen leiden tot een eerste ruwe indeling van het Nederlandse landschap in infiltratiegebieden en kwelgebieden. Infiltratiegebieden zijn van nature arm aan voedingsstoffen en mineralen, en kenmerken zich door vegetatie van voedselarme en zure omstandigheden. De meeste infiltratiegebieden kennen een diepe grondwaterstand, zodat een droogteminnende vegetatie de boventoon voert. Infiltratiegebieden kunnen echter ook een hoge grondwaterstand hebben, zoals in veldpodzolgronden (met vochtige heide) of zoals in hoogvenen (gedomineerd door veenmossen). In kwelgebieden vindt een voortdurende aanrijking van opgeloste stoffen plaats (met name van Ca^{2+} en HCO_3^-). Kwelgebieden kennen bovendien een hoge en weinig fluctuerende grondwaterstand. De vegetatie is er kenmerkend voor zwakzure tot basische omstandigheden. De voedselrijkdom kan variëren van voedselarm tot zeer voedselrijk. In het algemeen geldt dat de voedselrijkdom toeneemt met een toename van de fluctuatie in grondwaterstand (betere doorluchting, dus hogere mineralisatie van organische stof), een toenemende invloed van inundatie met oppervlaktewater, bijvoorbeeld van beekwater, en naarmate de bodem vooral uit rivier- of zeeklei bestaat in plaats van uit mineraalarm zand en grind. Kenmerkend voor voedselarme omstandigheden in kwelgebieden zijn bijvoorbeeld blauwgraslanden, voor matig voedselrijke bodems de dotterbloemhooilanden en ten slotte rietlanden en ruigten voor langdurig onder water staande zeer voedselrijke bodems, bijvoorbeeld in het benedenstroomse gedeelte van een beekdal. Op deze indeling zijn tal van variaties mogelijk, afhankelijk van bijvoorbeeld de kwaliteit van het kwelwater, de invloed van het moedermateriaal en de aanvoer van oppervlaktewater. Zo kunnen, wanneer het moedermateriaal nog niet zo ver is uitgelooft, in infiltratiegebieden ook kalkrijke bodems voorkomen, zoals in Zuid-Limburg en in de duinen. En omdat lössbodems veel vocht kunnen naleveren, is de vegetatie er kenmerkend voor vochtige omstandigheden, ondanks de meestal zeer diepe grondwaterstand.

Tijdens het stromingsproces treden nog veel meer, deels slecht begrepen, veranderingen in de chemische samenstelling van het grondwater op. Zo is grondwater vaak zuurstofarm doordat zuurstof in de bovenste bodemlaag is gebruikt bij de afbraak van organisch materiaal. Door de betrekkelijke zuurstofarmoede kan driewaardig ijzer (Fe^{3+}) worden gereduceerd tot tweewaardig ijzer (Fe^{2+}). Gerijpt grondwater is vaak rijk aan Fe^{2+} . Wanneer dit water in kwelgebieden in contact komt met de lucht, oxideert het ijzer, wat zich uit in roodbruine roestvlokken, drijvend in het water en gehecht aan plantendelen (Figuur 3-7). Aan de hand van deze roestverschijnselen kunnen soms kwelgebieden worden opgespoord. De aanwezigheid van zulke roestverschijnselen geeft overigens geen uitsluitsel over de herkomst van het uittredende grondwater.

Het met kwelwater aangevoerde ijzer zorgt ook voor een natuurlijke defosfatering van het grondwater: doordat fosfaat sterk bindt aan geoxideerd driewaardig ijzer wordt in de roest fosfaat vastgelegd. Typische kwelbodems zijn dan ook vaak rijk aan fosfaat, maar omdat het fosfaat is vastgelegd in de roestverbindingen is het voor de planten niet of nauwelijks beschikbaar. Dat kan overigens veranderen wanneer een kwelgebied permanent wordt vernet: door reductie van het ijzer kan het fosfaat alsnog vrijkomen.

In met name fluviatiele en mariene sedimenten kan pyriet (FeS_2) voorkomen. Door zuurstof kan dit worden geoxideerd, maar ook door nitraat dat in het grondwater onder overbemeste percelen vaak in hoge concentraties voorkomt. Door het oxidatieproces neemt de concentratie

sulfaat (SO_4^{2-}) in het grondwater toe. In pyrietrijke en zwaar bemeste gronden komen daardoor vaak hoge concentraties sulfaat in het grondwater voor, bij zeer lage nitraatconcentraties. Dit sulfaat kan een bedreiging vormen voor kwelafhankelijke natuurgebieden (paragraaf 1.1).



Figuur 3-7. Kwelsloot met een roodbruine bodem van het ijzeroxide. Vooral watervioolier (groene bladeren onder water en wit bloemen boven de waterspiegel,) maar ook holpijp en wateraardbei duiden op de aanwezigheid van basenrijk kwelwater. Foto: J.P.M. Witte.

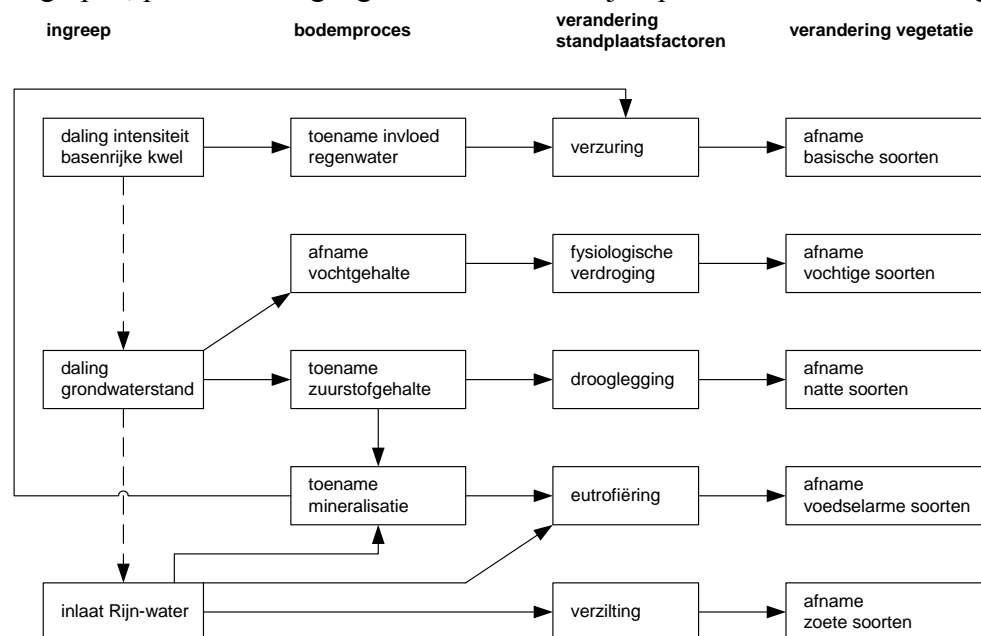
Tot nu toe hebben we de factor saliniteit (zoutgehalte) buiten beschouwing gelaten. In het westen van Nederland komt echter ook brak grondwater voor, dat via het grondwater naar diep ontwaterde polders en droogmakerijen stroomt of dat via het oppervlaktewaterstelsel wordt aangevoerd. Saliniteit kan worden gekarakteriseerd aan de hand van het chloridegehalte. De saliniteit van het grondwater kan van doorslaggevend belang zijn voor de vegetatie. Zo zijn grote vegetatiekundige verschillen in de soortensamenstelling van onze West-Nederlandse laagveenmoerassen al te verklaren aan de hand van alleen het chloridegehalte (paragraaf 4.3).

De meeste soorten waterplanten kunnen geen hoge zoutgehalten verdragen en groeien alleen in zoet water met een chloridegehalte van minder dan 1000 mg Cl^-/l (Runhaar et al., 1997). Een deel van deze zoetwaterplanten is zo gevoelig dat ze normaliter alleen worden aangetroffen bij chloridegehalten van minder dan 200 mg Cl^-/l . Daarnaast is er een beperkt aantal specialisten dat bij voorkeur groeit bij brak of zout water (>1000 mg Cl^-/l). Tussen deze twee uitersten vinden we overwegend algemene soorten (bijvoorbeeld riet), die niet zo veeleisend zijn en een matig hoge saliniteit verdragen maar die het meestal ook goed doen bij een zeer lage saliniteit.

3.5 Bedreigingen voor de natuur via het grondwater

3.5.1 Effecten van grondwaterstanddaling en kwelafname

Een verlaging van de grondwaterstand zet in de natuur een aantal, ten dele nog niet geheel begrepen, processen in gang die van invloed zijn op de soortensamenstelling. Figuur 3-8



Figuur 3-8. Belangrijkste schadelijke gevolgen van hydrologische veranderingen op natte en vochtige ecosystemen. Gestippelde lijnen geven mogelijke secundaire gevolgen van ingrepen weer.

toont op een versimpelde manier welke negatieve gevolgen er kunnen optreden in aquatische, natte en vochtige ecosystemen.

Verlaging kan leiden tot een gebrek aan water in de wortelzone, waardoor planten niet meer potentieel (maximaal) kunnen transpireren: verdroging in strikte zin, in de figuur aangegeven met de term 'fysiologische verdroging'. Ook kunnen soorten die gebonden zijn aan natte, anaerobe bodems verdwijnen doordat nutriënten in een vorm beschikbaar komen die moeilijk of niet opneembaar voor ze zijn (bijvoorbeeld N in de vorm van NO_3^- in plaats van NH_4^+) ('drooglegging' in Figuur 3-8).

Doordat meer zuurstof in de bodem doordringt wordt organische stof sneller afgebroken. Bij deze afbraak (mineralisatie) komen voedingsstoffen vrij, waarvan concurrentiekrachtige soorten (vaak grassen) profiteren. Het resultaat van deze interne 'vermesting' (eutrofiëring) is een verruigde, soortenarme vegetatie. Bij de afbraak komen protonen vrij waardoor de pH daalt: de standplaats verzuurt. Verzuring kan ook optreden als de pH niet meer gebufferd wordt door de aanvoer van basenrijk grondwater. In de wortelzone wordt het basenrijk grondwater dan vervangen door basenarm regenwater. Vooral voor vegetaties die onder invloed staan van kwel, zoals sommige trilvenen en blauwgraslanden, is een afname van de invloed van basenrijk water nadelig. Natuurlijk kan het verzuringseffect ook optreden

wanneer de kwelintensiteit afneemt, bijvoorbeeld door grondwaterwinning, of door ontwatering van de omgeving.

In *Figuur 3-8* staan met stippellijnen ook twee secundaire effecten weergegeven. Afname van de kwelintensiteit leidt bijna altijd tot lagere grondwaterstanden, vooral in de zomer. Een van de maatregelen om lage grondwaterstanden te voorkomen is het inlaten van oppervlaktewater, bijvoorbeeld afkomstig van de Rijn.

3.5.2 Effecten van systeemvreemd water

Soms kan men in natuurgebieden een verlaging van het peil voorkomen door meer oppervlaktewater in te laten: ‘gebiedsvreemd’ water noemt men dat meestal. Deze term is een beetje verwarrend omdat hij suggereert dat gebieden vroeger volledig toekonden met water uit het gebied zelf, terwijl veel natuurgebieden in het lage deel van Nederland al eeuwen afhankelijk zijn van extern oppervlaktewater en daar zelf hun karakteristieke en rijke flora en fauna aan te danken hebben. Liever spreken we daarom van ‘systeemvreemd’ water, dat wil zeggen, water dat afwijkt van het water waarop de huidige of de gewenste ecosystemen in het gebied zijn ingesteld.

Systeemvreemd water, dikwijls afkomstig van de Rijn of Maas maar ook uit bijvoorbeeld nabijgelegen polders, is vaak relatief rijk aan N en P. Zelfs als de nutriëntenconcentraties laag zijn kan de aanvoer van systeemvreemd water voor problemen zorgen, bijvoorbeeld doordat organisch materiaal versneld wordt afgebroken. Dit kan komen doordat de pH van het inlaatwater hoger is dan het gebiedswater, waardoor de afbraak van organisch materiaal door micro-organismen wordt gestimuleerd. Bovendien kunnen hoge sulfaatconcentraties in het aangevoerde oppervlaktewater leiden tot interne eutrofiëring, doordat (1) sulfaat de rol van zuurstof als oxidator overneemt en daarmee de anaerobe afbraak van organisch materiaal stimuleert, en (2) het gevormde sulfide gebonden wordt aan ijzer zodat minder ijzer overblijft om fosfaat vast te leggen. Ten slotte kan een hoger zoutgehalte van het inlaatwater er toe leiden dat soorten die gebonden zijn aan zoet water verdwijnen. Dit geldt vooral voor soorten als krabbenscheer en langewortel, die zeer gevoelig zijn voor zout en al bij licht verhoogde chloridegehalten afsterven (Runhaar, 2006).

Overigens wordt ook buiten natuurreservaten steeds meer oppervlaktewater van elders aangevoerd. De landbouweis van een lage voorjaarsgrondwaterstand heeft op veel plaatsen tot gevolg dat in de zomer onvoldoende vocht in de bodem beschikbaar is voor een maximale gewasproductie. Het vochttekort probeert men dan aan te vullen met gebiedsvreemd water, wat voor wilde planten en dieren binnen het cultuurlandschap fataal kan zijn.

Figuur 3-8 geeft een goed beeld van de negatieve invloed die kan uitgaan van een waterhuishoudkundig beheer dat onvoldoende rekening houdt met de natuur. De figuur toont ook dat er een grote samenhang is tussen de verschillende milieubedreigingen. Het begrip ‘verdroging’ is dus meer dan het verwelken van planten ten gevolge van een tekort aan water; ook vermesting, verzuring en zelfs verzilting (wanneer verzilt oppervlaktewater wordt aangevoerd om lage grondwaterstanden te voorkomen) vallen onder dit begrip.

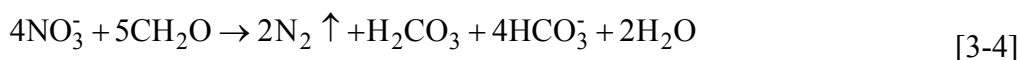
3.5.3 Effecten van grondwaterverontreiniging

Sinds de vijftiger jaren van de twintigste eeuw worden landbouwgronden in Nederland intensief bemest (Griffioen en Broers, 1999). Het gaat met name om de toediening van stikstof (N), fosfor (P), kalium (K) en zwavel (S) in de vorm van kunstmest en dierlijke mest. Doorgaans werd en wordt er meer aan meststoffen op de percelen gebracht dan er via het gewas of via het vee weer wordt afgehaald.

