

rivm

Rapport 607625001/2008

P. van Beelen | R. Lieste

De invloed van grondwaterverontreiniging op terrestrische ecosystemen

RIVM Rapport 607625001/2008

De invloed van grondwaterverontreiniging op terrestrische ecosystemen

P. van Beelen
R. Lieste

Contact:
Patrick van Beelen
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling
p.van.beelen@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van VROM-DGM-BWL, in het kader van
Beleidsondersteuning Milieu

© RIVM 2008

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

Rapport in het kort

De invloed van grondwaterverontreiniging op terrestrische ecosystemen

De kwaliteit van het Nederlandse zoete grondwater is sterk beïnvloed door menselijke activiteiten. Deze kwaliteit is belangrijk voor de bodemkwaliteit en de plantengroei in kwelgebieden (waar het grondwater omhoog welt). Zelfs onder natuurlijke omstandigheden veroorzaken kwaliteitsverschillen in het grondwater, lokale verschillen in de vegetatie. Doordat er veel grondwater wordt weggepompt zakt het grondwaterpeil. Dit kan aanleiding geven tot allerlei problemen zoals verzuring, inklinken van veengrond en uitdroging van gevoelige plantensoorten. De plantengroei is sterk afhankelijk van mineralen uit het grondwater. De bestrijdingsmiddelen en andere chemische stoffen die in lage concentraties in het grondwater kunnen voorkomen lijken over het algemeen geen grote invloed te hebben op de plantengroei. De Dochterraichtlijn Grondwater van de Europese Kaderrichtlijn Water vraagt aan de lidstaten om criteria vast te stellen voor de grondwaterkwaliteit. Deze criteria moeten onder andere voorkomen dat er ongunstige effecten optreden in van het grondwater afhankelijke bodemecosystemen. Op dit moment worden de criteria voor de grondwaterkwaliteit afgeleid uit waterkwaliteitscriteria omdat het nog niet goed mogelijk is om rekening te houden met de gevoeligheid van grondwaterafhankelijke bodemecosystemen.

Trefwoorden:

Kaderrichtlijn Water, grondwater, terrestrische ecosystemen, verontreiniging, drempelwaarden, planten

Abstract

The influence of groundwater pollution on terrestrial ecosystems

The quality of the Dutch sweet groundwater is strongly influenced by human activities. This quality is very important for the quality of the soil and the growth of plants in a seepage areas (where groundwater seeps upwards). Groundwater quality differences cause local differences in the vegetation even under natural conditions. Because much groundwater is pumped away, the groundwater level drops. This can invoke several problems like acidification, peat decline and the dry out of sensitive plant species. Plant growth is strongly dependent on minerals from groundwater. The pesticides and other chemicals which can occur in low concentrations in groundwater, generally do not seem to have a large influence on plant growth. The Daughter Directive Groundwater of the Water Framework Directive asks the member states to determine criteria for groundwater quality. These criteria should among other things prevent that adverse effects will occur in groundwater dependent ecosystems. At this moment the criteria for groundwater quality are derived from water quality criteria because it is not feasible to account for the sensitivity of groundwater dependent ecosystems.

Key words:

Water Framework Directive, groundwater, terrestrial ecosystems, pollution, threshold values, plants

Inhoud

Samenvatting

1.	Inleiding	7
1.1.	Leeswijzer	7
2.	Wetgeving	8
2.1.	Kaderrichtlijn Water	8
2.2.	Dochterrichtlijn grondwater	8
2.3.	Kaderrichtlijn Bodem	9
2.4.	Natura 2000	9
3.	Hydrologie	10
3.1.	Het grondwaterpeil	10
3.2.	Verdroging	10
3.3.	Wegzijgingsgebieden	11
3.4.	Kwelgebieden	12
4.	Standplaatsfactoren	14
4.1.	Zoutgehalte	14
4.2.	Vochtregime	14
4.3.	Voedselrijkdom	15
4.4.	Verzuring	15
4.5.	Stikstof	15
4.6.	Zwavel	16
4.7.	Fosfor	16
4.8.	Kalium	17
4.9.	IJzer	17
5.	Effecten op andere organismen dan planten	19
5.1.	Arseen	19
5.2.	Metalen	19
5.3.	Organische stoffen	20
6.	Drempelwaarden	21
6.1.	Stofkeuze	21
6.2.	Achtergrondconcentraties	21
6.3.	Gemiddelde concentraties	21
6.4.	De rol van sorptie, afbraak en verdunning	22
6.5.	Afleidingsmethodiek	22
6.6.	De rol van terrestrische ecosystemen	23
7.	Conclusies	24
	Dankwoord	25
	Literatuur	26
	Bijlage: De verschillen in de grondwaterflux in natte en droge jaren	31

Samenvatting

Dit rapport geeft aan dat in de lager gelegen gebieden (ongeveer een derde deel van Nederland) kwel optreedt waarbij het opstijgende grondwater een sterke invloed heeft op het terrestrische ecosysteem. In twee derde van Nederland heeft de grondwaterkwaliteit nauwelijks invloed op het terrestrische ecosysteem. Zowel de hoeveelheid als de chemische samenstelling van het grondwater in Nederland zijn niet meer natuurlijk maar sterk veranderd door menselijke ingrepen. Het grootste deel van het zoete grondwater op minder dan 9 m diep is niet ouder dan 1950 (het jaartal van de kernproeven) en de kwaliteit van dit grondwater is sterk beïnvloed door de mens. Met name de anorganische stoffen in het grondwater beïnvloeden de lokale plantengemeenschappen. Het Nederlandse milieuprobleem 'verdroging' is breder dan een verlaging van het grondwaterpeil. Een afname van de hoeveelheid baserijk kwelwater door verdroging bijvoorbeeld, kan aanleiding geven tot verzuring. Een peilverlaging in veengebieden, als ander voorbeeld, geeft aanleiding tot oxidatie van het veen waardoor eutrofiëring ontstaat. Zelfs onder natuurlijke omstandigheden veroorzaken verschillen in grondwaterkwaliteit lokale verschillen in plantengemeenschappen in kwelgebieden. Van groot belang voor de vegetatie zijn het vochtregime, de voedselrijkdom, de pH, de redoxpotentiaal en de vorm en beschikbaarheid van voor de groei van planten essentiële elementen, zoals stikstof, zwavel, fosfor, kalium en ijzer. Ophoping van arseen, nikkel, cadmium, zink en chroom uit het grondwater in de bodem zou toxische effecten op het terrestrische ecosysteem kunnen veroorzaken. In het grondwater worden bestrijdingsmiddelen en allerlei andere synthetische verbindingen gevonden zoals farmaceutica, tetrachlooretheen, trichlooretheen, vinylchloride en methyl-tert-butylether. De relatief lage concentraties van organische verontreinigingen in het grondwater vormen echter eerder een probleem voor aquatische ecosystemen dan voor terrestrische ecosystemen. In het laatste geval kan de concentratie van de stof door sorptie aan de bodem en door biodegradatie meestal niet hoog oplopen. De auteurs hebben daarom geen studie kunnen vinden waarbij toxische effecten gevonden werden in terrestrische ecosystemen als gevolg van organische verontreinigingen in het grondwater. Bij de afleiding van drempelwaarden kan op dit moment nog geen rekening gehouden worden met de gevoeligheid van grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen.

1. Inleiding

Grondwatervervuiling is een omvangrijk milieuprobleem. Het voorkomen van grondwatervervuiling weegt zwaar in het preventieve en curatieve milieubeleid. Het inperken van de verdere verspreiding van bodemverontreinigingen via het grondwater is dan ook een belangrijk doel bij de bodemsanering. Van de 59,000 geraamde bodemsaneringen zijn er 29,000 saneringen waarbij grondwaterverontreiniging een belangrijke rol speelt. Het gaat hier om een geschatte oppervlakte van in totaal 6000 km². Een recent concept RIVM-rapport van Versluijs e.a. getiteld 'Bodemverontreiniging in beleidsaandachtsgebieden' geeft aan dat er meer dan 300 gebieden met grootschalig verontreinigd grondwater in Nederland voorkomen. Meer dan 100 van deze gebieden hebben een oppervlakte groter dan 25 ha. Het gaat meestal om oudere bedrijventerreinen en dorps- en stadskernen. Vervuild grondwater kan onder andere de volgende problemen veroorzaken:

- luchtverontreiniging in woonhuizen door het verdampen van vluchtige verbindingen uit het grondwater in de kruipruimte (1, 2);
- problemen met de drinkwaterwinning;
- giftige stoffen uit het grondwater kunnen zich ophopen in planten en zo in het voedsel van mens en dier terechtkomen (3);
- de kwaliteit van het oppervlaktewater kan verslechteren door het toestromen van vervuild grondwater (4);
- het grondwaterecosysteem zelf kan aangetast worden door de vervuiling (5);
- ook terrestrische ecosystemen zoals bossen, weilanden, parken en tuinen kunnen aangetast worden door vervuild grondwater (4).