De fractie opgebrachte nutriënten die uiteindelijk uitspoelt naar het grondwater hangt sterk af van de hoogte van de grondwaterstand en de daarmee corresponderende zuurstofrijkdom van de bodem. Bij een lage grondwaterstand heersen er zuurstofrijke omstandigheden in de bodem en wordt het bij de afbraak van organische mest gevormde ammonium omgezet in nitraat:



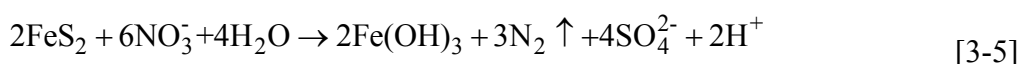
Dit proces, waarbij protonen vrijkomen en dus verzuring optreedt, wordt nitrificatie genoemd. Omdat Nederlandse landbouwgronden meestal goed ontwaterd zijn komt stikstof in het bovenste grondwater vrijwel alleen in de vorm van nitraat voor. Bij een hoge grondwaterstand echter heersen er in de bodem zuurstofarme omstandigheden doordat de diffusiesnelheid van zuurstof in water bijzonder laag is. Nitraat wordt dan vervolgens omgezet in het onschadelijke stikstofgas dat naar de atmosfeer verdwijnt (de lucht bestaat voor 80% uit N₂). Dit nitraatafbraakproces heet denitrificatie:



In deze vergelijking is organische stof vereenvoudigd weergegeven als CH₂O. Denitrificatie treedt bijvoorbeeld op na inundatie met rivierwater of in natte natuurgebieden. Als bijproduct van denitrificatie ontstaat ook N₂O (lachgas). Dit is een schadelijk gas omdat het sterk bijdraagt aan het broeikas effect (onder andere Velthof, 1997). Met het oog op schoon grondwater is denitrificatie dus gunstig, maar dit proces draagt wel bij aan een ander milieuprobleem.

Om nitraat uit het grondwater te verwijderen is dus een hoge grondwaterstand gewenst. Een gevaar van een hoge grondwaterstand in neerslagrijke perioden is echter dat mest over het maaiveld afspoelt naar de sloten. Een hoge grondwaterstand kan bovendien leiden tot een verhoogde uitspoeling van P naar grondwater onder zwakzure tot neutrale bodems, doordat ijzerfosfaatcomplexen dan uiteenvallen (Koerselman, 1992).

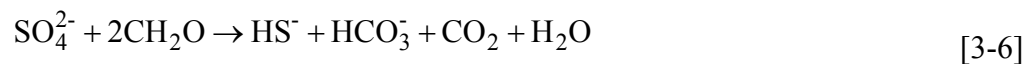
De aard van het doorstroomde sediment bepaalt in sterke mate of nitraat wordt afgebroken of niet. In het grondwater kan nitraat door pyriet (FeS₂) of organische stof (zie [3-4]) worden gereduceerd. Mariene afzettingen bevatten meer pyriet dan fluviatiele of glaciële afzettingen (Griffioen en Broers, 1999). Dit hangt samen met de hoge sulfaatconcentratie van zeewater, dat als bron van zwavel dient bij de vorming van pyriet. Maar ook in dekzandgebieden kan pyriet aanwezig zijn, ontstaan onder invloed van kwel (Van Beek et al., 2001). Bij de reductie van pyriet door nitraat ontstaat het onschadelijke stikstofgas:



Deze reactievergelijking (chemische denitrificatie) is een van de verklaringen waarom onder bemeste pyriethoudende gronden vaak toch lage nitraatgehalten in het grondwater worden

aangetroffen, echter in combinatie met hoge sulfaatconcentraties en een lage pH. Indien kalk aanwezig is kan het geproduceerde zuur worden geneutraliseerd (vergelijking [3-2]). Grondwater met zowel veel calcium als sulfaat is dus ook een aanwijzing voor overbemesting (Van Beek et al., 2001).

Nutriënten die op een landbouwperceel worden toegediend kunnen via het grondwater naar een nabijgelegen natuurgebied stromen. Aanvankelijk waren natuurbeschermers vooral bevreesd voor verontreiniging van het grondwater met nitraat. Hoge nutriëntengehalten leiden er toe dat hoogproductieve plantensoorten, zoals riet, pijpenstrootje, pitrus en ridderzuring, gaan domineren in de vegetatie. Ze drukken daarbij de langzame groeiers weg en vaak zijn dat de zeldzame en karakteristieke soorten waaraan het natuurgebied haar waarde ontleent (zonnedauw, parnassia, vleeskleurige orchis, Spaanse ruiter, et cetera). De laatste jaren gaat de aandacht uit naar de negatieve rol die sulfaat speelt bij de teloorgang van natuurreservaten (Lamers et al., 1999). Dat sulfaat kan rechtstreeks afkomstig zijn van mestgiften, maar ook van de afbraak van pyriet onder invloed van nitraat (verg. [3-5]). De reductie van sulfaat in natte natuurgebieden, waar zuurstofarme omstandigheden in de bodem heersen, leidt niet, zoals bij nitraat, tot een afname van de invloed (vergelijking [3-4]), maar produceert juist een probleem. Er wordt namelijk sulfide ('rotte-eierengas') gevormd, dat al bij lage concentraties toxisch is voor plantenwortels:



Vooraf zeggen en orchideeën, die karakteristiek zijn voor natte schraalgraslanden, verdwijnen daarbij (Lamers et al., 1999). Een tweede vervelende eigenschap van sulfaat is dat het sterk gebonden kan worden aan ijzer, waarbij ijzersulfiden als FeS en FeS₂ (pyriet) worden gevormd. IJzer is echter in de meeste wetland-bodems de belangrijkste factor bij de binding van fosfaat. Sulfide verstoort de binding van fosfaat in allerlei ijzer-fosfaat-complexen ernstig en consumeert nieuw vrijkomend ijzer voor het grootste deel. Het gevolg is 'interne eutrofiëring' met fosfaat: het reeds aanwezige fosfaat wordt versneld vrijgemaakt en 'nieuw' fosfaat wordt in mindere mate aan ijzer gebonden. Al met al leidt de aanvoer van sulfatrijk water vrijwel altijd tot eutrofiëring, zelfs wanneer dit water geheel fosfaatvrij is.

Bij de vorming van pyriet kunnen zware metalen zijn vastgelegd die gedurende lange tijd (eeuwen) zijn aangevoerd. Bij snelle oxidatie als gevolg van verdroging of chemische denitrificatie kunnen daardoor hoge concentraties van onder andere nikkel en zink ontstaan.

3.5.4 Verzilting en verzoeting van grondwater

In het westen van Nederland bestaat een andersoortig gevaar van verzilting, namelijk via de aanvoer van brak grondwater naar diepe droogmakerijen (leeggepompte meren) en andere polders. Zout water kan onder de duinen doorstromen en zo voor verzilting zorgen. Brak kwelwater kan ook afkomstig zijn van fossiel zeewater, dat wil zeggen van plekken waar vroeger de zee heerste. Bijna overal in Nederland is (grotendeels fossiel) brak grondwater te vinden, in het oosten echter alleen op zeer grote diepte van 200 m of meer (Dufour, 1998). Sommige natuurgebieden zijn juist afhankelijk van de aanvoer van zilt grondwater, zoals de zogenaamde inlagen in Zeeland en het Klaarkampermeer in Friesland. Hier komen binnendijkse zoutvegetaties voor met zeekraal en andere zoutplanten die verdwijnen wanneer

verzoeting optreedt, bijvoorbeeld als gevolg van de opzet van peilen en het vasthouden van regenwater.

4. Ecohydrologische analyse van landschapstypen

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt, voor verschillende landschapstypen, de samenhang tussen grondwater en aquatische en terrestrische natuur besproken. Belangrijk onderdeel vormt een dwarsdoorsnede van het landschap met daarin weergegeven de belangrijkste ecohydrologische relaties. Verder wordt van ieder landschapstype de volgende informatie verschaft:

- a. typering van het landschapstype, met de nadruk op de samenhang tussen grondwater en natuur;
- b. belangrijkste bedreigingen via het grondwater en de gevolgen daarvan;
- c. literatuur en ecohydrologische modellen die kunnen dienen voor het achterhalen van de samenhang tussen grondwater en natuur.
- d. richtlijnen voor het monitoren van grondwater.

Bij de beschrijving van bedreigingen via grondwater (ad b) beperken wij ons tot processen die door anderen dan de natuurbeheerder negatief kunnen worden beïnvloed. Effecten van grondwaterwinning, inpoldering van de omgeving en bemesting van het infiltratiegebied dat het natuurgebied voedt vallen dus wél onder de beschrijving; effecten van het interne waterbeheer laten we daarentegen buiten beschouwing. Wanneer dit waterbeheer echter wordt afgestemd op de exogene aantasting van het grondwaterlichaam zullen wij daar aandacht aan besteden. Een voorbeeld is het inlaten van extra oppervlaktewater of het toestaan van grotere peilfluctuaties teneinde het wegvallen van een kwelstroom door grondwaterwinning te compenseren.

Ook bij de beschrijving van richtlijnen voor het monitoren van grondwater (ad d) beperken we ons tot het signaleren van exogene bedreigingen via het grondwater. Het monitoren van de grondwaterwaterkwaliteit met het oog op de atmosferische depositie van stikstof laten we dus buiten beschouwing.

De verwijzing naar literatuur en ecohydrologische modellen (ad c) is bedoeld voor diegenen die meer af willen weten van de eisen die ecosystemen stellen aan het grondwater, zowel aan de kwantiteit als aan de kwaliteit. Omdat ecohydrologische modellen nog lang niet zijn uitontwikkeld en nauwelijks zijn getest, onthouden we ons zoveel mogelijk van een oordeel over hun betrouwbaarheid.

Bij de opsomming van literatuur (ad c) en de te monitoren parameters (ad d) hebben we zeker niet de pretentie een volledig overzicht te geven. Deze studie was te beknopt om het daarvoor benodigde bronnenonderzoek te doen. In plaats daarvan hebben we moeten putten uit onze parate kennis.

Bij de beschrijvingen hebben we ten dele de indeling in landschapstypen van Natura 2000 gevolgd (Figuur 4-1).

Op een aantal punten zijn we van deze indeling afgeweken:

- Het landschapstype ‘Rivierengebied’ laten we buiten beschouwing omdat de natuur in dit gebied overwegend door het rivierregime wordt gestuurd. Bovendien zijn bedreigingen Natura 2000 landschappen



Figuur 4-1. Indeling van Natura-2000-gebieden in landschappen (LNV - Directie Kennis, 2005).

van de natuur via het grondwater hier nauwelijks aan de orde. Om vergelijkbare redenen wordt het landschapstype ‘Noordzee, Waddenzee en Delta’ buiten beschouwing gelaten.

- Het landschapstype ‘Meren en plassen’ is ecologisch te breed gedefinieerd en omvat zowel laagveenmoerassen als meren in het kleigebied van bijvoorbeeld Groningen. Bovendien zijn de meeste meren in het kleigebied niet direct door grondwater gevoed (wel indirect, want bijna al het oppervlaktewater is eens grondwater geweest). In plaats daarvan bespreken we alleen de laagveenmoerassen omdat deze de grootste natuurwaarden herbergen en het gevoeligst zijn voor aantasting van de grondwaterhuishouding.

- De landschapstypen ‘Hogere zandgronden’ en ‘Beekdalen’ worden in samenhang behandeld omdat hogere zandgronden vaak het infiltratiegebied vormen van de beekdalen.

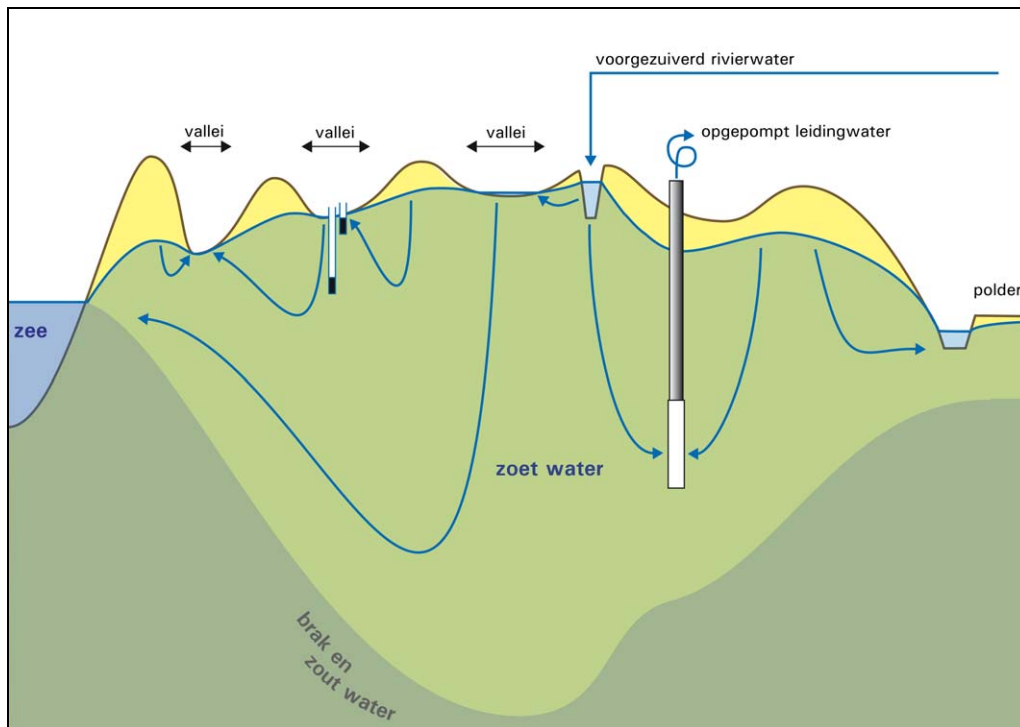
Binnen de studie was onvoldoende ruimte om alle hydrologische en ecologische situaties in Nederland volledig en uitputtend te behandelen. We hopen echter dat alle beschrijvingen tezamen voldoende inzicht geven, voor zowel de terreinbeheerders als de beleidsmakers, in de samenhang tussen grondwater en natuur.

4.2 Kustduinen

4.2.1 Typering

De meeste van onze kustduinen zijn vanaf de Middeleeuwen gevormd. Ze zijn door de wind afgezet op mariene lagen van zand en klei (afzettingen van strand, strandwallen en wad). In het duinmassief en de onderliggende afzettingen bevindt zich zoet grondwater dat door percolatie van neerslagwater wordt aangevuld. Door de lagere dichtheid drijft het als een zoetwaterbel op zout grondwater, waarbij de bovenkant van de bel enkele meters boven het zeeniveau uitsteekt (Figuur 4-2). Vanuit het centrum stroomt het grondwater naar de randen van de bel. Hoe breder het duinmassief, des te hoger de weerstand tegen grondwaterstroming naar de omgeving en dus des te hoger de opbolling van de zoetwaterbel. Ook de weerstand van de ondergrond, bijvoorbeeld ten gevolge van slecht doorlatende lagen in mariene afzettingen, draagt bij aan een verhoging van de opbolling.

In het duinmassief komen valleien voor die ontstaan zijn door afsnoering van strandvlaktes (primaire duinvalleien) en valleien die door verstuing van een duin ontstaan zijn (secundaire valleien). In de beginfase van hun ontwikkeling onderscheiden primaire valleien zich van secundaire valleien door de aanwezigheid van brakke milieuomstandigheden (Figuur 4-3). Duinvalleien zijn samen met de binnenduinrand de plekken waar zich grondwaterafhankelijke vegetaties bevinden. Via de aangroei van zandplaten kan een duinmassief in de breedte aangroeien zodat de grondwaterstand stijgt. Deze vernatting kan zo sterk zijn dat er duinmeren



Figuur 4-2. Ecohydrologische dwarsdoorsnede van een Nederlands kustduin.