Deze problemen staan gesorteerd op importantie voor onze primaire levensbehoeften namelijk lucht, drinkwater, voedsel en een schoon milieu. Dit briefrapport richt zich uitsluitend op het laatste probleem, namelijk de invloed van vervuild grondwater op terrestrische ecosystemen. Wanneer blijkt dat deze invloed in sommige gevallen minder belangrijk is, dan mag daar niet uit worden afgeleid dat de hele problematiek van vervuild grondwater onbelangrijk is. Immers dit rapport richt zich slechts op een beperkt deel van de problematiek.

1.1. Leeswijzer

Dit rapport beschrijft de invloed van grondwaterverontreiniging op terrestrische ecosystemen. Het rapport begint met hoofdstuk 2 over de wetgeving die een kader biedt voor deze problematiek. Met name de Kaderrichtlijn Water en de dochterrichtlijn grondwater stellen eisen aan de grondwaterkwaliteit. Bij de aantasting van terrestrische ecosystemen door vervuild grondwater speelt de hydrologie van het grondwater een belangrijke rol. Dit wordt beschreven in hoofdstuk 3. Het grondwaterpeil bepaalt de afstand tussen het terrestrische ecosysteem op de bodem en de grondwaterverontreiniging. Hierbij speelt het milieuprobleem verdroging een cruciale rol. Nederland wordt in dit rapport ingedeeld in wegzijgings- en kwelgebieden. In wegzijgingsgebieden stroomt het regenwater de ondergrond in en is de invloed van de kwaliteit van het grondwater duidelijk minder dan in kwelgebieden waar het grondwater uit de grond omhoog stroomt. Hoofdstuk 4 beschrijft de standplaatsfactoren die het leven van een plant bepalen. Veel van deze factoren zijn direct afhankelijk van de kwaliteit en de kwantiteit van het lokale grondwater. Ook dieren en micro-organismen kunnen beïnvloed worden door grondwaterverontreiniging. Hoofdstuk 5 beschrijft dat met name arseen en metalen hierbij een belangrijke rol spelen. Hoofdstuk 6 geeft aan dat het op dit moment nog niet mogelijk is bij de afleiding van drempelwaarden rekening te houden met de gevoeligheid van terrestrische ecosystemen.

2. Wetgeving

Ecologische en ecotoxicologische onderzoeken beschrijven hoe ecosystemen veranderen onder invloed van bepaalde concentraties van stoffen in het milieu. De natuurwetenschappen geven echter geen waardeoordeel aan deze veranderingen. De milieuwetgeving kan wel duidelijke richtlijnen geven over de toelaatbaarheid van bepaalde ecologische veranderingen. Op deze manier geeft de wetgeving richting aan het ecotoxicologische onderzoek dat zich dan kan richten op de effecten die door de wetgever als belangrijk zijn aangemerkt. Sinds het begin van deze eeuw is een aantal nieuwe Europese richtlijnen vastgesteld die belangrijk zijn voor de effecten van grondwaterverontreiniging op terrestrische ecosystemen. Deze richtlijnen zijn de Kaderrichtlijn Water, de dochterrichtlijn grondwater en ook de Natura 2000 richtlijn.

2.1. Kaderrichtlijn Water

De implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water (6) in het Nederlandse milieubeleid en de Nederlandse uitvoeringspraktijk, begint langzamerhand vorm te krijgen. Deze richtlijn definieert verontreiniging als 'de directe of indirecte inbreng door menselijke activiteiten van stoffen of warmte in lucht, water of bodem die de gezondheid van de mens of de kwaliteit van aquatische ecosystemen of van rechtstreeks van aquatische ecosystemen afhankelijke terrestrische ecosystemen kunnen aantasten, schade berokkenen aan materiële goederen, dan wel de belevingswaarde van het milieu of ander rechtmatig milieugebruik aantasten of daaraan in de weg staan'. De kaderrichtlijn stelt eisen aan de grondwaterkwantiteit om schade aan grondwaterafhankelijke terrestrische en aquatische ecosystemen te voorkomen. Voor grondwater 'leggen de lidstaten de nodige maatregelen ten uitvoer met de bedoeling de inbreng van verontreinigende stoffen in het grondwater te voorkomen of te beperken en de achteruitgang van de toestand van alle grondwaterlichamen te voorkomen onder voorbehoud van' een aantal uitzonderingen. Er is sprake van een goede chemische toestand wanneer de concentraties van verontreinigende stoffen in het grondwater dermate laag zijn dat geen 'significante schade wordt toegebracht aan terrestrische ecosystemen die rechtstreeks afhankelijk zijn van het grondwaterlichaam'. Bijlage V van de Europese Kaderrichtlijn Water geeft aan dat de concentraties van verontreinigende stoffen, de geleidbaarheid, het zuurstofgehalte, de pH, de nitraat- en de ammoniumconcentratie regelmatig in het grondwater gemeten dienen te worden. Het is de bedoeling dat Nederland kaarten aan de Europese commissie aanlevert met daarop in rood aangegeven de grondwaterlichamen die niet aan de Europese eisen voldoen. Daarnaast moet met zwarte stip aangegeven worden waar de verontreinigingsgraad nog toeneemt en met blauwe stip waar deze afneemt.

2.2. Dochterrichtlijn grondwater

Op 12 december 2006 heeft het Europees Parlement en de Raad van de Europese Unie de grondwaterrichtlijn (7) uitgevaardigd 'betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand'. Deze grondwaterrichtlijn stelt grondwaterkwaliteitsnormen voor nitraten (50 mg/liter) en 'werkzame stoffen in bestrijdingsmiddelen, met inbegrip van de relevante omzettings-, afbraak- en reactieproducten' (0,1 µg/liter of 0,5 µg/liter voor het totaal). Daarnaast vraagt de grondwaterrichtlijn om drempelwaarden voor stoffen en 'indicatoren van verontreiniging waarvan is vastgesteld, binnen het grondgebied van een lidstaat, dat zij er mede toe hebben geleid grondwaterlichamen of groepen grondwaterlichamen als gevaar lopend moeten worden aangemerkt'. Deze drempelwaarden kunnen door iedere lidstaat afzonderlijk worden

vastgesteld maar de stoffen arseen, cadmium, lood, kwik, ammonium, chloride, sulfaat, trichlooretheen, tetrachlooretheen en de conductiviteit moeten overwogen worden. Deze drempelwaarden kunnen op nationaal niveau maar ook per stroomgebied of zelfs per grondwaterlichaam worden vastgesteld. Op deze manier kan rekening worden gehouden met mogelijke grote verschillen in achtergrondconcentraties van bepaalde stoffen in verschillende grondwaterlichamen.

De dochterrichtlijn maakt onderscheid 'tussen gevaarlijke stoffen waarvan de inbreng moet worden voorkomen, en andere verontreinigende stoffen, waarvan de inbreng moet worden beperkt.' Het is de bedoeling dat de grondwaterverontreinigingen afnemen. Hierom stelt de dochterrichtlijn grondwater dat criteria 'worden vastgesteld voor de bepaling van significante en aanhoudende stijgende trends in de concentratie van verontreinigende stoffen en voor het bepalen van het beginpunt van omkeringen in trends, rekening houdend met de kans op ongunstige effecten op bijbehorende aquatische ecosystemen en van het grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen.'

2.3. Kaderrichtlijn Bodem

Bij het bestuderen van de invloed van grondwaterverontreiniging op terrestrische ecosystemen speelt ook de wetgeving op het gebied van terrestrische ecosystemen een belangrijke rol. In dit geval gaat het vooral om de Natura 2000-richtlijn en de concept Kaderrichtlijn Bodem. Er is nog geen definitieve Europese richtlijn voor de bescherming van de bodem. Bijna alle Nederlandse europarlementariërs zijn tegen maar het Europese parlement is voor deze Europese Kaderrichtlijn Bodem (NRC Handelsblad 15 november 2007). In de Europese Milieuraad kon echter op 20 december 2007 geen overeenstemming bereikt worden over deze richtlijn. Het laatste conceptvoorstel van de Kaderrichtlijn Bodem van 22 september 2006 is gericht op de bescherming van de functies van de bodem. 'Die functies zijn de productie van biomassa, de opslag, filtering en transformatie van voedingsstoffen en water, het verschaffen van een habitat voor biota die een reservoir van biodiversiteit vormen, het bieden van een draagvlak voor de meeste menselijke activiteiten, het leveren van grondstoffen, het fungeren als koolstofreservoir en de bewaring van het geologisch en archeologisch erfgoed.' De tekst van de Kaderrichtlijn Bodem geeft 'de acht belangrijkste processen van bodemaantasting'. 'Dit zijn erosie, verlies van organische stof, verontreiniging, verzilting, verdichting, diversiteitsverlies van de bodembiota, bodemafdekking, aardverschuivingen en overstromingen.' Deze bodemrichtlijn is niet van toepassing op het grondwater maar bodembescherming is wel nodig voor de bescherming van oppervlaktewater en grondwater.