Figuur 4-3. Primaire duinvallei met onder andere zeebies, een plantensoort die duidt op de (voormalige) invloed van brak water. Foto: C.J.S. Aggenbach.

in de valleien ontstaan. Bij kustafslag treedt juist verlaging van de grondwaterstand op. Door de zeer beperkte aanwezigheid van ontwateringsmiddelen als sloten en beken (met ander woorden: door de hoge drainageweerstand), kan de grondwaterstand in een duinmassief aan grote fluctuaties onderhevig zijn. Deze fluctuaties, die worden veroorzaakt door variaties in het neerslagoverschot, hebben samen met verschillen in maaiveldhoogte grote invloed op de zonering van vegetaties in duinvalleien. Aan de randen van een duinmassief liggen duinvalleien met sterke kwel van dieper grondwater, waardoor de dynamiek in grondwaterstand er relatief gering is. Voor de sterke ontwatering van de aangrenzende polders stond de binnenduinrand vaak ook onder invloed van deze grondwaterstroming. Dit

diepere grondwater is altijd basenrijk. Duinvalleien die hoger en meer centraal in het duinmassief liggen kunnen onder invloed van kwel van ondiep grondwater ontstaan, met meer dynamiek in grondwaterstand. Zulke valleien kunnen ook aan de ene zijde kwelwater ontvangen terwijl de andere zijde onder invloed staat van wegzijging. Kwel- en infiltratiepatronen beïnvloeden de basenrijkdom en voedselrijkdom in de bodem en bepalen aldus de ruimtelijke rangschikking van verschillende vegetatietypen (Bakker, 2005; Grootjans et al., 1995). De basenrijkdom van het toestromende ondiepe grondwater is laag als het door kalkarm duinzand heeft gestroomd en hoog bij stroming door kalkrijk duinzand. Een belangrijk ecologisch criterium voor typering van duinvalleien is de wijze waarop de zuurgraad wordt gebufferd. Een hoge pH is aanwezig in valleien met:

1. periodieke toestroming van zeewater (strandvlaktes en nog niet geheel afgesnoerde primaire valleien);
2. kalk in de bodem. Bij een kalkgehalte van meer dan 0,25% treedt kalkbuffering op door oplossing van calciumcarbonaat (verg. [3-2]);
3. toestroming van basenrijk grondwater.

Basenrijke, voedselarme tot matig voedselrijke duinvalleien bevatten soortenrijke vegetaties met veel zeldzame en bedreigde grondwaterafhankelijke plantensoorten (Figuur 4-4).

Duinvalleien die constant worden beïnvloed door kwel van basenrijk grondwater verzuren niet en



Figuur 4-4. Natte, basenminnende duinvalleivegetatie met parnassia. Foto: C.J.S. Aggenbach.

kunnen ook langdurig een laag organische-stofgehalte in de bodem behouden. Wanneer een sterk buffermechanisme ontbreekt (duinvallei met kalkarme bodem en zonder aanvoer van basenrijk grondwater) ontstaan basenarme valleien met een zuurminnende vegetatie.

Tot zover zijn de relaties beschreven in een duingebied waarvan de waterhuishouding niet is aangetast. De waterhuishouding van veel Hollandse en Zeeuwse duingebieden is echter sterk beïnvloed door drinkwaterwinning. Bij de meeste winningen wordt het duin als biogeochemisch filter gebruikt: via kanalen en grondwaterputten wordt voorgezuiverd rivierwater geïnfiltreerd waarna het even verder, in een verder gezuiverde vorm, wordt opgepompt (Figuur 4-2). Dit gebruik heeft grote invloed op de hoogte en de dynamiek van de grondwaterstand en tevens op de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater in duinvalleien.

In gebieden met alleen grondwaterwinning, zonder kunstmatige infiltratie, zijn valleien sterk verdroogd. In de omgeving van infiltratiesystemen zijn vaak kwelvalleien ontstaan met een sterke toestroming van nutriëntenrijk infiltratiewater. Voedselarme duinvalleibegroeiingen waren in de omgeving van infiltratiesystemen alleen te vinden op plekken met een neerslaglens. Tot de jaren '80 en '90 van de vorige eeuw werd het water niet voorgezuiverd, waardoor een sterke eutrofiëring en accumulatie van fosfaat in het duinzand optrad.

Tegenwoordig wordt het infiltratiewater echter gedefosfateerd, zodat het destijds geaccumuleerde fosfaat nu weer uitspoelt. Op het moment dat het zandpakket voldoende is uitgespoeld kunnen in de kwelzones van het kunstmatige infiltratiesysteem voedselarme duinvalleivegetaties tot ontwikkeling komen, mits de stroomsnelheden van het grondwater niet te groot zijn. Herinrichting van waterwinning gaat nu samen met herstel van duinvalleien. Daarbij worden zelfs infiltratiesystemen dusdanig ingericht en beheerd dat ze duinvalleibegroeiingen herbergen.

4.2.2 Bedreigingen via het grondwater

1. Verlaging van de grondwaterstand door grondwateronttrekking, kustafslag (momenteel grotendeels gestopt door zandsuppletie), ontwatering van de binnenduinrand en achterliggende polders. Grondwaterstanddaling kan overigens ook een interne oorzaak hebben: toename van de verdamping door bosaanplant en vergrassing en ontwatering binnen het duinmassief.
2. Verzuring door het wegvallen van kwel; dit treedt op in (oppervlakkig) ontkalkte duingebieden en heeft dezelfde oorzaken als bij 1.
3. Onnatuurlijke waterstandsdynamiek door kunstmatige infiltratie voor drinkwaterwinning. Door onderhoudswerkzaamheden (slibverwijdering) en calamiteiten (inamestop) kan de waterstand plotseling diep wegzakken.
4. Het verdrinken van waardevolle duinvalleien kan gebeuren door kustaangroei. In sommige gevallen heeft deze kunstaangroei een menselijke oorzaak (bijvoorbeeld op Voornes duin door de aanleg van de Maasvlakte). Alhoewel vernatting van valleien een natuurlijk proces kan zijn, is het een probleem in duingebieden waar geen grootschalige verstuiwing mogelijk is. Er kunnen dan namelijk geen nieuwe secundaire valleien ontstaan die een vervangende groeiplaats hadden kunnen bieden aan natte en vochtige duinvalleivegetaties.

4.2.3 Publicaties en modellen

Literatuur: Aggenbach en Jalink (2000), Aggenbach et al. (2001), Bakker (2005), Grootjans et al. (1995), Lammerts (1999).

Ecohydrologische voorspellingsmodellen: NICHE (Koerselman et al., 1999), PROBE (Witte et al., 2006)

4.2.4 Monitoring grondwater

Kwantiteit: freatische stand in en rond duinvalleien.

Kwaliteit: pH, EGV, Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, N (NO₃⁻, NH₄⁺, N_{Kjel}), P (PO₄³⁻, P_{tot}), SO₄²⁻; van grondwater in zowel kwel- en als infiltratiezones.

4.3 Laagveenmoerassen

4.3.1 Typering

Laagveen ontstaat op natte laagten in het landschap die worden gevoed door grond- of oppervlaktewater. De meeste laagveennatuurgebieden in Nederland zijn verlaten dagmijnbouwgebieden, waar nog tot in de 20^e eeuw turf werd gewonnen. Na het staken van de turfwinning konden ze zich ontwikkelen tot zeer soortenrijke gebieden, zowel in floristisch als in faunistisch opzicht. De belangrijkste vorm van verlanding is die door middel van kraggen. Dit zijn drijvende matten van planten en plantenresten die zich lateraal uitbreiden met soorten die het oppervlaktewater via worteluitlopers koloniseren.

Het onderscheid tussen grondwater en oppervlaktewater in laagveenreservaten is soms moeilijk te maken, daar het water onder en door de kraggen en smalle legakkers (de onverveende strepen land waarop de turf te drogen werd gelegd) kan heen stromen.

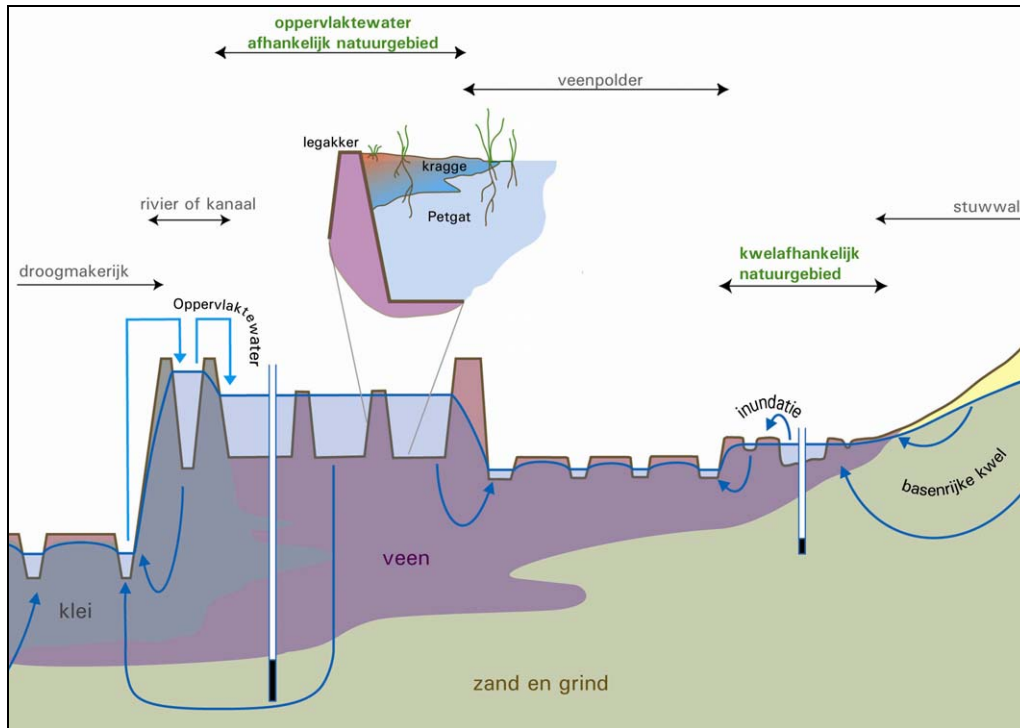
Laagveennatuurgebieden zijn kletsnat en voor planten is er dus voldoende water aanwezig om potentieel te kunnen verdampen. Verschillen in de soortensamenstelling tussen en binnen reservaten zijn daarom voor een belangrijk deel toe te schrijven aan verschillen in waterkwaliteit. Die waterkwaliteit wordt bepaald door de herkomst van het water dat het laagveengebied voedt. In dit opzicht kan onderscheid worden gemaakt in twee soorten reservaten (Figuur 4-5):

1. reservaten, gevoed door basenrijk en zoet kwelwater vanuit een stuwwal;
2. reservaten die als 'hoogwatereilanden' liggen in verveende en diep ontwaterde omgeving, onder invloed van wegzijging en gevoed door oppervlaktewater.

Tussenvormen zijn uiteraard ook mogelijk: kwelafhankelijke reservaten waar in droge tijden oppervlaktewater moet worden ingelaten.

Aan de hand van het zoutgehalte van het aangevoerde water kunnen verschillen tussen reservaten worden verklaard. Zo kan een rangschikking in reservaten worden gemaakt van zoet naar licht brak, ieder met een kenmerkende flora en fauna (tussen haakjes indicatieve cijfers over het chloridegehalte van het oppervlaktewater): 't Hol (50 mg Cl⁻/l); Nieuwkoopse Plassen (200 mg Cl⁻/l), Botshol (400 mg Cl⁻/l), Waterland (800 mg Cl⁻/l). 't Hol wordt

(indirect) gevoed door basenrijk kwelwater (type 1), Botshol en Nieuwkoopse Plassen door oppervlaktewater dat afkomstig is uit diep ontwaterde polders met in het centrum brakke kwel (type 2),



Figuur 4-5. Hydrologische positie van laagveennatuurgebieden. Inzet: kraggenverlanding vanuit een legakker, met binnen de kragge een gradiënt in waterkwaliteit variërend van regenwaterachtig (rood) tot oppervlaktewaterachtig (blauw).

Waterland (type 2) ontleent zijn hoge zoutgehalte nog steeds aan de invloed van de voormalige Zuiderzee; het tegenwoordig aangevoerde oppervlaktewater is deels afkomstig van het IJsselmeer.

Met het chloridegehalte hangen nog meer verschillen tussen laagveenmoerassen samen. De vorming van drijftillen bijvoorbeeld is beperkt tot de zoete gebieden; in Nieuwkoop bereikt dit verschijnsel zijn 'zoutgrens' (Westhoff et al., 1971). Ten noorden van het Noordzeekanaal komen laagveenmoerassen voor (onder andere Waterland, IJperveld) die door het hoge zoutgehalte weinig boomgroei hebben en die weinig zijn verveend omdat het zout in de turf de brandstofkwaliteit vermindert (Van Leerdam en Vermeer, 1992). Sinds de afsluiting van de Zuiderzee verzoeten deze gebieden en daarmee neemt de boomopslag toe.

Binnen een reservaat komen gradiënten in waterkwaliteit voor tussen enerzijds het oppervlaktewater of grondwater en anderzijds het basenarme neerslagwater. Soorten vinden binnen die gradiënten hun geschikte habitat: zo kunnen gedeelten van een kragge in de loop van de successie zodanig geïsoleerd raken van het grond- of oppervlaktewater dat planten er geheel zijn aangewezen op regenwater, terwijl aan het andere einde van de gradiënt hoogproductieve soorten als riet en kleine lisdodde groeien onder invloed van het basenrijke

en relatief voedselrijke oppervlaktewater (Figuur 4-5). Bij aanvoer van zoet en basenrijk kwelwater (eerste reservaattype) maar ook zoet en basenrijk oppervlaktewater (tweede type) kunnen trilvenen ontstaan, vegetaties met een grote rijkdom aan bedreigde plantensoorten.. Uiteraard is de kwaliteit van het aangevoerde water van directe invloed op aquatische levensgemeenschappen. Kenmerkend voor heldere lichtbrakke wateren zijn bijvoorbeeld onderwatervegetaties met groot nimfkruid en diverse kranswieren (Characeae), terwijl het ontstaan van drijfzand en een uitgebreide verlanding met krabbescheer (Figuur 4-7) gebonden is aan zeer zoet water.



Figuur 4-6. Laagveenplas met gele plomp en waterlelie, omzoomd door kraggen met rietland. De bomen op de achtergrond staan op een voormalige legakker. Foto: J.P.M. Witte.

4.3.2 Bedreigingen via het grondwater

1. Kwelafhankelijke reservaten: wegvallen van de kwel.
Oorzaken: enerzijds grondwaterwinning, bebossing en toename verhard oppervlak op de stuwwal en anderzijds ontwatering van lager gelegen polders die het kwelwater aantrekken.
Gevolgen: meer oppervlaktewater van een ongewenste kwaliteit (niet zoet genoeg, te voedselrijk, te sulfaatrijk en daardoor interne eutrofiëring veroorzakend) moet worden aangevoerd om het gebied op peil te houden. Bovendien kan eutrofiëring van oppervlaktewater toenemen doordat ijzer in het kwelwater fosfor vastlegde.
2. Oppervlaktewater-afhankelijke reservaten: vervuiling van het aangevoerde oppervlaktewater met nutriënten, sulfaat en zouten.
Oorzaken: overmatig mestgebruik in herkomstgebied (vaak ontwaterde polders in de omgeving) en verandering van de herkomst van het oppervlaktewater (sulfaatrijk en te zout Rijnwater wordt over grote delen van Nederland verspreid).
Extra wegzijging naar de ondergrond (door ontwatering van de omgeving of door grondwaterwinning) veroorzaakt een grotere afhankelijkheid van de aanvoer van

oppervlaktewater en kan dus ook een bedreiging zijn.

Gevolgen: directe en interne eutrofiëring van het oppervlaktewater, verzilting.

Er bestaat discussie over de vraag hoe strak het peil in laagveenmoerassen gereguleerd moet zijn. In de meeste reservaten laten beheerders het peil maar zeer weinig fluctueren omdat een te laag peil leidt tot mineralisatie van organische stof, terwijl een te hoog peil kan leiden tot inundatie van het maaiveld met vervuild oppervlaktewater. Aan een strak peilbeheer zijn echter ook nadelen verbonden: het leidt tot een grotere toevoer van oppervlaktewater en het bevordert bovendien de successie naar soortenarme en regenwaterafhankelijke vegetaties, ten koste van veel waardevollere vegetaties van basenrijkere omstandigheden. Wanneer schoon en basenrijk oppervlaktewater aanwezig was, zou men kunnen overwegen het maaiveld daarmee af en toe te inunderen. Het bodemadsorptiecomplex van de bodem wordt dan weer opgeladen



Figuur 4-7. Verlanding van een veensloot met krabbescheer en drijvend fontijnkruid.

Foto: J.P.M. Witte.

met basen. Met het inunderen verdwijnen echter weer waardevolle gradiënten in waterkwaliteit.

4.3.3 Publicaties en modellen

Literatuur: Heslen en Jansen (1999), Jalink (1996), Lamers et al. (2001), Van Wirdum (1990), Van Leerdam en Vermeer (1992), Verhoeven (1992).

Ecologische voorspellingsmodellen: NICHE (Meuleman et al., 1996) en ICHORS (Barendregt en Wassen, 1989; Barendrecht en Bootsma, 1991). NICHE voorspelt de kans op voorkomen van plantensoorten in en langs sloten en petgaten. Probleem is dat het model zeer veel invoergegevens nodig heeft, wat een praktische toepassing in de weg staat. NICHE is bestemd voor terrestrische vegetaties.

4.3.4 Monitoring grondwater

Kwantiteit (Figuur 4-5): peil oppervlaktewater en stijghoogte in eerste watervoerende pakket. Uit een incidentele balansstudie kan als restpost de kwel of wegzijging worden berekend, waarna de weerstand van de toplaag kan worden bepaald.

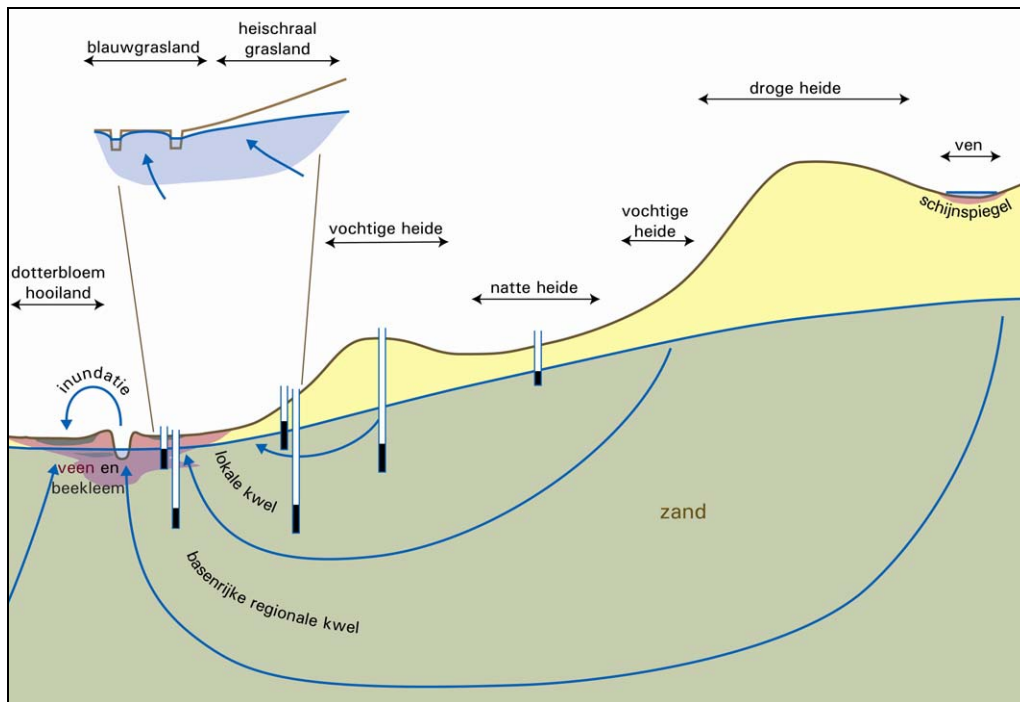
Kwaliteit: pH, EGV, Cl⁻, Ca²⁺, N (NO₃⁻, NH₄⁺, N_{Kjel}), P (PO₄³⁻, P_{tot}), SO₄²⁻. Van het oppervlaktewater bovendien BOD of COD. Zowel van het aangevoerde oppervlaktewater (dat binnen het reservaat grondwater wordt) als het kwelwater dienen monsters te worden genomen.

4.4 Hogere zandgronden en beekdalen

4.4.1 Typering

In het landschap van de hogere zandgronden en beekdalen is de waterhuishouding de belangrijkste sturende factor voor het ontstaan van gradiënten in vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom en daarmee voor de ruimtelijke verschillen in de vegetatie. Omdat het substraat van nature arm is aan kalk en mineralen overheersen op de hogere zandgronden, waar regenwater infiltreert, voedselarme en zure omstandigheden. In de lager gelegen beekdalen treedt grondwater uit (kwel), wat door de aanvoer van mineralen via het grondwater zorgt voor een zekere mate van zuurbuffering. Hier overheersen zwak zure tot neutrale, matig voedselarme omstandigheden. Langs de middenlopen en benedenlopen van beken en riviertjes neemt de invloed van oppervlaktewater toe en kunnen, ten gevolge van overstroming en de afzetting van slib, neutrale tot basische en voedselrijke omstandigheden ontstaan.

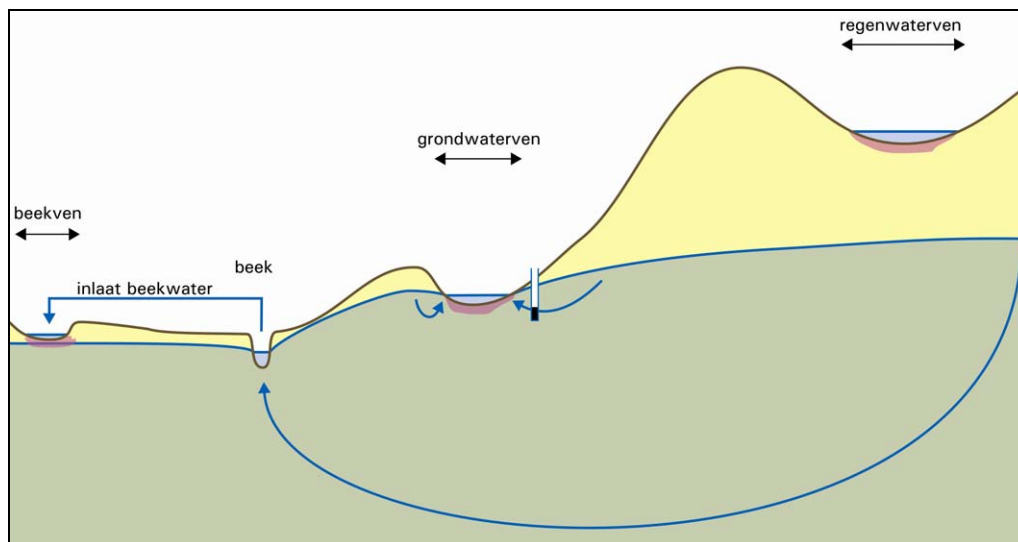
De hier geschetste ruimtelijke patronen in bodem en vegetatie weerspiegelen grotendeels de hydrologische positie van vegetaties in het landschap (Figuur 4-8). In de infiltratiegebieden komen voornamelijk arme podzolgronden voor met daarop diverse typen heidevegetaties. Het type heide is sterk afhankelijk van de diepte van de grondwaterstand. Op stuwwallen, zoals de Veluwe, is de grondwaterstand zo diep dat alleen een droge heidevegetatie kan ontstaan, gedomineerd door Struikheide. Uitzonderingen vormen plekken waar zich in de podzolgronden humus- en ijzerlagen hebben gevormd die slecht doorlatend zijn. Hier kan een schijnwaterspiegel ontstaan, met vennen en een natte heidevegetatie.



Figuur 4-8. Ecohydrologische dwarsdoorsnede van hogere zandgrond naar beekdal. Inzet: een blauwgrasland is afhankelijk van basenrijke kwel, en zuur regenwater wordt 's winters via ondiepe greppels afgevoerd; ook vochtige heischrale graslanden kennen enige aanrijking van basen. Dotterbloemhooilanden komen onder voedselrijkere omstandigheden voor, bijvoorbeeld ten gevolge van inundatie door beekwater.

Op dekzandruggen is de grondwaterstand over het algemeen minder diep en kunnen, althans in een niet verdroogde situatie, grote delen van het gebied 's winters onder invloed staan van grondwater. Op deze plekken is een vochtige tot natte heidevegetatie aanwezig, waarin dopheide overheerst. De vegetatie is vaak soortenarm als gevolg van de grote wisselingen in grondwaterstand die kenmerkend zijn voor infiltratiegebieden op zand. Het verschil tussen winter en zomergrondwaterstanden kan oplopen tot anderhalve meter of meer. Soortenrijke natte heide komt vooral voor op plekken waar de grondwaterstandschommelingen gering zijn, bijvoorbeeld als gevolg van een slecht doorlatende ondergrond (keileem of tertiaire klei) of door de lokale waterhuishouding (regenwaterlenzen binnen een gebied met overwegend kwel).

Naast regenwatergevoede vennen met een schijnwaterspiegel zijn er in dekzandgebieden ook vennen die onder invloed staan van toestromend lokaal grondwater (Figuur 4-9). Onder natuurlijke omstandigheden, dus bij een lage depositie van verzurende stoffen, is dit grondwater zeer zwak gebufferd. Kenmerkend voor deze vennen zijn vegetaties die vegetatiekundig worden gerekend tot het Oeverkruidverbond, met daarin naast oeverkruid soorten als waterlobelia en biesvaren.



Figuur 4-9. Schematische indeling van ventypen naar de herkomst van het water.

In natte laagtes en in de boven- en middenlopen van de beekdalen kunnen onder de invloed van toestromend grondwater zeer soortenrijke natte schraalgraslanden ontstaan. Het type schraalgrasland is mede afhankelijk van de samenstelling van het grondwater.

Veldrushooilanden bijvoorbeeld, komen vooral voor op plekken waar ijzerrijk grondwater van lokale herkomst uittreedt (door vegetatiekundigen in het verleden wel omschreven als ‘horizontale kwel’), terwijl orchideeënrijke blauwgraslanden juist te vinden zijn op plekken waar basenrijk grondwater naar boven komt. De grote soortenrijkdom in situaties met basenrijke kwel hangt samen met kleinschalige horizontale en verticale gradiënten in de chemische samenstelling van het grondwater: op een horizontale afstand van enkele meters en een verticale van enkele decimeters kan de zuurgraad variëren van zuur tot basisch, zodat basenminnende soorten als *parnassia* en *moeraswespenorchis* kunnen voorkomen in het gezelschap van zuurminnende soorten als *beenbreek* en *dopheide*. In een dergelijke gradiëntsituatie, die overigens vergelijkbaar is met die in de in paragraaf 4.3 beschreven trilvenen, komt ook een aantal zeer kritische soorten voor, zoals *vetblad* en *veenmosorchis*. Voorbeelden van dergelijke botanische juweeltjes zijn het Dal van de Mosbeek en het Stelkampsveld. Door hun geringe omvang zijn dergelijke plekken zeer gevoelig voor ingrepen in de waterhuishouding.

Op de overgangen tussen dekzandruggen en beekdalen vindt men vennen die in het verleden bij hoog water in contact stonden met beekwater. Daarnaast werd, vooral in het zuiden van het land, in veel vennen ook bewust beekwater ingelaten om ze te kunnen gebruiken als visvijver (Figuur 4-9). Om beekwater in te laten werd een stelsel van aanvoersloten gegraven dat de vennen onderling met elkaar verbond. Zo lang het beekwater nog relatief schoon was waren juist deze vennen rijk aan planten en dieren. Wegens de verontreiniging van het beekwater is in de jaren '50 en '60 van de vorige eeuw de inlaat van water overal gestaakt, wat in combinatie met een toename van de atmosferische depositie heeft geleid tot verzuring en een afname van de soortenrijkdom. In het Beuven op de Strabrechtse Heide is de aanvoer van oppervlaktewater weer in ere hersteld, zij het onder strikt gecontroleerde omstandigheden zodat de inlaat niet leidt tot eutrofiëring.



Figuur 4-10. Spaanse ruiter, een soort die zeer kenmerkend is voor blauwgraslanden.

Foto: J. Runhaar.

In de midden- en benedenlopen van beekdalen neemt niet alleen de invloed van kwel toe, maar treden ook meer overstromingen op. Als gevolg van de aanvoer van vruchtbaar slib ontstaan meer productieve vegetaties als Dotterbloemhooilanden (Figuur 4-11) en Grote Zeggenvegetaties.

Op de hier beschreven gradiënten bestaan vele variaties. Vooral in kleinschalige dekzandlandschappen met een gering reliëf is het soms moeilijk om bovenstaande patronen terug te vinden en ook kan de aanwezigheid van keileem of van tertiaire klei zorgen voor afwijkingen.

Van grote natuurwaarde zijn tenslotte de beken die ontspringen aan de voet van stuwwallen. Het merendeel van deze beken is grotendeels kunstmatig aangelegd: het zijn zogeheten sprengbeken die in vroeger tijden in de stuwwal zijn ingegraven teneinde grondwater aan te



Figuur 4-11. Dotterbloemhooiland in de middenloop van een beekdal, met onder andere waterkruiskruid en echte koekoeksbloem. Foto: J.P.M. Witte.

boren. Het water werd gebruikt voor het aandrijven van watermolens (graanmolens, oliemolens, papiermolens), voor het gebruik in wasserijen en voor de fabricage van papier. Veel planten groeien er doorgaans niet in deze door koel grondwater gevoede beken. Ze ontlenen hun natuurwaarde dan ook meestal aan de bijzondere macrofauna, hoewel ook andere organismen zoals beekprik, bronkruid en ijsvogel van grote waarde zijn.