2.4. Natura 2000

Terrestrische ecosystemen bestaan uit de op het land en in de bodem levende organismen in hun natuurlijke of door de mens begeleide omgeving. Wilde flora en fauna worden samen met hun natuurlijke habitats op Europees niveau beschermd door de Natura 2000-richtlijn (8). Hierbij worden specifieke gebieden en specifieke plant- en diersoorten genoemd die voor bescherming in aanmerking komen. Nederland kent 162 Natura 2000-gebieden (<http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000> december 2007). Grondwater wordt in een recent Alterra-rapport over de effectenindicator Natura 2000 gebieden alleen in positieve zin genoemd als een factor die verdroging tegengaat. De knelpunten bij het instandhouden van de vegetatie in de Natura 2000-gebieden zijn vaak de verlaging van de grondwaterstand, verzuring door de vermindering van de kwel van het grondwater, en eutrofiëring door oxidatie van het veen (9).

3. Hydrologie

3.1. Het grondwaterpeil

Wanneer het bovenste grondwater zich enige tientallen meters onder het maaiveld bevindt dan is er een relatief grote afstand tussen het grondwater en het terrestrische ecosysteem op en in de bovenste bodemlagen. Deze situatie komt in Nederland alleen voor op de hoge zandgronden op de Veluwe en in Limburg. In deze situaties zal vervuild grondwater niet zo snel een negatieve invloed op het terrestrische ecosysteem ter plaatse vertonen. Op de meeste plaatsen in Nederland bevindt het grondwater zich op veel minder grote diepte en kunnen boomwortels of zelfs de wortels van kleinere planten het grondwater bereiken. Verdroging zorgt vaak voor een verlaging van het grondwaterpeil maar dit betekent niet dat de invloed van vervuiling dan afneemt.

Een peilverlaging van het grondwater kan aanleiding geven tot een hele reeks van problemen:

- directe verdroging van gevoelige plantensoorten;
- het droogvallen van meertjes, sloten en beekjes;
- verzuring door de oxidatie van pyrietlagen (hierbij kunnen ook het giftige arseen en andere metalen vrijkomen);
- eutrofiëring door de oxidatie van veen (11);
- vervuiling door het inlaten van gebiedsvreemd oppervlaktewater om de verdroging te bestrijden.

Ook in stedelijke gebieden kan een peilverlaging problemen geven:

- het weggroten van houten funderingspalen van oude huizen en gebouwen;
- het naar buiten gaan lekken van riolen (bij een hoge grondwaterstand stroomt het lekwater het riool in);
- het versnelde inklinken van veengrond waardoor tuinen wegzakken ten opzichte van de nieuwbouwhuizen.

3.2. Verdroging

Bij een oppervlakkige beschouwing lijkt Nederland met zijn grote rivieren, meren en met zijn overvloedige regenval niet erg kwetsbaar voor verdroging. Toch is verdroging in Nederland een ernstig milieuprobleem. Doordat landbouwgebieden en stedelijke gebieden last kunnen hebben van een hoge grondwaterstand wordt regenwater tegenwoordig door middel van drainage snel afgevoerd. Ook de winning van drinkwater kan tot verdroging in natuurgebieden leiden. De Nederlandse behoefte aan drinkwater is zo groot dat het grondwater niet meer voldoende is en er ook drinkwater uit oppervlaktewater gewonnen wordt (10).

Van oudsher was Nederland een erg drassig en moerasachtig gebied waardoor de vegetatie in natuurgebieden vaak ingesteld is op een ruime beschikbaarheid van water. Meer dan in enig ander Europees land is in Nederland de vegetatie gebonden aan de hoge grondwaterstanden en aan grondwater met een specifieke chemische samenstelling. Veel natuurlijke Nederlandse vegetaties zijn dan ook gevoelig voor watergebrek (11). Het Nederlandse milieuprobleem verdroging is breder dan alleen maar een peilverlaging van het grondwater. Ook een verminderde kwel wordt onder verdroging gerekend. Kwelwater is opwellend grondwater. Dit kwelwater heeft dikwijls een bijzondere

samenstelling: het is rijk aan ijzer en calcium en arm aan voedingsstoffen en niet zuur. Wanneer de hoeveelheid en daardoor de invloed, van het kwelwater afneemt dan wordt dit ook als verdroging gezien. Het gebied kan dan nog steeds zeer nat zijn maar toch verzuren of anderszins veranderen door de verminderde invloed van het grondwater (12).

3.3. Wegzijgingsgebieden

In wegzijgingsgebieden stroomt het regenwater vanuit de bodem naar beneden in het grondwater. Door dit proces worden voedingsstoffen en mineralen uit de bodem uitgeloofd en komen in het grondwater terecht. De verwerking van de mineralen calciëet en glauconiet door zuur regenwater in de ondergrond kan leiden tot verhoogde gehalten aan Ca^{2+} , Mg^{2+} HCO_3^- en andere ionen (dus verzuring van de bodem). Het grootste gedeelte van de opgeloste zouten komt waarschijnlijk door de invloed van de mens in het grondwater (13). Wegzijgingsgebieden zijn daarom ook van nature arm aan voedingsstoffen. De meeste wegzijgingsgebieden hebben een laag grondwaterpeil doordat het regenwater snel naar beneden kan stromen zoals in de hoge zandgronden of in Limburg. De Limburgse lössbodems kunnen wel veel vocht vasthouden waardoor daar toch vegetatie kan groeien die kenmerkend is voor vochtige omstandigheden (4). In veldpodzolgronden en in hoogveengebieden kan het regenwater slechts langzaam naar beneden stromen. Dit zijn Nederlandse voorbeelden van vochtige wegzijgingsgebieden. De invloed van verontreinigd grondwater op de vegetatie in wegzijgingsgebieden is over het algemeen zeer klein omdat de verontreinigingen met het regenwater naar beneden stromen. Alleen gasvormige verontreinigingen kunnen tegen de stroom in opstijgen en dan toch in de bovengrond effecten veroorzaken. In het grondwater onder een vuilstort bijvoorbeeld kan methaanvorming optreden. Dit methaangas kan dan opstijgen en de lucht uit de bodem verdringen waardoor boomwortels geen zuurstof meer krijgen en dan afsterven (14). Dit is echter een uitzondering op de algemene regel dat de natuur in wegzijgingsgebieden ongevoelig is voor de effecten van vervuild grondwater.



Figuur 1 : Kwelwater uit de duinen op Texel

3.4. Kwelgebieden

Het regenwater dat in de hoge zandgronden in Nederland infiltreert komt aan de voet van de heuvels en verderop in het laagland weer aan de oppervlakte. Het allerdiepste grondwater dat duizenden jaren oud is komt zelden in Nederland aan de oppervlakte. Het meeste grondwater dat aan de oppervlakte komt is slechts enkele jaren tot enkele eeuwen oud. De leeftijd van het grondwater is belangrijk omdat het jongere grondwater afkomstig kan zijn van vervuilde bodems (15). In grondwater jonger dan 1950 is bijvoorbeeld het radioactieve tritium te meten afkomstig van kernproeven (15). In het jongere grondwater is de afbraak van organische stoffen minder vergevorderd ten opzichte van het oudere grondwater. De kwaliteit van ouder grondwater is om deze twee redenen over het algemeen beter dan dat van jonger grondwater (16). Het maaiveld van de Nederlandse polders ligt vaak onder het niveau van de omringende rivieren, vaarten, kanalen, plassen en meren. Hierdoor dringt het oppervlaktewater via de waterbodem in de ondergrond en kwelt dan in de polders weer omhoog. Doordat de klei en veenlagen een hoge hydraulische weerstand hebben komt het kwelwater vaak in heel plaatselijke wellen in zandbanen omhoog. Dit kwelwater wordt samen met het regenwater via een systeem van drainagebuizen, sloten, vaarten en gemalen weer naar de grote rivieren of de zee gepompt. In droge zomers kunnen zelfs in Nederland water tekorten optreden waarbij de sloten gebruikt worden om water te infiltreren. In de lager gelegen gedeelten van Nederland zakt het oppervlaktewater door de waterbodem naar beneden en voedt het grondwater (4).



Figuur 2a De kwelgebieden (groen) en de wegzijgingsgebieden (oranje) in Nederland. Voor de witte gebieden hadden wij onvoldoende gegevens

In Figuur 2a zijn de kwel- en wegzijgingsgebieden in Nederland weergegeven. In de kwelgebieden stijgt het grondwater omhoog en in de wegzijgingsgebieden zakt het regenwater in de bodem. In de bijlage wordt beargumenteerd dat het oppervlak van de kwel- en wegzijgingsgebieden ook in natte en droge jaren niet veel veranderd. In de kwelgebieden (die ongeveer 1/3 van Nederland beslaan) staan de terrestrische ecosystemen direct onder invloed van het grondwater.

4. Standplaatsfactoren

De grondwaterkwaliteit heeft ook onder natuurlijke omstandigheden in kwelgebieden een belangrijke invloed op de daar voorkomende plantengemeenschappen. De belangrijkste abiotische standplaatsfactoren voor een plant zijn: zoutgehalte, vochtregime, voedselrijkdom en zuurgraad. Bij de voedselrijkdom van het grondwater voor planten spelen de voor het leven essentiële elementen zoals stikstof, zwavel, fosfor, kalium en ijzer een belangrijke rol. Deze standplaatsfactoren worden hieronder opeenvolgend behandeld.

4.1. Zoutgehalte

Door het wegpompen van zoet grondwater door drainage of drinkwaterwinning, kan zout grondwater vanuit de zee of vanuit de diepe ondergrond opwellen zodat verzilting optreedt. In de heel diepe polders nabij de zee komt vaak zout kwelwater omhoog hetgeen nadelig is voor landbouw (17). Zout grondwater kan ook een volkomen natuurlijke oorzaak hebben. Sommige natuurgebieden hebben een specifieke vegetatie die aangepast is aan zout kwelwater. Zout grondwater kan in vele gevallen als natuurlijk worden gekenschetst. Het is namelijk afkomstig van overstromingen door de zee tijdens het holocene. Het zoute grondwater dat gemeten wordt op 9 m diepte in het grondwatermeetnet is veelal ouder dan het jaar 1950 (de periode van de kernproeven) terwijl het zoete grondwater op deze diepte meestal jonger is (18). Door menselijk handelen kan zout grondwater opwellen en in dat geval zou het als een verontreiniging zoals gedefinieerd in de Kaderrichtlijn Water kunnen gelden, ondanks het feit dat het zout van nature in het grondwater aanwezig hoorde te zijn. Het omgekeerde kan ook beweerd worden. Nederland stond vroeger sterk onder invloed van de zee en men kan dus ook het meeste zoete water als onnatuurlijk beschouwen. In stedelijke gebieden wijst een hoog zoutgehalte (meestal gemeten als geleidbaarheid) vaak op de aanwezigheid van verontreinigd grondwater waarbij ook andere stoffen dan zout in het grondwater terecht zijn gekomen (19). Doordat er de laatste jaren minder zout via mest, kunstmest, strooizout en lekkende rioleringen in het grondwater komt daalt het chloridegehalte in het Nederlandse grondwater.

4.2. Vochtregime

Planten zijn over het algemeen aangepast aan een bepaald vochtregime. Wanneer een beekvallei gebruikt wordt voor landbouw en als natuurgebied dan worden er compromissen gesloten worden met betrekking tot het peilbeheer van het grondwater (20). Vetplanten kunnen onder langdurige droge omstandigheden vrij goed overleven. Moerasplanten hebben veel water nodig maar hebben speciale aanpassingen waardoor hun wortels onder water in vaak zuurstofloze omstandigheden kunnen overleven. Speciale luchtkanaaltjes zorgen ervoor dat de wortels toch van zuurstof worden voorzien. Zuurstofloos grondwater bevat vaak hoge concentraties aan gereduceerde verbindingen zoals H_2S , NH_3 en Fe^{2+} die giftig kunnen zijn voor planten.

4.3. Voedselrijkdom

In kwelgebieden kan zowel voor planten voedselrijk (eutroof) als voedselarm (oligotroof) grondwater opwellen. Het voedselarme grondwater komt (of kwam vroeger) uit een voedselarm wegzijgingsgebied. De kwelrijke natte schraallanden omvatten een scala van plantengemeenschappen met ieder eigen specifieke standplaatseisen. De vegetatie in de zogenaamde natte schraallanden is kwetsbaar voor eutrofiëring en daardoor gevoelig voor de grondwaterkwaliteit (21). De planten in deze schraallanden zijn aangepast aan een geringe beschikbaarheid van voedingsstoffen en worden verdrongen door snelgroeïende grassen wanneer er meer voedingsstoffen beschikbaar komen. Veel van de beschermde plantensoorten op de Rode Lijst zijn juist aangepast aan voedselarme omstandigheden (11).

Veengronden bestaan uit gedeeltelijk verteerde plantenresten die door een hoge zuurgraad (lage pH) en door de afwezigheid van zuurstof niet verder afbreken. Op deze manier blijven de minerale voedingsstoffen in het veen gebonden en zijn niet beschikbaar voor planten. Door een verlaging van het grondwaterpeil kan veengrond droogvallen en daardoor worden blootgesteld aan de lucht. Door microbiële oxidatie van het veen wordt de organische stof omgezet in koolzuurgas en mineralen. Deze mineralen zijn dan weer voedingsstoffen voor planten. Dit proces wordt interne eutrofiëring genoemd en speelt een belangrijke rol bij de eutrofiëring van Nederlandse veengronden (22). De oxidatie van het veen veroorzaakt in veel Nederlandse veengebieden een verlaging van het maaiveld met soms wel 1 cm per jaar. Dit heeft geleid tot een daling van het maaiveld van enkele meters sinds de ontginning van het veen in 1500 AD (23). De oxidatie van het veen veroorzaakt ook interne eutrofiëring hetgeen tot een afname van beschermde plantensoorten leidt (24).

4.4. Verzuring

Door atmosferische depositie van koolzuur, stikstof en zwavelverbindingen wordt in de bovengrond zuur gevormd. Dit uit zich als een daling van de pH en een stijging van het aluminiumgehalte in het grondwater. Aluminium is het meest voorkomende metaal in gesteenten en komt daarom in bijna iedere bodem in grote hoeveelheden voor. Dit aluminium is meestal gebonden in kleimineralen. Alleen bij lage pH kan aluminium oplossen en in het grondwater terecht komen (25). Een lage pH is nadelig voor de groei van planten en daarom verhogen de boeren door bekalking de pH van landbouwgebieden. Zuur grondwater zorgt in de ondergrond voor verwerking van gesteenten waardoor de pH toeneemt en verschillende ionen uit de gesteenten oplossen (13). De verzuring van de bodem is pas na de Tweede Wereldoorlog begonnen waardoor de verzuring nog niet diep in de ondergrond is doorgedrongen (25). Om deze redenen is het opwellen van zuur grondwater vermoedelijk nog niet zo vaak een probleem voor de vegetatie.

4.5. Stikstof

In de bodem wordt stikstof uit mest of kunstmest omgezet in nitraat door gespecialiseerde bacteriën (26). Dit nitraat is een van de belangrijkste vormen van grondwaterverontreiniging in Nederland (27) doordat het snel kan uitspoelen naar het grondwater (28). De dochterrichtlijn grondwater stelt dan ook een duidelijke grondwaterkwaliteitsnorm van 50 mg per liter voor nitraat (7). Verschillende beleidsmaatregelen hebben de nitraatverontreiniging in het grondwater in de afgelopen jaren verminderd (29). Toch is het nitraatgehalte in het bovenste grondwater van de Nederlandse zandgronden gemiddeld nog boven de 50 mg/liter (27). In veengebieden en in pluimen met

verontreinigd grondwater (30) kan denitrificatie optreden waarbij het nitraat onder zuurstofloze omstandigheden wordt omgezet in het onschuldige stikstofgas (31). Daarom wordt er in veengebieden minder nitraat gemeten (32) en bevat zuurstofloos grondwater over het algemeen weinig nitraat (18). Denitrificatie kan ook in het grondwater optreden. In het bovenste grondwater gaat het snel, in de zones met organisch materiaal gaat het veel langzamer (de halfwaardetijd is gemiddeld 500 dagen) en in de grondwaterzones zonder organisch materiaal gaat het traag (met een gemiddelde halfwaardetijd van 3000 dagen) (33). Over het algemeen is de grondwaterkwaliteit in Nederland tussen 1984 en 2000 weinig veranderd waarschijnlijk omdat voor veel stoffen (waaronder stikstof) de bodembelasting in de afgelopen 25 jaar weinig veranderde (25).

4.6. Zwavel

Zwavel is net als stikstof een van de belangrijkste elementen voor levende organismen. In de bodem komt het meestal voor als sulfaat, de meest geoxideerde vorm van zwavel. Ook het brakke grondwater bevat relatief veel sulfaat afkomstig uit het zeewater (18). Onlangs is er bij het RIVM een risicobeschrijving van sulfaat in oppervlaktewater, bodem en waterbodem uitgekomen (34). De reductie van sulfaat wordt uitgevoerd door gespecialiseerde sulfaatreducerende bacteriën, die over het algemeen gevoelig zijn voor zuurstof (35). Onder zuurstofloze omstandigheden wordt eerst nitraat gereduceerd en pas daarna sulfaat (36). Hierbij komt het stinkende en giftige H_2S vrij. Dit kan zich binden met Fe^{2+} tot verschillende ijzer zwavelverbindingen zoals amorf FeS en de mineralen greigiet, makinawiet en pyriet (37). Deze verbindingen kunnen metalen en arseen binden. Ook kunnen er direct andere metaal zwavelverbindingen ontstaan zoals bijvoorbeeld sphaleriet (ZnS) (38). Onder zuurstofloze omstandigheden hebben zich in het verleden plaatselijk pyriethoudende bodemlagen gevormd. Wanneer deze pyriethoudende lagen door peilverlaging worden blootgesteld aan zuurstof of wanneer deze lagen worden blootgesteld aan nitraat, dan treedt oxidatie van het pyriet op waarbij zwavelzuur gevormd wordt (36). Onder deze omstandigheden worden de gedurende vele jaren opgehoopte metalen en arseen weer vrijgemaakt. In het grondwater van het Zuid-Nederlandse zandgebied komen hoge concentraties aan cadmium, nikkel en zink voor door oxidatie van de pyrietlagen (25).