4.4.2 Bedreigingen via het grondwater

1. In infiltratiegebieden is grondwaterstands­daling in de meeste gevallen de voornaamste bedreiging van natte heidevegetaties: in vrijwel alle gebieden is de grondwaterstand sinds begin vorige eeuw sterk gedaald (oorzaken zijn onder andere: ontwatering, grondwaterwinning, bebossing, riolering).
2. Vennen, die vaak minder gevoelig zijn voor grondwaterstands­daling, worden echter vooral bedreigd door verzuring en eutrofiëring als gevolg van de toegenomen atmosferische depositie van stikstof. Dit gebeurt niet alleen in regenwater­vennen, maar ook in vennen die in contact staan met het grondwater. In veel heidegebieden is het bovenste grondwater namelijk zo sterk verzuurd ($\text{pH} < 4,5$), dat toestroming van lokaal grondwater niet meer kan zorgen voor zuurbuffering.
3. In de kwelgebieden, de beekdalen met natte schraal­graslanden en dotterbloem­hooilanden, is vermindering van de kwelintensiteit de grootste bedreiging. Kwelafhankelijke natuurgebieden zijn door hun kleine omvang vaak erg kwetsbaar voor veranderingen in zowel grondwater­stand als kwelintensiteit: de omgeving van zulke reservaten vangt de kwel als het ware af. Zo'n klein reservaat nat houden door greppels af te dichten, waarmee 's winters regenwater wordt opgeslagen, is geen goede oplossing. Het leidt tot het verdringen van basen­minnende soorten door soorten van meer zure omstandigheden, zoals veenpluis en veenmos.
4. Door kwel gevoede vegetaties worden echter ook ernstig bedreigd door de aanvoer van sulfaatrijk grondwater. Het hoge sulfaat­gehalte, veroorzaakt door overbemesting in het infiltratie­gebied, zorgt voor interne eutrofiëring van het reservaat (paragraaf 1.1).
5. Ook sprengbeken hebben te lijden onder daling van de grondwater­stand. Sprengkoppen vallen daardoor droog en de afvoer neemt af. Gevolg van een lagere afvoer is dat schommelingen in de temperatuur en het zuurstof­gehalte van het oppervlaktewater toenemen, wat ongunstig is voor de soortensamen­stelling.
6. Sprengbeken ontspringen meestal in een heuvel met gestuwde leemlagen (een stuwwal) waartussen het grondwater in compartimenten min of meer opgesloten zit. Door hun utilitaire betekenis zijn vaak dorpen en steden in hun nabije omgeving ontstaan. Tijdens graafactiviteiten voor de bouw van huizen en riolen kunnen leemlagen vernield raken en compartimenten gedeeltelijk leegstromen tot een nieuw drainageniveau. Riolen in zulke gebieden liggen vaak gedeeltelijk onder de grondwater­spiegel, waarbij ze drainerend werken, en gedeeltelijk erboven, waarbij ze effluent kunnen verliezen. Recentelijk onderzoek in enkele beken uit de gemeente Renkum heeft aangetoond dat lekkende riolen waarschijnlijk de belangrijkste bron van nitraat­vervuiling zijn. Verhoogde concentraties borium (B, zit in was­middel) en cafeïne in het beekwater duiden op lekkende riolen.

4.4.3 Publicaties en modellen

Literatuur: Jalink en Jansen (1989), Grootjans (1985).

Voorspellingsmodellen: NICHE (Meuleman et al., 1996), NATLES (Runhaar et al., 2003).

4.4.4 Monitoring grondwater

Kwantiteit: grondwaterstand en stijghoogte in het eerste watervoerende pakket.

Kwaliteit: pH, EGV, Cl⁻, Ca²⁺, K⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, B (en cafeïne, analyse is echter duur).

4.5 Hoogvenen

4.5.1 Typering

Hoogvenen zijn landschappen die alleen door neerslagwater worden gevoed. De huidige hoogvenen zijn in vele duizenden jaren ontstaan; in Nederland begon de hoogveengroei tijdens het Atlanticum (6000-3000 B.C.).

In een onaangetast hoogveen bestaat de vegetatie grotendeels uit veenmossen (Sphangnum spec.) en heideachtigen. Veenmos voorziet in zijn stikstofbehoefte door het met de neerslag aangevoerde ammonium af te breken. De protonen die hierbij vrij komen zorgen voor een verzuring van het milieu tot een pH van ten laagste circa 3,0. Een zuur milieu bevordert de veengroei doordat het de afbraak van organische stof remt.

De veenmossen vormen in een hoogveen een microreliëf van bulten en slenken (Figuur 4-12).

De bulten steken gemiddeld 0,1 à 0,3 m boven de slenken uit en hebben een doorsnede van 0,5 à 6 m (Streefkerk en Casparie, 1987). Van de weinige hogere planten die in het arme en zure milieu kunnen groeien domineert vooral een aantal dwergheesters, van slenk naar bult: kleine veenbes, lavendelhei, gewone dophei, struikhei en kraaihei.



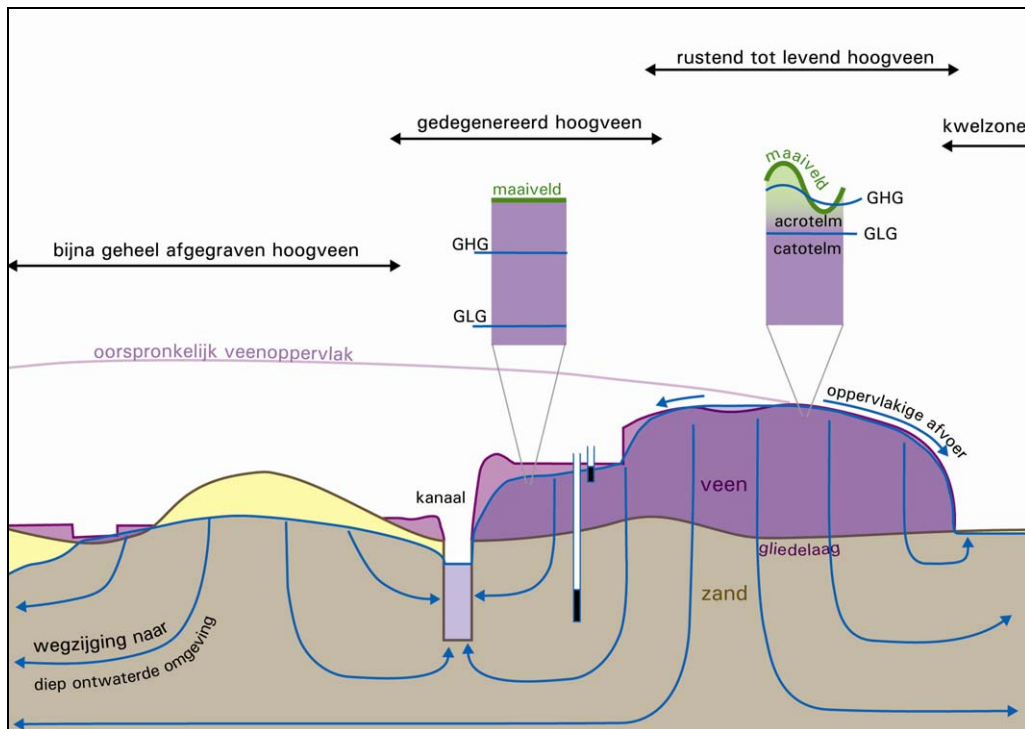
Figuur 4-12. Een door veenmos gedomineerde slenkvegetatie met verder slijkzegge, ronde zonnedauw en kleine veenbes.

Via de bovenste decimeters veen, slenken en veenbeekjes voert een hoogveen lateraal zuur water af en schept het aldus aan zijn randen goede condities voor nieuwe veengroei. Op deze wijze kan een hoogveen zich langzaam uitbreiden, zelfs over een minerale ondergrond. Met het systeem van bulten en slenken en met het transport van water van het centrum naar de hoogveenrand hangen verschillen samen in vochtvoorziening, zuurgraad en voedselrijkdom. Voor de instandhouding en de groei van veen zijn permanent natte omstandigheden nodig. Op grond van literatuuronderzoek concludeert Schouwenaars (1992) dat in een onaangetast hoogveen de waterstand nooit dieper wegzakt dan circa 30 cm –m.v. Er is in zo'n hoogveen een aantal mechanismen aanwezig die dat bewerkstelligen. Allereerst zorgen het veenlichaam, dat vele meters dik kan zijn, en de schoensmeerachtige laag van ingespoelde humusdeeltjes op de overgang naar de zandondergrond (de gliedelaag) beide voor een zeer hoge hydraulische weerstand. Dit beperkt het waterverlies via wegzijging naar de zandondergrond drastisch en het meeste neerslagoverschot wordt dus oppervlakkig afgevoerd (Figuur 4-13). Maar minstens zo belangrijk is dat schommelingen en het uitzakken van de grondwaterspiegel worden beperkt door de beschermende toplaag van het veenpakket, door Romanov (1968) de 'acrotelm' genoemd (rechter inzet Figuur 4-13). Deze acrotelm, in de praktijk een laag van één tot enkele decimeters, bestaat uit een pakket van levende veenmossen en de daaronder liggende licht gehumificeerde plantenresten. Het heeft een aantal bufferende eigenschappen voor de grondwaterstand:

- Door de poreuze structuur van het veenmos kan de acrotelm veel water bergen (het heeft een hoge bergingscoëfficiënt), zodat de grondwaterstand niet zo sterk reageert op neerslag en verdamping.
- Het maaiveld kan gedeeltelijk de waterstandschommeling volgen door het inkrimpen en opzwellen van de acrotelm ('Mooratmung').
- Een geheel met water gevulde acrotelm heeft een zeer hoog doorlaatvermogen (tot duizenden m²/dag), maar wanneer de waterspiegel daalt neemt dit vermogen sterk af zodat het waterverlies via horizontale afstroming wordt 'afgeknepen'.
- De capillaire opstijging in het veenmos is heel gering, zodat de verdamping sterk wordt gereduceerd zodra de grondwaterstand meer dan 10 à 15 cm beneden het maaiveld daalt.

In Nederland zijn de grote hoogveencomplexen grotendeels afgegraven voor de turfwinning en ontgonnen voor de landbouw. De restanten zijn alle ernstig aangetast. Binnen slechts enkele reservaten komt lokaal nog hoogveengroei voor en is er dus sprake van een 'levend' hoogveen.

Aantasting leidt tot een verlaging van de hydraulische weerstand van het veen, waardoor het hoogveen kwetsbaarder wordt voor ingrepen in de omgeving. Door vernietiging van de acrotelm neemt de bergingscoëfficiënt van de toplaag af waardoor grotere grondwaterstandsschommelingen optreden (linker inzet Figuur 4-13). Bij lage grondwaterstanden is de bodem beter doorlucht en komt de mineralisatie op een hoger niveau te liggen. Hoogveenplanten verdwijnen om plaats te maken voor soorten van een voedselrijker milieu, die dieper kunnen wortelen en daardoor ook in de zomer maximaal blijven verdampen (bijvoorbeeld pijpestrootje, geoorde wilg en braam).



Figuur 4-13. Hydrologische stromingen in een hoogveenreservaat. Inzet: diepte en fluctuatie van de grondwaterstand in een onaangetaste (rechts) en in een gedegenereerd (links) hoogveen. 'Oppervlakkige afvoer' is afvoer via de acrotelm, de slenken en veenbeekjes.

Belangrijk is dat het verdrogingsproces zichzelf versterkt: het leidt via mineralisatie en inklinking tot een steeds dichtere bodem met een lagere bergingscoëfficiënt waardoor de waterstand zomers nog verder wegzakt.

4.5.2 Bedreigingen via het grondwater

Zoals gezegd zijn alle hoogveenreservaten in Nederland ernstig aangetast en in slechts enkele kernen is er nog sprake van 'levend hoogveen'. Die aantasting heeft zijn oorsprong vooral in het gebied zelf: afgraving voor turf en ontginning ten behoeve van de landbouw. Interne waterhuishoudkundige maatregelen (dichten van greppels, graven van plassen) voor het herstel van een gedegenereerd hoogveen zijn er vaak op gericht de bergingscapaciteit van het gebied te vergroten. In feite wordt hiermee de bergingseigenschap van de verdwenen acrotelm nagebootst. Andere interne maatregelen richten zich op het tegengaan van de grondwaterstroming uit het hoogveen, zoals het dichten van kanalen die door het reservaat lopen en het aanbrengen van plastic folie tegen de laterale afvoer van water.

Door aantasting van de hydraulische weerstand zijn hoogvenen extra kwetsbaar geworden voor verlaging van de stijghoogte in het watervoerend pakket onder het veenlichaam, voor verdroging dus. Peilverlagingen in omliggend gebied en grondwaterwinning vormen de belangrijkste externe bedreigingen via het grondwater.

4.5.3 Publicaties en modellen

Literatuur: Aggenbach en Jalink (1998), Schouten (2002), Schouwenaars (1992), Streefkerk en Casparie (1987), Thomassen et al. (2003), Van der Schaaf (1999).

Modellen: doordat planten in hoogvenen in betrekkelijk korte tijd hun eigen substraat vormen en aldus hun grondwaterstandsregime beïnvloeden, is het modelleren van de samenhang tussen grondwater en vegetatie een moeilijke zaak. Voor zover bekend is alleen door Schouwenaars (1990) een poging ondernomen met het hoogveenmodel SWAMP. Van dit model wordt echter niets meer vernomen en de status ervan is onduidelijk. Verder zijn ons geen op hoogveen toegesneden ecohydrologische modellen bekend.

4.5.4 Monitoring grondwater

Kwantiteit: grondwaterstand en stijghoogte in het onderliggende watervoerende pakket. Met een kleine balansstudie kan voor een bepaalde periode de wegzijging worden bepaald waarna de hydraulische weerstand van het veenpakket is te berekenen. Uit het stijghoogteverschil tussen de freatische en de diepe peilbuis (Figuur 4-13) kan vervolgens continu de wegzijging worden gevolgd. Volgens Streefkerk en Casparie (1987) mag die in een levend hoogveen op jaarbasis niet meer bedragen dan 4% van de neerslag.

Kwaliteit: aantastingen via het grondwater van de waterkwaliteit zijn in een hoogveen niet aan de orde.

4.6 Heuvelland

4.6.1 Typering

Het Heuvelland bestaat uit door Maas en diverse beken ingesleten plateaus van een grote keur aan geologische afzettingen. De grote hoogteverschillen zorgen, in combinatie met slecht doorlatende lagen, voor een groot verval van het grondwater. Daar waar het grondwater aan het maaiveld reikt, treedt op een kleine plek geconcentreerd grondwater uit (sterke kwel). In hydrologisch opzicht zijn een kalksteenpakket (Krijt) en zandige pakketten met vele slecht doorlatende klei- en leemlagen (Vaalseergroenzanden, diverse Tertiaire afzettingen) van belang (Figuur 4-14). Deze pakketten zijn bijna overal aan de bovenkant bedekt door löss. De kalksteen vormt een uitgestrekt watervoerend pakket dat wordt gedraineerd door de Maas en de diepe dalen van de beken Geul en Gulp. In de kalksteen komen ook de grootste kwelbronnen voor. De hoogteligging van het kalksteenpakket bepaalt sterk het patroon van bronnen, kwelplekken en de aanwezigheid van beekjes in de hogere zijdalen. Waar het kalksteenpakket een hoge ligging heeft ten opzichte van de dalen (plateau van Margraten) heeft het plateau droge dalen. De bronnen en kwelplekken liggen daar alleen in de diepe dalen die het watervoerende pakket in de kalksteen aansnijden.