4.7. Fosfor

Fosfor komt algemeen voor in de aardkorst als apatieminerale die bestaan uit heel slecht oplosbare calciumfosfaatverbindingen (39). Calcium en fosfaat kunnen echter toch samen maandenlang in een oververzadigde oplossing voorkomen (40). Klaarblijkelijk gaat de neerslagreactie van calcium en fosfaat erg langzaam. Uiteindelijk wordt de fosfaatconcentratie in aanwezigheid van calcium in normaal zuurstofhoudend water erg laag.

In zuurstofloos grondwater daarentegen kunnen vrij hoge opgeloste fosfaatconcentraties voorkomen. Deze concentraties kunnen veroorzaakt zijn door het oplossen van fosfaathoudende gesteenten (41). In zuurstofloos grondwater is de streefwaarde van opgelost fosfaat 3 mg P/liter terwijl de landelijke streefwaarde in oppervlaktewater gelijk is aan 0,05 mg P/liter (42). In het grondwater van veengebieden wordt zelfs de streefwaarde voor zuurstofloos grondwater vaak overschreden (25). Toch levert dit in de praktijk meestal geen problemen op doordat het zuurstofloze grondwater wanneer het in het oppervlaktewater stroomt wordt blootgesteld aan zuurstof. Het Fe^{2+} oxideert dan tot Fe^{3+} en er wordt een neerslag van Fe^{3+} , Ca^{2+} en fosfaat gevormd zodat al het opgeloste fosfaat neerslaat (40). Hiervoor is het echter wel noodzakelijk dat er voldoende Fe^{2+} in het grondwater aanwezig is (43). Fosfaat en nitraat in het grondwater kunnen soms over een afstand van enkele meters in de ondergrond

worden gebonden of verwijderd (44). Nitraat kan ook voor oxidatie van Fe^{2+} zorgen en zodoende een fosfaatlimitatie veroorzaken (36). Andersom kan het zuurstofloos worden van het grondwater fosfaat vrijmaken (45). Fosfaat en nitraat in het grondwater kunnen soms over een afstand van enkele meters in de ondergrond worden gebonden of verwijderd.

Fluctuaties in het grondwaterpeil hadden in een bepaalde studie een positief effect op een sulfaatrijk ven (46). Het afdammen van een ven in de buurt van de Maas veroorzaakte een permanent hoog waterpeil. Dit leidde tot nitraatverwijdering, versterkte sulfaatreductie en ook fosfaatmobilisatie. Dit laatste zorgde voor massale algengroei en vergrassing van het ven (46).

Sulfaat in het oppervlaktewater kan worden gereduceerd tot sulfide in het sediment. Dit sulfide kan het ijzer wegvangen waardoor het fosfaat weer vrij kan komen (47). Het vrijkomende fosfaat kan de vegetatie in een kwelgebied veranderen (48).

Door overbemesting zijn er in Nederland fosfaatverzadigde landbouwbodems met vele honderden milligrammen fosfaat per kilogram bodem waaruit hoge concentraties van soms wel meer dan 1 mg fosfaat/liter in het bodemwater weglekken (49). Daarom zijn er maatregelen genomen om de fosfaatbelasting van de bodem door meststoffen te verminderen (50). Maar verdere reductie van de fosfaatbelasting is nodig om een goede ecologische status te bereiken (51).

4.8. Kalium

Kalium komt in het grondwater door verwerking van kaliumhoudende mineralen en door toediening van meststoffen. Kalium komt ook voor in zout grondwater. Hierdoor wordt de drinkwaternorm van kalium van 12 mg/liter zowel in het ondiepe als in het middeldiepe grondwater regelmatig overschreden in de kustgebieden van Nederland. Door bemesting is het kaliumgehalte in het ondiepe grondwater van de zandgebieden verhoogd (25). Kalium kan een beperkende factor zijn voor de groei van planten in veengebieden (52) maar stikstof- en fosforlimitatie komen veel vaker voor.

4.9. IJzer

IJzer is één van de meest voorkomende elementen in de aardkorst. Het is noodzakelijk voor de ademhaling van levende organismen en voor de fotosynthese in planten. Afhankelijk van de redoxpotentiaal in het grondwater komt ijzer voor als Fe^{2+} of als Fe^{3+} . Onder zuurstofloze omstandigheden komt soms opgelost Fe^{2+} voor. In aanwezigheid van zuurstof of een andere oxidator zoals nitraat komt ijzer voor als ijzer(III)oxides zoals het mineraal goethiet FeOOH . Het Fe^{3+} is slecht oplosbaar en daarom niet altijd beschikbaar voor de groei van planten en micro-organismen in de bodem. Sommige bacteriën scheiden speciale sideroforen uit die het beschikbare ijzer binden waardoor bijvoorbeeld de groei van een pathogene bodemschimmel wordt onderdrukt (53). Grassen hebben een vergelijkbaar systeem waarbij fyto-sideroforen worden uitgescheiden die het beschikbare Fe^{3+} binden. De meeste planten scheiden zuren uit en reducerende stoffen samen met chelatoren die het Fe^{3+} binden en reduceren tot Fe^{2+} dat dan opgenomen wordt (54).

Het opwellen van calcium- en Fe^{2+} rijk grondwater heeft in Limburg een belangrijke positieve invloed op de diversiteit van de vegetatie (55). Ook in heidevelden (43) en in zogenaamde wijst gronden (56) kan Fe^{2+} rijk grondwater een positieve factor zijn. Een overmaat aan opgelost ijzer kan echter ook schadelijk zijn voor planten (57).

Zoals boven al beschreven zorgt Fe^{3+} voor de binding van fosfaat en van zware metalen in de bodem. Wanneer dit Fe^{3+} wordt gereduceerd tot Fe^{2+} dan kunnen het fosfaat en de zware metalen vrijkomen (36). Het Fe^{2+} slaat met sulfide neer als pyriet FeS_2 en met carbonaat als sideriet FeCO_3 . In pyrietlagen worden zware metalen en arseen gebonden. Wanneer deze pyrietlagen worden blootgesteld aan nitraat

of zuurstof dan kan pyrietoxidatie plaatsvinden waardoor die zware metalen, arseen en zwavelzuur weer vrijkomen. Ook ferrihydriet (gehydrateerd FeO) speelt een belangrijke rol bij het binden van metalen en arseen onder zuurstofloze omstandigheden en het weer vrijkomen van deze stoffen in aanwezigheid van zuurstof (58). Veel van deze oxidatie- en reductiereacties in het grondwater worden gekatalyseerd door gespecialiseerde bacteriën (59).

Samenvattend kunnen wij stellen dat het zuurstofrijk worden van zuurstofloos grondwater maar ook het zuurstofloos worden van zuurstofrijk grondwater kan leiden tot verhoogde concentraties van zware metalen en arseen in het grondwater. Wij bevelen hier een conservatieve benadering aan omdat veranderingen negatieve consequenties hebben voor het ecosysteem. Zuurstofrijk grondwater moet zuurstofrijk blijven en zuurstofloos grondwater zuurstofloos. Het zuurstofrijk of zuurstofloos worden van het grondwater is sterk afhankelijk van het peilbeheer en de bemesting (5).

5. Effecten op andere organismen dan planten

Het bovenstaande laat zien dat de samenstelling van het grondwater een grote invloed kan hebben op de vegetatie in grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen. Ook de dieren en micro-organismen in deze ecosystemen kunnen worden blootgesteld aan het grondwater. In het veld worden deze effecten echter makkelijk over het hoofd gezien omdat het verdwijnen van specifieke soorten bodemdierpjes, bodemschimmels of bodembacteriën over het algemeen niet direct zichtbaar is. Er zijn enorme verschillen in de gevoeligheid van bepaalde stoffen bij planten, bodemdierpjes, bodemschimmels of bodembacteriën doordat deze groepen organismen een heel verschillend bouwplan hebben. Binnen een bepaalde taxonomische groep, bijvoorbeeld de dieren, zijn de verschillen in gevoeligheid veel kleiner. Een stof die giftig is voor een bepaalde diersoort, bijvoorbeeld rattengif, zal ook giftig zijn voor andere dieren en de mens. In het Nederlandse en Europese milieubeleid worden milieukwaliteitsnormen afgeleid voor stoffen in het grondwater. In de praktijk wordt over het algemeen de norm voor grondwater afgeleid uit de norm voor oppervlaktewater (60).