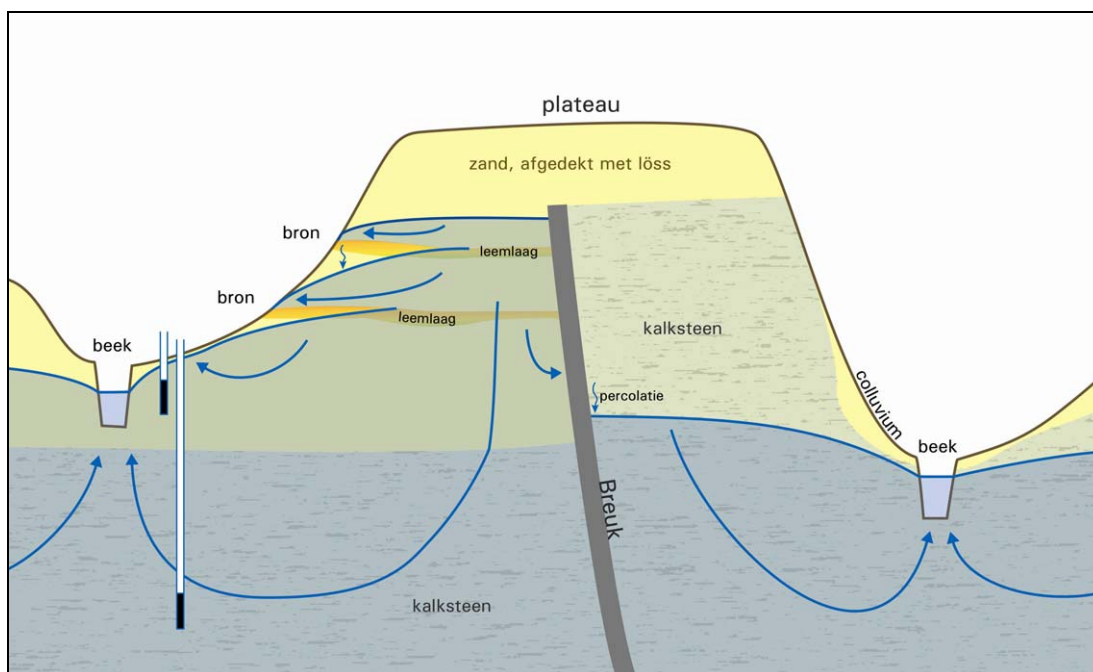
Waar het plateau vooral is opgebouwd uit een meerlagig watervoerend pakket van zand met leem- en kleilagen (plateau van Vaals, Centraal plateau) vindt men hoog op de hellingen bronnen en kwelplekken. De hogere zijdalen hebben hier ook beken. Omdat op een helling

vaak meerdere slecht doorlatende lagen worden aangesneden, komen hier in een kleinschalig patroon op meerdere hoogtes bronnen en kwelplekken voor, afgewisseld door droge plekken. De waterhuishouding van zulke systemen is complex.

Naast de geologische stratigrafie zijn de vele breuken (o.a. de Feldbiss-breuk) van grote invloed op de grondwaterhuishouding. De breukvlakken zijn vaak versmeerd en daardoor slecht doorlatend, zodat over korte afstand de grondwaterspiegel kan verspringen. Breuken bepalen in dalen de positie van bronnen en kwelplekken (bijvoorbeeld de Noorbeemden wordt door de St. Maartensvoerenbreuk beïnvloed en het bronnenbos Bovenste Hof door de Feldbiss-breuk).

Naast boven beschreven geohydrologische kenmerken is de veelal hoge basenrijkdom typerend voor het heuvelland. Dat heeft te maken met de aanwezigheid van kalksteen en andere kalkhoudende afzettingen waar het grondwater doorheen stroomt. Omdat echter niet alle afzettingen kalk bevatten, kan de basenrijkdom ruimtelijk nog aanmerkelijk variëren (zoals in het Bunderbos). Van oude beschrijvingen zijn ook heideachtige begroeiingen met gagel bekend die gevoed werden door basenarm grondwater. Belangrijk is om te beseffen dat het diepere grondwater niet altijd het meest basenrijke is. Diep grondwater dat vanuit Miocene zanden toestroomt is betrekkelijk basenarm. In natte gebieden met dagzomende kalk of kalkrijk verspoeld materiaal van de hellingen (colluvium) bepaalt de kalk in de bodem zelf de hoge basenrijkdom.

Momenteel is het grondwater vaak vervuild met nitraat, vooral de hogere bronnen van de meerlagige watervoerende pakketten. Deze bronnen liggen het dichtst bij het bemeste plateau. Daar waar het plateau grotendeels uit bos bestaat (plateau van Vijlen) zijn de hogere bron- en kwelplekken nog vrij schoon. In het kalksteenpakket treden ook hoge nitraatgehalten op, mede doordat nitraat nauwelijks denitrificeert bij gebrek aan pyriet en organisch materiaal.



Figuur 4-14. Geohydrologische dwarsdoorsnede van het landschapstype Heuvelland.

Bij de vele bronnen horen kenmerkende brongemeenschappen (van bos, open vegetatie en ruigte). De bronbossen vertonen een grote variatie, die nauw samenhangt met het waterregime en de waterkwaliteit. In bronweiden komt een speciaal type Dotterbloemhooiland voor dat gebonden is aan een zeer hoge basenrijkdom. Omdat bron- en kwelplekken vaak in een kleinschalig patroon voorkomen zijn er ook veel nat-droog gradiënten aanwezig in de bossen en graslanden. Daarnaast komen er op enkele locaties nog voedselarme kalkmoerassen voor.

4.6.2 Bedreigingen via het grondwater

1. Vermesting van het grondwater. Door bemesting op de plateaus treedt sterke vervuiling op met nitraat. Voor alle natte natuurtypen is vermisting via het grondwater momenteel de grootste bedreiging.
2. Verdroging. Belangrijkste oorzaak is verdieping van beken waardoor de grondwaterstand in het dal sterk is verlaagd. In diepe dalen zijn beken verdiept door beeknormalisaties (Roode Beek, Geleenbeek) en in hogere kleinere dalen door terug schrijdende erosie ten gevolge van piekafvoeren (vergroting oppervlakteafvoer door verandering landbouw en opruimen graften, riooloverstorten). Daarnaast spelen lokaal detailontwatering, grondwateronttrekking, open mijnbouw en de aanleg van het Albertkanaal een rol. Op de plateaus is tevens de infiltratie verminderd door vergroting van het verhard oppervlak. Mogelijk heeft hier intensivering van de landbouw geleid tot een vermindering van de grondwateraanvulling (door bodemverdichting meer afvoer van regenwater over maaiveld). Rivierverruiming in de Grensmaas kan in de toekomst leiden tot verdroging door vergroting van de drainage uit het eerste watervoerende pakket.
3. Verzuring door wegvallen van kwel. Door ontwatering in de dalen kan het wegvallen van kwel leiden tot verzuring. In het heuvelland echter is dit knelpunt van ondergeschikt belang.

4.6.3 Publicaties en modellen

Literatuur: Aggenbach et al. (1995), De Mars (1998), Jalink en Jansen (1995).

Ecohydrologische modellen: eigenlijk zijn er geen geschikte modellen voor het Heuvelland. Van NICHE bestaat een Vlaamse versie die nog het meest voor dit landschapstype in aanmerking komt.

4.6.4 Monitoring grondwater

Kwantiteit: freatisch peil en stijghoogte in eerste watervoerende pakket.

Kwaliteit: pH, EGV, Cl⁻, K⁺, Ca²⁺, N (NO₃⁻, NH₄⁺), P (PO₄³⁻), SO₄²⁻ in freatisch grondwater, eerste watervoerende pakket en bronnen.

5. Knelpunten tussen grondwater en natuur

5.1 Bedreigingen

In het vorige hoofdstuk zijn per landschapstype de belangrijkste bedreigingen aangestipt. In deze paragraaf proberen we inzicht te geven in de mate waarin deze bedreigingen daadwerkelijk zijn opgetreden.

Volgens een studie van Runhaar et al. (2005) komen in 89 van de door hen onderzochte 141 Natura-2000-gebieden grondwaterafhankelijke habitattypen voor die bepalend zijn geweest voor de aanwijzing van het gebied. Van die 89 gebieden heeft 27% een slechte kwantitatieve toestand van het grondwaterlichaam, en 61% een suboptimale toestand (Tabel 5-1). Het gaat dan om een te lage grondwaterstand in voorjaar of zomer of om een te lage kwelintensiteit. In de resterende 12% van de onderzochte grondwaterafhankelijke natuurgebieden is het grondwaterlichaam gezond (in kwantitatief opzicht).

Tabel 5-1. Beoordeling van de toestand van het grondwaterlichaam in grondwaterafhankelijke Natura 2000-gebieden (Runhaar et al., 2005).

Toestand grondwater- lichaam	Omschrijving	Aantal Natura- 2000-gebieden
Goed	Grondwatertoevoer/stijghoogte grondwater voldoende om optimale abiotische standplaatscondities te handhaven voor aanwezige grondwaterafhankelijke habitattypen	11
Suboptimaal	Stijghoogte in onderliggend watervoerend pakket onvoldoende zodat in delen van het gebied abiotische condities niet voldoen aan abiotische standplaatscondities voor type en/of effectgerichte maatregelen nodig zijn, voortbestaan type wordt echter niet bedreigd	54
Slecht	Stijghoogte in onderliggend pakket zo laag dat de aanwezige grondwaterafhankelijke habitattypen dreigen te verdwijnen	24
<i>Totaal</i>		89

Aggenbach et al. (2005) komen tot vergelijkbare resultaten. Zij hebben bovendien onderzocht wat de oorzaak van de ongezonde toestand van het grondwaterlichaam is: ontwatering van de omgeving of grondwaterwinning. Uit hun analyse van alle mogelijke knelpunten voor de

natuur in grondwaterafhankelijke Natura 2000-gebieden (inclusief knelpunten ten aanzien van waterkwantiteit en waterkwaliteit) blijkt dat verdroging verreweg de grootste belemmering vormt voor de instandhouding van de beschermde habitattypen. In 65% van de onderzochte 113 Natura 2000-gebieden is sprake van grote of kleine knelpunten in de grondwaterhuishouding als gevolg van ontwatering van de omgeving, met nog eens in 20% van de gebieden mogelijke knelpunten. In 27% van de gebieden zijn er grote of kleine knelpunten door grondwaterwinning (ten behoeve van drinkwatervoorziening, industrie of beregening) en in 31% zijn er mogelijke knelpunten. Slechts 15-35% van de onderzochte gebieden heeft dus geen last van een ontwaterde omgeving en 42-73% van de gebieden is dus niet aangetast door grondwaterwinning.

Tenslotte komen ook Van Dam et al. (2005) tot de conclusie dat ontwatering de belangrijkste oorzaak is van verdroging, gevolgd door grondwaterwinning. Zij melden een bijdrage aan de verdroging van respectievelijk 50% en 30%. De overige 20% zou worden veroorzaakt door toegenomen verdamping van naaldhout, de toename het verharde oppervlak, etc.

Verdroging (te lage grondwaterstand, te lage kwelintensiteit) is dus de belangrijkste oorzaak waarom grondwaterafhankelijke natuurgebieden niet gezond zijn. Maar er zijn, zoals vermeld in hoofdstuk 4, meer oorzaken. Op basis van onderzoek door Aggenbach et al. (2005) is in Tabel 5-2 per landschapstype kwalitatief aangegeven hoe ernstig de bedreiging is. Ook uit de-

Tabel 5-2. *Inschatting van de mate van bedreiging per landschapstype.* **Rood** = zeer ernstige, **oker** = ernstige vorm van bedreiging.

Landschapstype	Ontwatering omgeving	Grondwaterwinning	Afname grondwateraanvulling	Aanvoer systeemvreemd water	Infiltratiegebied	Overbemesting	Atmosferische depositie	Overig	Opmerking bij Overig
§4.2 Kustduinen		Rood	Rood	Rood				oker	kustafslag
§4.3 Laagveenmoerassen									
1. kwelafhankelijk	Rood	Rood	Rood				oker		
2. overig				Rood					
§4.4 Hogere zandgronden en beekdalen									
natte hei	Rood	Rood	Rood						
vennen	oker	oker	oker				Rood		
blauwgrasland	Rood	oker	oker				oker		
dotterbloemhooiland	Rood				oker				
sprengen	Rood	Rood	Rood				oker	Rood	kapotte riolen en lemlagen
§4.5 Hoogveen	Rood	oker					oker		
§4.6 Heuvelland	oker					Rood			

ze tabel komt naar voren dat ontwatering en grondwaterwinning de belangrijkste bedreigingen vormen voor grondwaterafhankelijke natuur. Op de tweede plaats staan afname van de grondwateraanvulling in het infiltratiegebied, aanvoer van systeemvreemd water en vervuiling van het grondwater door overbemesting.

5.2 Maatregelen om het probleem op te lossen

5.2.1 Maatregelen tegen verdroging

Terreinbeheerders hebben van meet af aan geprobeerd de verdroging te bestrijden. In het begin dacht men dat verdroging alleen een kwantiteitsprobleem was: men trachtte het euvel te verhelpen met simpele waterhuishoudkundige maatregelen, bijvoorbeeld het dichteren van greppels om water in het gebied te conserveren of de aanvoer van oppervlaktewater. Deze maatregelen hadden meestal niet het beoogde effect omdat, zoals uitgelegd in hoofdstuk 3, planten ook eisen stellen aan de kwaliteit van het water: planten hebben niet alleen dorst, ze hebben ook lekkere dorst. Om die lekkere dorst te lessen zijn doorgaans maatregelen buiten

het reservaat nodig: landbouwpeilen kunnen hoger worden ingesteld, grondwaterwinningen gereduceerd en kwelstromen hersteld. Verdroging is daarmee niet alleen een probleem van de terreinbeheerder.

Verdroging dient allereerst voorkomen te worden. Dat kan vooral door bij ruimtelijke planning rekening te houden met de waterhuishoudkundige gesteldheid. Dus bijvoorbeeld geen woonwijken, die droge kruipruimten en dus een diepe ontwatering behoeven, plannen in de laagste en natste delen van het landschap, zoals in de wijk Rietkampen te Ede is gedaan. En grondwaterwinning bij voorkeur in het rivierengebied in plaats van in stuwwallen. Gebieden die al verdroogd zijn kunnen allereerst geholpen worden door de oorzaken van de verdroging teniet te doen. Te denken valt aan de volgende externe maatregelen:

- reductie van grondwaterwinning voor laagwaardige doeleinden (zoals koelwater voor de industrie);
- gebruik van oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater in plaats van grondwater;
- het laten hermeanderen van beken, waarmee het peil in de beken omhoog gaat;
- het opheffen van drainagebuizen en andere ontwateringsmiddelen;
- verdichting en verontdieping van het drainagesysteem (een goede ontwatering kan worden bereikt door drainagebuizen op een relatief hoog niveau te leggen, op korte afstand van elkaar).;
- loskoppeling van het regenwater van het riool: water dat op de daken en wegen valt, stroomt dan de grond in en niet naar het riool;
- reparatie van lekkende riolen;
- verbod op het beregenen van landbouwgewassen, of alleen beregening toestaan op zeer droogtegevoelige zandgronden en dan alleen nog in de droogste maanden en bovendien 's nachts, zodat minder water (via interceptieverdamping) verloren gaat;
- het kappen van veel-verdampende naaldbomen (douglas, fijnspar) en eventuele vervanging door loofbos;
- stimulering van weinig-verdampende akkerbouw.