5.1. Arseen

Arseen kan van nature in hoge concentraties (boven de 1 mg/liter) in het grondwater voorkomen, terwijl de drinkwaternorm voor mensen slechts 10 µg/liter bedraagt (61). Het overschrijden van een drinkwaternorm geeft aan dat de concentratie van die stof giftig kan zijn voor mens en dier. Daarom is het overschrijden van een drinkwaternorm ook relevant voor ecosystemen. Natuurlijke gehalten aan arseen kunnen door menselijk ingrijpen onbedoeld nog veel verder oplopen. In Bangladesh en India wordt de gezondheid van miljoenen mensen bedreigd door arseen in het drinkwater (62). Ook in Nederland kan het arseen uit het grondwater in het oppervlaktewater terecht komen en vervolgens gebonden worden in het sediment. In overstromingsgebieden kan dan het vervuilde sediment uit de rivier op de bodem neerslaan en daar aanleiding geven tot verhoogde arseenconcentraties (63). De concentratie van arseen in het drinkwater kan worden verhoogd doordat organische stoffen het arseen reduceren (64). Wanneer ijzeroxides in de ondergrond worden gereduceerd dan kan ook het gesorbeerde arseen vrijkomen (65). Maar ook oxidatie van arseenpyrietverbindingen door bijvoorbeeld grondwaterpeilverlaging kan aanleiding geven tot hoge arseenconcentraties in het grondwater. Ook bicarbonaat en fosfaat beïnvloeden de concentratie van arseen in het grondwater (66). Bij de reductie van ijzer(hydro)oxides en van As(V) naar As(III) kan er veel arseen in het grondwater oplossen wanneer de fosfaat- en Fe^{2+} concentraties laag blijven door neerslagreacties (67). Hier speelt eigenlijk hetzelfde dat ook al in de paragraaf over ijzer beschreven is. Onze aanbeveling blijft dan ook hetzelfde: zuurstofrijk grondwater moet zuurstofrijk blijven en zuurstofloos grondwater, zuurstofloos. Wanneer door menselijk handelen zoals peilverlaging of bemesting de situatie verandert dan kunnen er plotseling hoge arseenconcentraties in het grondwater ontstaan. In de zeeklei en veengebieden in Nederland worden vaak hoge natuurlijke arseengehalten in het grondwater gevonden (25).

5.2. Metalen

Nikkel, cadmium en zink komen door verzuring en pyrietoxidatie in concentraties boven de streefwaarde voor in het ondiepe grondwater van Brabant (25). De hoge cadmium- en zinkgehalten in de overstromingsgebieden van de Dommel in de Kempen worden echter veroorzaakt door verontreinigd rivier sediment (68). Chroom komt hoofdzakelijk als het stabiele Cr(III) voor in

concentraties boven de streefwaarde van 2 µg/liter in het ondiepe en het middeldiepe grondwater op veel plaatsen in Nederland. Vermoedelijk is dit voorkomen van natuurlijke oorsprong (25). Lood en koper komen zeer zelden voor in normoverschrijdende concentraties in het grondwater (25). Metalen uit het grondwater kunnen zich in kwelsituaties langzaam ophopen in de bodem of in de waterbodem. Op deze manier kunnen gehalten in de bodem of de waterbodem ontstaan die toxisch zijn. Wanneer toxische gehalten ontstaan door natuurlijke processen dan hoeven deze gehalten niet als verontreiniging worden gekenschetst. Immers de Kaderrichtlijn Water definieert verontreinigingen als stoffen die door menselijke activiteiten worden ingebracht. Ook de Kaderrichtlijn Bodem stelt diversiteitsverlies van bodembiota als proces van bodemaantasting. Een geringe natuurlijke diversiteit door van nature voorkomende stoffen wordt ook daar niet als milieuprobleem gezien. Daarom hoeven natuurlijke ertsgebieden met zeer hoge metaalgehalten niet om milieuhygiënische redenen worden gesaneerd. Doordat de waterhuishouding in Nederland sterk gereguleerd is valt het verschil tussen natuurlijke en antropogene gehalten niet altijd duidelijk te maken.

5.3. Organische stoffen

In het grondwater en ook in het diepere grondwater gebruikt voor drinkwaterwinningen worden incidenteel bestrijdingsmiddelen (bentazon, metoxuron, monuron) en afbraakproducten van bestrijdingsmiddelen (aminomethylfosfonzuur, 2,6-dichloorbenzamide) gevonden (69). Het herbicide bentazon vertoont nauwelijks sorptie en degradatie in de ondergrond zodat het in de hogere Nederlandse zandgronden (wegzijgingsgebieden) tot 10 m diep in het grondwater kan infiltreren (70). De bestrijdingsmiddelen propoxur en bentazon overschrijden de norm van 0.1 µg/liter van de Kaderrichtlijn Water in sommige grondwaterlichamen (71). Het insecticide propoxur is verboden als gewasbeschermingsmiddel maar nog wel in gebruik als mierenpoeder (71). Door dit verbod en de natuurlijke afbraak van propoxur zullen de concentraties in het Nederlandse grondwater in de loop der jaren afnemen. Voor het herbicide bentazon zijn mogelijk nog wel extra maatregelen nodig om aan de Kaderrichtlijn Water te voldoen (72). Herbiciden en hun afbraakproducten worden ook in andere landen in het grondwater gevonden (73). Grondwater dat vervuild is door lekkende riolen, bevat vaak een verhoogde boriumconcentratie en kan ook farmaceutica bevatten (74). Onder vuilstorten worden vaak allerlei synthetische verbindingen gevonden maar de meeste van deze verbindingen worden uiteindelijk in een pluim van verontreinigd grondwater afgebroken (75). In de pluim van verontreinigd grondwater uit een vuilstort ontstaan vaak zuurstofloze en zure omstandigheden door de afbraak van organisch materiaal. Dit sterk vervuilde grondwater kan effecten hebben op een terrestrisch ecosysteem doordat de wortels van planten geen zuurstof meer kunnen krijgen. Wanneer de omstandigheden gunstig zijn kunnen de meeste organische verbindingen in het grondwater in de loop der jaren worden afgebroken (76). Zelfs relatief persistente verbindingen zoals vinylchloride (77) en methyl-tert-butylether (78) kunnen in het grondwater afgebroken worden (79). Wanneer relatief geringe concentraties aan organische verbindingen met het grondwater opwellen dan kunnen deze in de bodem worden gebonden en vervolgens in veel gevallen worden afgebroken. Op deze manier is het minder waarschijnlijk dat in de loop der jaren sterk verhoogde bodemgehalten aan organische stoffen kunnen optreden. Wij hebben geen rapporten of publicaties gevonden waarbij organische stoffen uit het grondwater een negatieve invloed hadden op terrestrische ecosystemen wanneer er geen directe vervuilingbron in de buurt was. Voor aquatische ecosystemen zijn er echter wel publicaties gevonden waarbij bijvoorbeeld bestrijdingsmiddelen uit het grondwater een risico vormden (71). De relatief lage concentraties van organische verontreinigingen in het grondwater vormen daarom eerder een probleem voor aquatische ecosystemen daarvoor terrestrische ecosystemen.

6. Drempelwaarden

6.1. Stofkeuze

De dochterrichtlijn grondwater stelt dat er drempelwaarden moeten worden afgeleid naast de hierin vastgelegde al bestaande normen voor nitraat en bestrijdingsmiddelen. In ieder geval moeten arseen, cadmium, lood, kwik, ammonium, chloride, sulfaat, trichlooretheen, tetrachlooretheen, geleidbaarheid, zuurstofgehalte en de pH-waarde overwogen worden (7). In een recent RIVM rapport wordt aanbevolen drempelwaarden te stellen voor stikstof, fosfaat, chloride, arseen en nikkel (80). Een recent (begin 2008) concept RIVM rapport van Verweij leidt drempelwaarden af voor boor, chloride, nikkel, arseen, cadmium, lood, stikstof en fosfaat.

6.2. Achtergrondconcentraties

De term grondwaterlichaam komt uit de Kaderrichtlijn Water. Maar de keuze over welke grondwaterlichamen het gaat in Nederland is niet eenvoudig (81). Het is zinvol om een onderscheid te maken tussen het bovenliggende zoete grondwater en het onderliggende zoute grondwater op een bepaalde locatie. Op deze manier kunnen er dus twee grondwaterlichamen op één locatie aanwezig zijn (81). Voor de effecten op de vegetatie speelt alleen het bovenliggende grondwater een rol. In het conceptrapport van Verweij worden in totaal 26 grondwaterlichamen onderscheiden in Nederland. Hierbij wordt ook onderscheid gemaakt tussen zoete en zoute grondwaterlichamen. De grondwaterrichtlijn stelt dat van nature hoge concentraties van stoffen niet onder de definitie van vervuiling vallen. Ook tijdelijke veranderingen in de stroomrichting en de chemische samenstelling die niet worden gezien als intrusie gelden niet als vervuiling.

Het begrip 'van nature' wordt door een aantal Duitse en Franse onderzoeksgroepen heel pragmatisch ingevuld. Deze groepen gebruiken de huidige grondwaterconcentraties in niet duidelijk verontreinigde grondwaterlichamen als achtergrondconcentraties, hoewel ze ook wel beseffen dat ook deze concentraties sterk beïnvloed worden door menselijke activiteiten (82). Deze benadering is ook in het conceptrapport van Verweij gebruikt omdat ook in Nederland de grondwaterlichamen sterk beïnvloed worden door menselijk handelen. Voor het bodembeleid is deze benadering ook gebruikt. Ook hier worden de huidige bodemgehalten in niet sterk verontreinigde gebieden gebruikt als achtergrondwaarde terwijl men wel degelijk beseft dat deze achtergrondwaarde de som is van de natuurlijke achtergrondwaarde en de door diffuse verontreinigingen in de loop der jaren toegevoegde concentratie (83). Voor een stof als zink bijvoorbeeld is de huidige achtergrondconcentratie in de Nederlandse bodem aanzienlijk hoger dan de gehalten twee eeuwen geleden waren (84). Ook de natuurgebieden werden eeuwenlang blootgesteld aan atmosferische depositie van zink.

6.3. Gemiddelde concentraties

Terwijl de grondwaterrichtlijn slechts spreekt van jaargemiddelde concentraties op één meetpunt, houdt het draaiboek monitoring (81) ook de mogelijkheid open om ruimtelijk gemiddelde concentraties te bepalen over alle meetpunten in een grondwaterlichaam. Dit Nederlandse Draaiboek monitoring geeft aanbevelingen voor de monitoring van het Nederlandse grondwater (81). Voor het bepalen van de

effecten van vervuild grondwater op terrestrische ecosystemen is de ruimtelijk gemiddelde concentratie van de vervuiling over een heel grondwaterlichaam geen goede maat. Uit het ecologisch onderzoek blijkt dat de effecten van de grondwaterkwaliteit op de vegetatie sterk ruimtelijk gedifferentieerd zijn (12). Een plant wordt voortdurend blootgesteld aan de lokale concentraties op de standplaats. De methode die in het Landelijk Meetnet Grondwater (25) wordt gebruikt om de verontreinigingen in kaart te brengen is ook geschikt voor de effecten van de grondwaterkwaliteit op de vegetatie. Het percentage oppervlakte onder de drempelwaarde geeft dan aan welk gedeelte van de vegetatie niet beïnvloed wordt door een slechte grondwaterkwaliteit.

6.4. De rol van sorptie, afbraak en verdunning

In het conceptrapport van Verweij wordt de mogelijkheid besproken om sorptie, afbraak en verdunning in het grondwater te verdisconteren in de drempelwaarde. Het conceptrapport gaat ervan uit dat tussen de meting op 10 m diepte in het grondwater meetnet en het opwellen van dat grondwater in het oppervlaktewater er in principe nog voldoende ruimte en tijd is voor sorptie, verdunning en afbraak. Op deze manier zou dus het zelfreinigend vermogen van een grondwaterlichaam invloed kunnen hebben op de drempelwaarden van verontreinigingen in dat grondwaterlichaam. In de praktijk wordt de invloed van het zelfreinigend vermogen nu nog niet meegenomen.

6.5. Afleidingsmethodiek

In het kader van het Nederlandse bodembeleid zijn al Nederlandse milieukwaliteitsnormen voor grondwater afgeleid voor een groot aantal stoffen (85). Voor milieuvreemde stoffen is de streefwaarde (SW) gelijk aan 1% van het Maximale Toelaatbare Risico niveau (MTR). Voor de van nature in het grondwater voorkomende stoffen kan een Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT) afgeleid worden. Zowel de MTR als de MTT van toxische stoffen worden op vergelijkbare wijze afgeleid uit aquatische toxiciteitsgegevens volgens de Europese technische richtlijnen voor de risico-evaluatie van stoffen (86). De uiteindelijke norm voor een specifiek grondwaterlichaam (MTR) is de achtergrondconcentratie (AC) plus de MTT.

$$\text{MTR} = \text{AC} + \text{MTT}$$

Voor de streefwaarde SW geldt:

$$\text{SW} = \text{AC} + 0,01 * \text{MTT}$$

Het ligt in de verwachting dat de drempelwaarden voor het grondwater gelijkgesteld zullen gaan worden aan de MTR. Voor milieuvreemde stoffen kan de drempelwaarde gelijkgesteld worden aan de streefwaarde (87, 88). Behalve dan voor bestrijdingsmiddelen waarbij de norm van 0,1 µg/liter uit de Kaderrichtlijn Water geldt. Deze norm kan flink hoger zijn dan de MTR van bestrijdingsmiddelen (5). In het concept rapport van Verweij over de drempelwaarden worden de MTT waarden voor boor, nikkel, arseen, cadmium en lood afgeleid uit aquatische toxiciteitsgegevens en humane kwaliteitsnormen. Ook de MTR voor chloride wordt uit aquatische toxiciteitsgegevens afgeleid. Voor de nutriënten stikstof en fosfaat worden de normen voor nutriënten in oppervlaktewater gebruikt voor het afleiden van drempelwaarden voor grondwater. Voor zover ons bekend zijn er voor de Nederlandse terrestrische ecosystemen geen nutriëntnormen vastgesteld waardoor er bij de afleiding van drempelwaarden geen rekening kan worden gehouden met terrestrische ecosystemen. Ook bij de

afleiding van drempelwaarden voor toxische stoffen wordt tot nu toe alleen rekening houden met aquatische ecosystemen. De Kaderrichtlijn Water vereist echter wel dat ook grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen beschermd worden tegen invloed van grondwatervervuiling.

6.6. De rol van terrestrische ecosystemen

In de ecotoxicologische risico benadering worden de risico's voor terrestrische ecosystemen in veel gevallen ook geschat uit aquatische toxiciteitsgegevens. Met behulp van de evenwichtspartitie methode worden dan de aquatische normen in microgram/liter omgerekend naar de terrestrische normen in milligram/kilogram (60). Als eerste benadering zou de afleiding van drempelwaarden voor grondwater, uit de milieukwaliteitsnormen voor aquatische ecosystemen mogelijk voor de korte termijn wel kunnen voldoen voor de Nederlandse situatie. In het conceptrapport van Verweij over de drempelwaarden is ervan uitgegaan dat alle oppervlaktewateren voor 100% grondwaterafhankelijk zijn als worstcase-scenario.

Dit uitgangspunt is ook goed bruikbaar voor de bescherming van grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen in kwelgebieden. Wanneer er echter in de toekomst berekeningen worden gemaakt voor oppervlaktewateren die slechts voor bijvoorbeeld 10% grondwaterafhankelijk zijn omdat 90% van het water bovenstrooms uit de rivier komt, dan zal er zeker apart rekening met de bescherming van grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen.

7. Conclusies

De grondwaterkwaliteit is erg belangrijk voor de vegetatie in veel Nederlandse natuurgebieden. Alleen in de wegzijgingsgebieden (ongeveer twee derde van Nederland) heeft de kwaliteit van het diepere grondwater geen direct effect op de vegetatie.

De kwaliteit van het grondwater in Nederland wordt sterk beïnvloed door antropogene factoren. Alleen in het heel diepe zoute grondwater is deze invloed nog niet aanwezig.

Voor de vegetatie zijn het vochtregime, de voedselrijkdom, de pH, de redoxpotentiaal en de vorm en de beschikbaarheid in het grondwater van de voor de groei van planten essentiële elementen stikstof, zwavel, fosfor, kalium en ijzer van groot belang.

Voor de kwaliteit van het grondwater is het belangrijk dat zuurstofrijk grondwater zuurstofrijk blijft en zuurstofloos grondwater, zuurstofloos. Peilverlaging of bemesting kan deze situatie veranderen waardoor metalen, arseen of fosfaat in het grondwater oplossen.

De aanwezigheid van arseen, nikkel, cadmium, zink en chroom in het grondwater zouden aanleiding kunnen geven tot het ophopen van deze elementen in de bodem. Dit gaat dan vaak via het oppervlaktewater en riviersediment naar de bodem.

De relatief lage concentraties van organische verontreinigingen in het grondwater vormen eerder een probleem voor aquatische ecosystemen dan voor terrestrische ecosystemen. Bij de afleiding van drempelwaarden kan op dit moment nog geen rekening gehouden worden met de gevoeligheid van grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen.

Dankwoord

De auteurs bedanken Dr. M. Rutgers, Drs. M.C. Zijp, Ir. M.H.P. de Roos en Dr. W.H.H. Verweij voor hun deskundig commentaar op eerdere versies van dit rapport.