Vaak zal het niet mogelijk zijn dergelijke externe maatregelen te nemen omdat de terreinbeheerder geen zeggenschap heeft over andermans watergebruik en omdat er te grote sociaal-economische belangen in het geding zijn. Men kan dan maatregelen in, of in de nabije omgeving van, het verdroogde gebied treffen. Te denken valt aan de volgende interne maatregelen:

- afdichten van de uiteinden van greppels;
- verwijderen van veel-verdampende bodem;
- toestaan 's winters van een hoger peil door minder water af te voeren, zodat voor de zomer een waterbuffer ontstaat;
- afgraven van de bovenste bodemlaag, zodat het maaiveld dichterbij de grondwaterspiegel komt;
- doorprikken van slecht-doorlatende lagen, zodat meer kwelwater het terrein instroomt;
- aanleggen van bufferzones met een hoog waterpeil op de grens tussen natuur en landbouw.

Wegens de eisen die plantensoorten stellen aan de chemische samenstelling van het water zullen maatregelen vaak niet toepasbaar zijn. Vooral natuurgebieden die afhankelijk zijn van de aanvoer van basenrijk kwelwater zijn moeilijk met interne maatregelen te herstellen. Vernatting leidt dan tot het wegdrukken van de basenrijke kwel waar het natuurgebied nu net zijn waarde aan ontleent. Is het reservaat te klein en worden bufferzones te krap gedimensioneerd, dan kan weliswaar een hogere grondwaterstand in het reservaat worden bereikt, maar stroomt het gewilde kwelwater naar de dieper ontwaterde omgeving in plaats van naar de vegetatie. Bufferzones rond kwelafhankelijke natuurgebieden dienen daarom vaak een behoorlijke omvang te hebben (Van der Schaaf, 1998).

5.2.2 Maatregelen tegen vervuiling

Ook maatregelen tegen vervuiling van het grondwater dienen eerst gericht te zijn op het bestrijden van de oorzaak. Soms is te zien dat vlak naast een laaggelegen grondwaterafhankelijk reservaat drijfmest wordt uitgereden. Dat is vragen om problemen in het reservaat.

Soms zijn intern maatregelen mogelijk om de vervuiling te bestrijden. In peilafhankelijke gebieden, zoals laagveenmoerassen, kan men de inlaat van vervuild oppervlaktewater beperken door grotere peilschommelingen toe te staan: 's winters schoon regenwater sparen en 's zomers minder snel inlaten. Zoals uitgelegd in paragraaf 4.3, kleven er aan deze maatregel ook nadelen. Andere oplossingen zijn het plaatsen van een installatie om het inlaatwater te defosfateren, het aanleggen van een zuiveringsmoeras en het omleiden van vervuild water. Allemaal maatregelen die zijn gericht op het bestrijden van vervuild oppervlaktewater. Aan vervuild grondwater is niet zo makkelijk iets te doen.

5.3 Het modelleren van ecologische effecten van voorgenomen maatregelen

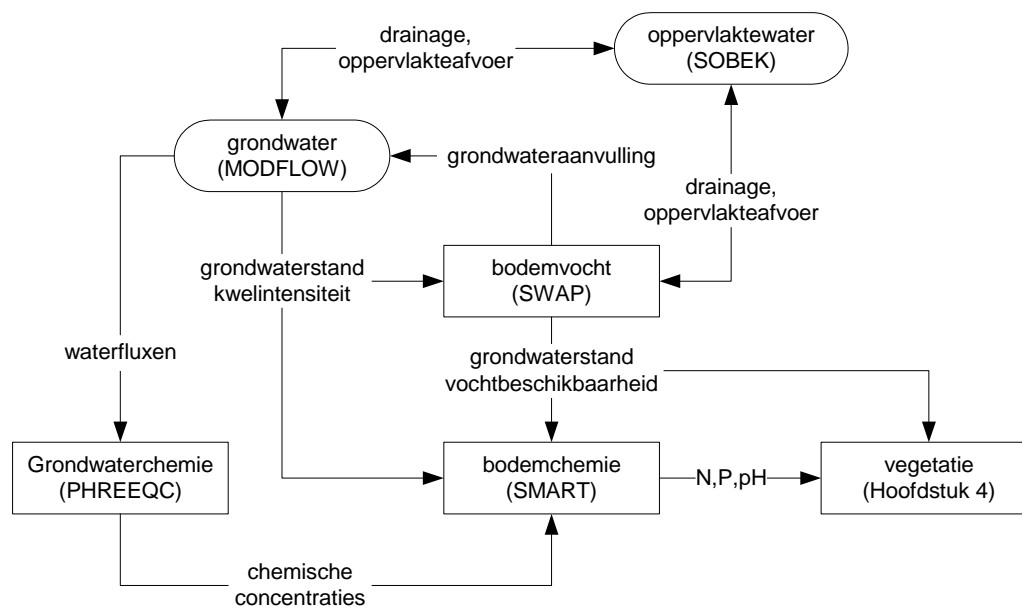
Effecten op de natuur van voorgenomen waterhuishoudkundige maatregelen worden vaak onderzocht met modellen. Zulke modellen kunnen een hulpmiddel zijn om een optimaal pakket aan maatregelen te vinden waarmee verdroogde natuur kan worden hersteld of waarmee men zo min mogelijk last heeft van bijvoorbeeld een voorgenomen grondwaterwinning.

Om te verduidelijken wat voor soort modellen in een ecohydrologische analyse kunnen worden ingezet, gaan we uit van een denkbeeldig voorbeeld: een natuurreservaat in een vallei met een verdroogde blauwgraslandachtige vegetatie. Typische doelsoorten die nu nog ontbreken in dit reservaat zijn brede orchis en Spaanse ruiter. Regenwater dat is geïnfilteerd in een aangrenzende stuwwal stroomt via de diepe ondergrond in de richting van de vallei, waar het uiteindelijk als kwelwater dagzoomt. Tijdens het transport van infiltratiegebied naar kwelgebied wordt het grondwater verrijkt met calcium en bicarbonaat, waarbij de zuurgraad daalt (pH stijgt). Deze basenrijke kwel is nodig voor het natte, voedselarme en zwakzure milieu dat zo typisch is voor de oorspronkelijke vegetatie in ons reservaat. Stel nu, dat een

drinkwaterbedrijf het plan heeft opgevat om een grondwaterwinning te verplaatsen, zodat meer kwelwater ten goede komt aan het reservaat. Hoe kunnen we daarvan dan de effecten op onze vegetatie voorspellen?

Figuur 5-1 toont een schema voor een ecohydrologische voorspelling. Het is een algemeen en zeker niet volledig schema, gebaseerd op de manier waarop modellen kunnen worden gebruikt. Tussen haakjes staan veel gebruikte en kenmerkende modellen genoemd. Dit schema wordt hier niet alleen in algemene zin besproken, maar ook toegelicht aan de hand van ons reservaat.

Eerst worden maatregelen (c.q. ingrepen, scenario's) bedacht die men wenst te bestuderen. In ons voorbeeld is de maatregel de voorgenomen verplaatsing van de grondwaterwinning. Maar het kan bijvoorbeeld ook het opzetten van het peil in de sloten rond een reservaat zijn (lo-



Figuur 5-1. Globale samenhang tussen modellen om ecologische effecten van waterhuishoudkundige maatregelen te beoordelen. Modellen met ruimtelijk expliciete relaties zijn met een afgerond kader aangegeven, eendimensionale modellen (plotmodellen) met een rechthoek; tekst tussen de pijlen geeft modeluitvoer en -invoer aan. Tussen haakjes: voorbeeld van een veel gebruikt model.

kaal), het kappen van naaldbos op de Veluwe met als doel het verminderen van de verdamping (regionaal) of het aanvoeren van Rijnwater naar een regio ten behoeve van de landbouw (regionaal). Vervolgens worden de hydrologische effecten van deze maatregelen berekend met hydrologische modellen voor verzadigde grondwaterstroming (vaak een stationaire berekening) en voor de stroming van het oppervlaktewater. Omdat deze modellen de waterstroming in het horizontale vlak berekenen, staan ze in Figuur 5-1 aangeduid als ruimtelijke hydrologische modellen. Met de huidige modellen kan een ruimtelijk beeld verkregen worden van variabelen als de grondwaterstand, de kwelintensiteit en de afvoer door rivieren, beken en kanalen. Voor ons probleem zullen we een stationair (quasi-)

driedimensionaal grondwatermodel gebruiken. Dit model zal waarschijnlijk berekenen dat de gemiddelde grondwaterstand in het reservaat stijgt en de kwelintensiteit toeneemt.

Hoewel de chemische samenstelling van het grondwater van grote ecologische betekenis kan zijn, zijn hydrochemische modellen in de praktijk bij ecohydrologische voorspellingen nauwelijks gebruikt. De belangrijkste reden is dat dit soort modellen invoergegevens nodig heeft, met name over de chemische kenmerken van de ondergrond, die nauwelijks beschikbaar zijn. Een bekend hydrochemisch model is PHREEQC (Parkhurst en Appelo, 1999).

De uitkomsten van hydrologische modellen, grondwaterstanden, kwelintensiteiten en vochttekorten vormen de invoer voor modellen die berekenen hoe standplaatsfactoren reageren op hydrologische veranderingen. In tegenstelling tot de hydrologische modellen voor de verzadigde zone en het oppervlaktewater bevatten de standplaatsmodulen geen ruimtelijke relaties. Berekeningen worden uitgevoerd per plot: eendimensionale en verticale weergaven van de bodem. Voorbeelden van berekende standplaatsfactoren zijn: de diepte van de grondwaterstand in het voorjaar, het bodemvochttekort en de beschikbaarheid van nutriënten voor de vegetatie. De voorspelde effecten van de voorgenomen grondwaterwinning zullen voor ons reservaat waarschijnlijk zijn: (1) een hogere grondwaterstand en een hogere beschikbaarheid van bodemvocht, (2) een lagere voedselrijkdom en (3) een hogere pH.

Hoe deze veranderingen in standplaatsfactoren op hun beurt de soortensamenstelling van de vegetatie beïnvloeden wordt berekend met ecohydrologische modellen, zoals ICHORS, NATLES, NICHE of PROBE. In hoofdstuk 4 is per landschapstype aangegeven welk model het geschiktst is. Soms ontbreken geschikte modellen of ontbreekt de invoer om ecohydrologische modellen te voeden. Dan is men aangewezen op deskundigenoordeel of in de literatuur beschreven kennis over de relatie tussen waterhuishouding en vegetatie. Ook daarin voorziet hoofdstuk 4: per landschapstype geeft het een overzicht van de, naar onze kennis en inzichten, belangrijkste literatuur.

De ecohydrologische modellen bestaan uit op de empirie of deskundigenoordeel gebaseerde relaties over de manier waarop plantensoorten of vegetatietypen reageren op standplaatsfactoren. Dierlijke organismen zijn tot nu toe buiten de ecohydrologische modellen gehouden, omdat de relatie tussen waterbeheer en dieren zowel te indirect als te complex is. In ons denkbeeldige reservaat worden kansen voorspeld voor brede orchis en Spaanse ruiter, terwijl er zelfs kansen zijn voor de zeer zeldzame vlozegge.

Soms worden de effecten op de soortensamenstelling nog gewogen naar de betekenis voor het natuurbehoud. Natuurwaardering maakt het mogelijk om de effecten op verschillende soorten of vegetatietypen, als dat de biologische eenheden van het model zijn, te combineren. Op die manier wordt een makkelijk te interpreteren resultaat verkregen. Wanneer we zouden waarderen op basis van het criterium 'zeldzaamheid', dan zal de uiteindelijke uitkomst voor ons reservaat ongetwijfeld zijn dat de toekomstige natuurwaarde van het reservaat hoger wordt dan de huidige.

Nu we de 'modellentrein' in vogelvlucht besproken hebben willen wij ten slotte stilstaan bij enkele punten die aandacht verdienen bij een goede modellering van ecologische effecten door waterhuishoudkundige ingrepen:

- Koppeling tussen hydrologische modellen

In Figuur 5-1 zijn de hydrologische modellen MODFLOW (Hill, 2002), SOBEK en SWAP (Van Dam et al., 1997) aan elkaar gekoppeld: het model SWAP berekent bijvoorbeeld per dag de aanvulling naar het grondwater en hoeveel van dat grondwater er draineert naar (of infiltreert van) het oppervlaktewater. Deze gegevens kunnen weer dienen als invoer voor respectievelijk MODFLOW en SOBEK. Aan de andere kant heeft SWAP gegevens van beide modellen nodig om goed te kunnen rekenen: bijvoorbeeld de door MODFLOW berekende kwelintensiteit in de ondergrond als zogenaamde ‘onderrandvoorwaarde’ en het peil in de waterlopen om via een drainagefunctie de afvoer naar de sloten te bepalen. Een goede koppeling tussen de modellen is momenteel volop onderwerp van studie.

Als praktische oplossing zijn de modellen vaak niet gekoppeld, maar bevatten ze elk simpele oplossingen om toch te kunnen rekenen. In het model SWAP, bijvoorbeeld, kan de stroming in de verzadigde zone worden bepaald met een drainagefunctie: deze geeft weer hoeveel grondwater er naar belendende waterlopen stroomt als functie van de grondwaterstand ten opzichte van slootpeil.

- Andere hydrologische technieken

Het in Figuur 5-1 tussen haakjes vermelde hydrologische model MODFLOW (Hill, 2003) is een numeriek model dat meestal zeer veel gegevens over de fysische eigenschappen van het modelgebied nodig heeft. Deze gegevens zijn vaak met grote onzekerheden omgeven, wat negatieve gevolgen heeft voor de betrouwbaarheid van de modeluitkomsten. IJking van grondwatermodellen aan gemeten grondwaterstanden en afvoeren kan een goede fit opleveren, maar is geen garantie voor een juiste voorspelling van een toekomstige situatie doordat grondwatermodellen vaak overgeparametriseerd zijn: er zijn te veel modelinstellingen mogelijk, ook fysisch onrealistische, om een goede overeenkomst met de metingen te verkrijgen.

Sommige hydrologen geven er daarom de voorkeur aan met analytische formules te rekenen, die weinig invoergegevens behoeven. Analytische formules hebben bovendien als voordeel dat ze direct inzicht geven in de relatie tussen de in- en uitvoergegevens (bijvoorbeeld tussen doorlaatvermogen en grondwaterstand).

Wanneer er een voldoende lange meetreeks is van de grondwaterstand kan men bovendien de effecten van maatregelen bepalen met een zogeheten impulsrespons model, zoals het model Menyanthes (Von Asmuth et al., 2002). Zo'n model koppelt gemeten impulsreeksen van variabelen die het verloop van de grondwaterstand bepalen, zoals het neerslagoverschot, het peilbeheer in de watergangen en de grondwateronttrekking, via een statistische methode aan de gemeten responsvariabele ‘grondwaterstand’. Met de aldus via ijking verkregen statistische relatie kan worden onderzocht hoeveel de grondwaterstand verandert wanneer een andere reeks voor een impulsvariabele wordt ingevoerd, bijvoorbeeld wat er gebeurt met de grondwaterstand wanneer de grondwateronttrekking wordt gehalveerd.