Literatuur

1. Van Wijnen HJ, Lijzen JPA. Validation of the VOLASOIL model using measurements from Dutch contaminated sites - Concentrations of four chlorinated compounds Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM; 2006. RIVM rapport 711701041.
2. Otte PF, Lijzen JPA, Mennen MG, Spijker J. Richtlijn voor luchtmetingen voor de risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Bilthoven; 2007. RIVM rapport 711701048.
3. Swartjes FA, Dirven-van Breemen EM, Otte PF, Beelen Pv, Rikken MGJ, Tuinstra J, et al. Towards a protocol for the assessment of site-specific human health risks for consumption of vegetables from contaminated sites. Bilthoven; 2007. RIVM Report 711701040.
4. Lieste R, Witte JPM, De Nijs ACM, Aggenbach CJS, Pieters BJ, Runhaar J, et al. Beoordeling van de grondwatertoestand op basis van de Kaderrichtlijn Water. Bilthoven; 2007. RIVM rapport 607300003.
5. Van Beelen P. Ecologische risicobeoordeling van grondwater. Bilthoven; 2007. RIVM briefrapport 711701055.
6. EC. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official journal of the European communities. 2000;L 327:1-72.
7. EC. Richtlijn 2006/118/EG van het Europees parlement en de raad van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand: Europees parlement; 2006. 2006/118/EG.
8. EC. Richtlijn 92/43/EEG van de raad van 21 mei 1992 inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna.: Europees parlement; 2006. 92/43/EEG.
9. Aggenbach C. Knelpunten- en kansanalyse van Natura 2000 gebieden.: KIWA; 2006. Kiwa rapport 30.6462.050.
10. Wuijts S, van Rijswick HFMW. Drinkwateraspecten en de Kaderrichtlijn Water, bescherming van drinkwater uit oppervlaktewater. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM ; Universiteit Utrecht, Departement Rechtsgeleerdheid, Disciplinegroep Staats- en Bestuursrecht, Centrum voor Omgevingsrecht en -beleid/NILOS; 2007. RIVM rapport 734301028.
11. Van der Meijden R, Ode B, Groen KCLG, Witte FJPM, Bal D. Endangered and vulnerable vascular plants in the Netherlands basic report with proposal for the Red List. Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst. 2000;26(4):85-208.
12. Wassen MJ, Barendregt A, Bootsma MC, Schot PP. Groundwater chemistry and vegetation of gradients from rich fen to poor fen in the Naardermeer (the Netherlands). *Vegetatio*. 1988;79(3):117-32.
13. Peeters L, Batelaan O, Dassargues A. Identification and quantification of sources of major solutes in a sandy, phreatic aquifer in Central Belgium through ionic ratios and geochemical mass-balance modelling. In: Ribeiro L, Chambel A, Condesso de Melo MT, editors. XXXV Congress of the international Association of hydrogeologists, Groundwater and ecosystems; 2007; Lisbon; 2007.
14. Christensen TH, Kjeldsen P, Bjerg PL, Jensen DL, Jensen C, Jensen JB, et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*. 2001;16(7-8):659-718.
15. Meinardi CR. Verblijftijd in de bodem en grondwateraanvulling van water uit het Landelijk (LMG) en de Provinciale Meetnetten Grondwaterkwaliteit (PMG). Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM; 2003. RIVM rapport 714801027.
16. Zoeteman BCJ. *Waterkwaliteit*. H2O. 1986;19:284.
17. Stuurman R, Oude Essink G. Monitoring zoutwaterintrusie naar aanleiding van de Kaderrichtlijn Water. *Verzilting door zoutwaterintrusie en chloridevervuiling*.: TNO Bouw en Ondergrond; 2006. 2006-U-R0080/A.
18. van den Brink C, Frapporti G, Griffioen J, Zaadnoordijk WJ. Statistical analysis of anthropogenic versus geochemical-controlled differences in groundwater composition in The Netherlands. *Journal of Hydrology*. 2007;336(3-4):470-80.

19. Otte JG, Lijzen JPA, Versluijs CW. Verkenning grondwaterkwaliteit in het stedelijk gebied (voor de Kaderrichtlijn Water); 2004. RIVM, LER notitie 03/04.
20. Van Wee TH, Altenburg W, Osinga T. Restoration original meanders and groundwater dependent ecosystems in the brook valley of the Koningsdiep, the Netherlands. XXXV conference of the International Association of Hydrogeologists Groundwater and ecosystems 2007; Lisbon; 2007. p. 148.
21. Jalink MH, Grijpstra J, Zuidhoff AC. Hydro-ecologische systeemtypen met natte schraallanden in Pleistoceen Nederland: Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit 2003. Rapport EC-LNV nr. 2003/225 O
22. Smolders AJP, Lamers LPM, Lucassen ECHET, Van Der Velde G, Roelofs JGM. Internal eutrophication: How it works and what to do about it - A review. *Chemistry and Ecology*. 2006;22(2):93-111.
23. Meinardi CR. Stromen van water en stoffen door de bodem en naar de sloten in de Vlietpolder. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM; 2005. RIVM rapport 500003004.
24. Grootjans AP, van Diggelen R, Wassen MJ, Wiersinga WA. The effects of drainage on groundwater quality and plant species distribution in stream valley meadows. *Vegetatio*. 1988;75(1-2):37-48.
25. Reijnders HFR, Van Drecht G, Prins HF, Bronswijk JJB, Boumans LJM. De kwaliteit van ondiep en middeldiep grondwater in Nederland in het jaar 2000 en verandering daarvan in de periode 1984-2000. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM; 2004. RIVM rapport 714801030.
26. Leininger S, Urich T, Schloter M, Schwark L, Qi J, Nicol GW, et al. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. *Nature*. 2006;442(7104):806-9.
27. Verhagen FT, Krikken A. KRW Verkenning Maatregelen grondwater 2006 Deel 1: Overzicht generieke maatregelen: Haskoning Nederland BV; 2006.
28. De Ruijter FJ, Boumans LJM, Smit AL, Van Den Berg M. Nitrate in upper groundwater on farms under tillage as affected by fertilizer use, soil type and groundwater table. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2007;77(2):155-67.
29. Fraters D, Boumans LJ, van Leeuwen TC, de Hoop WD. Results of 10 years of monitoring nitrogen in the sandy regions in The Netherlands. *Water Sci Technol*. 2005;51(3-4):239-47.
30. Smith RL, Duff J. Denitrification in a sand and gravel aquifer. *Appl Environ Microbiol* 54,1071-1078 PU. 1988.
31. Hijnen WAM, Koning D, Kruithof JC, van der Kooij D. The effect of bacteriological nitrate removal on the concentration of bacterial biomass and easily assimilable organic carbon compounds in ground water. *Wat Supply*. 1988;6:265-73.
32. Verhagen FT, Krikken A. KRW Verkenning Maatregelen grondwater 2006 Deel 2: Overzicht generieke maatregelen: Haskoning Nederland BV; 2006.
33. Uffink GJM. Determination of denitrification parameters in deep groundwater. A pilot study for several pumping stations in the Netherlands. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM; 2003. RIVM Report 703717011.
34. Brand E. Afleiding van milieurisicogrenzen voor sulfaat in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem. Bilthoven; 2007. LER briefrapport 711701069.
35. Gottfreund E, Gottfreund J, Gerber I, Schmitt G, Schweisfurth R. Occurrence and activities of bacteria in the unsaturated and saturated underground in relation to the removal of iron and manganese. *Wat Supply*, Vol. 1985;3:109-15.
36. Lucassen ECHET, Smolders AJP, Van Der Salm AL, Roelofs JGM. High groundwater nitrate concentrations inhibit eutrophication of sulphate-rich freshwater wetlands. *Biogeochemistry*. 2004;67(2):249-67.
37. Morse JW, Millero FJ, Cornwell JC, Rickard D. The chemistry of the hydrogen sulfide and iron sulfide systems in natural waters. *Earth-Sci Reviews*. 1987;24:1-42.
38. Labrenz M, Druschel GK, Thomsen Ebert T, Gilbert B, Welch SA, Kemner KM, et al. Formation of sphalerite (ZnS) deposits in natural biofilms of sulfate-reducing bacteria. *Science*. 2000;290(5497):1744-7.

39. Traina SJ, Laperche V. Contaminant bioavailability in soils, sediments, and aquatic environments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 1999;96(7):3365-71.
40. Griffioen J. Extent of immobilisation of phosphate during aeration of nutrient-rich, anoxic groundwater. *Journal of Hydrology*. 2006;320(3-4):359-69.
41. Walravens K, Coetsiers M, Martens K, Van Camp M. Natural background hydrogeochemistry in the nature reserve of Zoersel Forest (Flanders, Belgium) - Testing of the BRIDGE methodology for determination of threshold values. In: Ribeiro L, Chambel A, Condesso de Melo MT, editors. XXXV Congress of the international Association of hydrogeologists, Groundwater and ecosystems; 2007; Lisbon; 2007.
42. VROM. Stoffen en Normen. Alphen aan den Rijn: VROM Directoraat-Generaal milieubeheer. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer; 1999.
43. Jansen AJM, De Graaf MCC, Roelofs JGM. The restoration of species-rich heathland communities in the Netherlands. *Vegetatio*. 1996;126(1):73-88.
44. Pieterse NM, Venterink HO, Schot PP, Verkroost AWM. Is nutrient contamination of groundwater causing eutrophication of groundwater-fed meadows? *Landscape Ecology*. 2005;20(6):743-53.
45. Lucassen ECHET, Smolders AJP, Van De Crommenacker J, Roelofs JGM. Effects of stagnating sulphate-rich groundwater on the mobility of phosphate in freshwater wetlands: A field experiment. *Archiv fur Hydrobiologie*. 2004;160(1):117-31.
46. Lucassen ECHET, Smolders AJP, Lamers LPM, Roelofs JGM. Water table fluctuations and