- **Combinatie grondwatermodel met hoogtekkaart**

Grondwaterstanden worden met hydrologische modellen berekend ten opzichte van een referentiehoogte, meestal NAP. Wanneer de maaiveldhoogte ten opzichte van dezelfde referentie bekend is kan vervolgens de grondwaterstand ten opzichte van maaiveld worden bepaald. Dat is een maat die ecologisch van belang is. Maaiveldhoogten kunnen onder meer worden ontleend aan het AHN (actueel hoogtebestand Nederland; www.minvenw.nl/rws/mdi/geoloket). Zouden we uitgaan van een standaardafwijking van het hoogtebestand van 20 cm en een van het grondwatermodel van 15 cm, dan komen we uit op een standaardafwijking van de grondwaterstanddiepte van $\sqrt{15^2 + 20^2} = 25$ cm. Zeker voor vegetaties van natte en voedselarme milieus is een fout van 25 cm veel: verschillen in grondwaterstanddiepte van 10 cm kunnen bij deze vegetaties al tot grote verschillen in soortensamenstelling leiden. In geaccidenteerde terreinen, zoals de duinen, kan deze afwijking acceptabel zijn zolang men maar niet de pretentie heeft de vegetatie op de exacte locatie te voorspellen. Hebben we bijvoorbeeld een maaiveldhelling van 5%, dan komt een fout van 25 cm overeen met een horizontale afstand van 5 m. Hoogewoud en Van Ek (2002) beschrijven een aantal methoden om de uitkomsten van hydrologische modellen neer te schalen met behulp van het AHN.
- **Gevoeligheid vegetatie versus nauwkeurigheid hydrologische modellen**

Veel plantensoorten en vegetatietypen van natte en vochtige milieus zijn zeer gevoelig voor kleine veranderingen in de waterhuishouding. Dat stelt hoge eisen aan de hydrologische modellen op grond waarvan de vegetatie wordt voorspeld, eisen waar deze modellen vaak niet aan kunnen voldoen. Niet zelden komt het in projecten voor dat een goede vegetatie-ecoloog de uitkomsten van een grondwatermodel verworpt, omdat hij immers 'weet' dat op een bepaalde plek de grondwaterstand ondieper moet liggen omdat daar een veenmosrijke dopheidevegetatie staat en dat de stand elders weer lager is omdat de vegetatie daar gedomineerd wordt door muizenootje en uurpeper. Op grond van deze expertkennis worden grondwatermodellen vaak bijgesteld of ruimtelijk gedetailleerd, zodat de uitkomsten beter aansluiten bij de verwachtingen. Een dergelijke modelijking aan vegetatiegegevens kan ook worden geautomatiseerd, zoals in het ecologische model PROBE is gedaan (Witte, 2006). Het gebruik van de vegetatie als schatter van milieuomstandigheden stelt echter hogere eisen aan de toetsing van het ecologische model. Er dienen dan vegetatiekaarten beschikbaar te zijn van verschillende waterhuishoudkundige situaties: tenminste één kaart voor de ijking, en een andere voor de toetsing.

Literatuur

- Aggenbach, C.J.S. en M.H. Jalink, 1998. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in hoogvenen. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Aggenbach, C.J.S. en M.H. Jalink, 2000. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in duinvalleien van het Waddendistrict. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Aggenbach, C.J.S., A.J.M. Jansen, W. Pik en W.J.M.K. Senden, 1995. Onderzoek naar de gewenste grond- en oppervlaktewatersituatie in hydrologisch gevoelige natuurgebieden in de provincie Limburg. Resultaten. Kiwa WR, Nieuwegein.
- Aggenbach, C.J.S., J.Grijpstra en M.H. Jalink, 2001. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen van het Renondunaal district. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Bakker, C., 2005. Key processes in restoration of wet dune slacks. PhD thesis, VU, Amsterdam.
- Barendrecht, A., en M.J. Wassen, 1989. Het hydro-ecologische model ICHORS (versies 2.0 en 3.0). Rijksuniversiteit Utrecht, Utrecht.
- Barendrecht, A., en M.C. Bootsma, 1991. Het hydro-ecologische model ICHORS (versies 3.1 en 3.2). Rijksuniversiteit Utrecht, Utrecht.
- De Mars, H., 1998. Ecohydrologische atlas Limburg 1989-1996. Provincie Limburg, Maastricht.
- Dufour, F.C., 1998. Grondwater in Nederland; onzichtbaar water waarop wij lopen. NITG-TNO, Delft.
- Etherington, J. R., 1982. Environment and plant ecology. John Wiley & Sons, London.
- Griffioen, J. en H.P. Broers, 1999. Bemesting van het grondwater; het lot van nutriënten in de ondergrond. *Landschap* 16(3): 169-178.
- Grootjans, A.P., 1985. Changes of groundwater regime in wet meadows. Proefschrift RUG, Groningen.
- Grootjans, A.P., E.J. Lammerts en F. van Beusekom, 1995. Kalkrijke duinvalleien op de waddeneilanden. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Hesen, P.L.G.M. en A.J.M. Jansen, 1999. Verkenningsstudie laagveenwateren. Opmaat tot een nieuw deskundigenteam voor het Overlevingsplan Bos en Natuur. Kiwa, Nieuwegein.
- Hill, M.C., 2003. MODFLOW 2001 and other modeling odysseys: selected contributions from the second international MODFLOW conference, held September 12-14, 2001, at the Colorado School of Mines in Golden, Colorado. Westerville: National Ground Water Association.
- Hoogewoud, J.C. en R. van Ek, 2002. Regionale standplaatsmodellering voor terrestrische vegetaties. RIZA, Lelystad.
- Ingram, H.A.P., 1982. Size and shape in raised mire ecosystems: a geophysical model. *Nature* 297: 300-303.

- Jalink, M.H., 1996. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in laagveenmoerassen. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Jalink M.H. en A.J.M.Jansen, 1989. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen.
- Jalink, M.H. en A.J.M. Jansen, 1995. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Kemmers, R.H., 1993. *Ecohydrologie*. Concepten en methoden van een interdisciplinair vakgebied. Technisch Document 8, DLO-Staring Centrum, Wageningen
- Klijn, F. en J.P.M. Witte, 1999. Eco-hydrology: Groundwater flow and site factors in plant ecology. *Hydrogeology Journal* 7: 65-77.
- Koerselman, W., 1992. Een koninkrijk voor koninginnekruid? *H₂O* 25:80-85.
- Koerselman, W., M.W.A. de Haan en A.F.M. Meuleman, 1999. Ecohydrologische Effectvoorspelling Duinen; Standplaatsmodellering in NICHE[®] duinen. Kiwa rapport SWE98.010, Nieuwegein.
- Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour en M.J.S. Bollen, 1995. Modelling soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Wageningen: DLO-Staring Centre.
- Lamers, L.P.M., A.J.P. Smolders en J.G.M. Roelofs, 1999. Hoe gevoelig is natte natuur voor grondwaterverontreiniging? Op zoek naar sturende processen en factoren. *Landschap* 16(3): 179-189.
- Lamers, L., M. Klinge en J. Verhoeven, 2001. OBN preadvies laagveenwateren. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Lammerts, E.J., 1999. Basiphilous pioneer vegetation in dune slacks on the Dutch Wadden Sea Islands. PhD-thesis, RUG, Groningen.
- Meuleman, A.F.M., R.A. Kloosterman, W. Koerselman, M. den Besten en A.J.M. Jansen, 1996. NICHE: een nieuw instrument voor ecohydrologische effectvoorspelling. *H₂O* 5:137-139.
- Parkhurst, D.L. en C.A.J. Appelo, 1999. User's guide to PHREEQC (version 2)- a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations. Water-Resources Investigations Report 99-4259, U.S. Geological Survey, Denver, Colorado.
- Runhaar, J., 2006. Natuur in de verdringingsreeks. Alterra, Wageningen.
- Runhaar, J., H. Kuijpers, H.L. Boogaard, P.C. Jansen en E.P.A.G. Schouwenberg, 2003. Natuurgericht Landevaluatiesysteem (NATLES) versie 2.1. Alterra, Wageningen.
- Runhaar, J., N. Straathof en R. van Ek, 2005. Grondwaterafhankelijkheid Habitatrichtlijngebieden. Interne notitie Alterra, Wageningen.
- Runhaar, J., J.P.M. Witte en M. van der Linden, 1997. Waterplanten en saliniteit. CML & LUW, Lelystad.
- Runhaar, J., J.P.M. Witte en P.H. Verburg, 1997. Groundwater level, moisture supply and vegetation. *Wetlands* 17(4): 528-538.
- Romanov, V.V., 1968. Hydrophysics of bogs. Monson Bindery Ltd., Jerusalem.

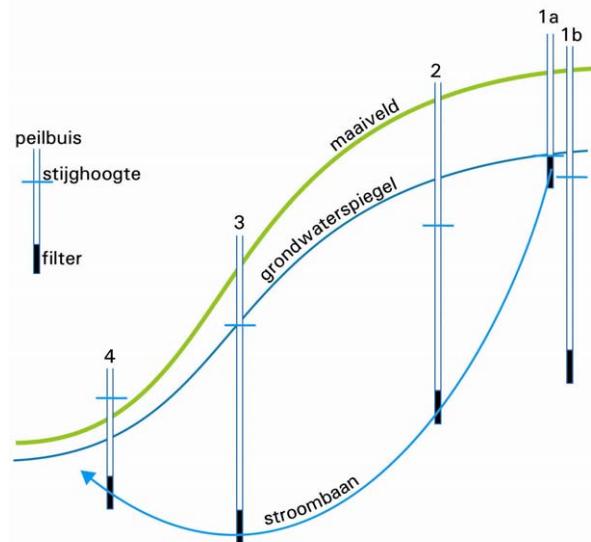
- Schouten, M.G.C. (ed.), 2002. Conservation and restoration of raised bogs; geohydrological, hydrological and ecological studies. Department of the environment and local government, Ireland/Staatsbosbeheer, Nederland.
- Schouwenaars, J.M., 1990. Problem-oriented studies on plant-soil-water relations. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen, Wageningen.
- Schouwenaars, J.M., 1992. Waterbeheer voor hoogveenherstel; couveuse of plastische chirurgie? *Landinrichting* 1: 10-14.
- Streefkerk, J.G. en W.A. Casparie, 1987. De hydrologie van hoogveensystemen. Staatsbosbeheer, Utrecht.
- Thomassen, H., F. Smolders, J. Limpens, G.J. van Duinen, S. van der Schaaf, J. Roelofs, F. Berendse, H. Esselink en G. van Wirdum, 2003. Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Expertisecentrum LNV, Ede.
- Van Beek, C.G.E.M., M.H.S. Jalink en A.F.M. Meuleman, 2001. De verzwaveling van grondwater in zandgronden. *Landschap* 18(4): 263-272.
- Van Dam, J.C., R.A. Feddes en J.P.M. Witte, 2005. Soil physics and Agrohydrology. Collegedictaat WUR, Wageningen.
- Van Dam, J.C., J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat, P.E.V. van Walsum, P. Groenendijk en C.A. van Diepen, 1997. Theory of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment. Wageningen: Department Water Resources, Agricultural University.
- Van der Schaaf, S., 1998. Balanceren tussen kwel en wegzijging: hydrologisch beheer bij het herstel van soortenrijke natte graslanden. *Landschap* 15: 87-97.
- Van der Schaaf, S., 1999. Analyses of the hydrology of raised bogs in the Irish Midlands; A case study of Raheenmore Bog and Clara Bog. Proefschrift Landbouwniversiteit, Wageningen.
- Van Leerdam, A. en J.G. Vermeer, 1992. Natuur uit het moeras! - Naar een duurzame ontwikkeling in laagveenmoerassen. Rijksuniversiteit Utrecht, Utrecht.
- Van Wirdum, G., 1991. Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Proefschrift Univ. van Amsterdam.
- Von Asmuth, J.R., M.F.P. Bierkens & C. Maas, 2002. Transfer function noise modelling in continuous time using predefined impulse response functions. *Water Resources Research* 38: 2301-2312.
- Velthof, G.L., 1997. Nitrous oxide emission from intensively managed grasslands. PhD-thesis Wageningen Agricultural University.
- Verhagen, F. Th., 2004. Draaiboek monitoring grondwater voor de Kaderrichtlijn Water. Royal Haskoning, 's-Hertogenbosch.
- Verhoeven, J. T. A. (ed.), 1992. Fens and bogs in the Netherlands. Kluwer academic publisher, Dordrecht/Boston/London.
- Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo, 1971. Wilde planten - flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 2: het lage land.
- Witte, J.P.M., 1998. National Water Management and the Value of Nature. PhD-thesis, Agricultural University Wageningen, Wageningen.
- Witte, J.P.M. en J. Runhaar, 2000. Planten als indicatoren voor water. *Stromingen* 6(1): 5-21.

- Witte, J.P.M. en R. van der Meijden, 2000. Mapping ecosystems by means of ecological species groups. *Ecological engineering* 16:143-152.
- Witte, J.P.M., M. de Haan, B. Raterman en C.S. Aggenbach, 2006. *PROBE—Versie 1: effecten van grondwaterbeheer, atmosferische depositie, maaien en plaggen*. Kiwa rapport, Nieuwegein.

Erratum bij rapport 607300003 (2007): Beoordeling van de grondwatertoestand op basis van de Kaderrichtlijn Water

In de Inhoudsopgave en in Deel I hoofdstuk 5.2 is de onjuiste term ‘gewasbestrijdingsmiddelen’ gebruikt. Dit moet zijn ‘gewasbeschermingsmiddelen’.

In Deel II Figuur 3-6 is de met een horizontale blauwe lijn aangegeven stijghoogte van peilbuis 4, abusievelijk getekend op het niveau van de grondwaterspiegel. De essentie van de figuur gaat hierdoor verloren: de stijghoogte in kwelgebieden hoort juist boven de grondwaterspiegel uit te komen. Hiernaast de correcte weergave van de figuur.



In Deel II Tabel 3-1, op de derde regel, kolommen vijf en tien, staat ,0,2 en 3,0 in plaats van 0,2 en 3,0. Hieronder de correcte weergave van de tabel.

	pH	EGV	Concentratie belangrijkste ionen (mg/l)						
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
		mS/m							
Regenwater	4,2	5	0,4	0,2	1,6	0,2	0,0	5,8	3,0
‘Rijp’ kwelwater ¹	7,3	65	115	8	12	2	400	13	11
Rijnwater ²	7,8	100	82	10	96	7	159	80	178
Zeewater	8,3	5200	420	1400	10480	390	122	2640	19100

¹ Concentraties calcium en bicarbonaat zijn aan de hoge kant; in de meeste kwelafhankelijke natuurgebieden worden lagere waarden aangetroffen.

² Concentraties natrium, chloride en sulfaat zijn inmiddels lager dan die van dit uit 1975 daterende monster.

Voor akkoord, 9 januari 2008

Prof. dr. A.M. Breure

Hoofd Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling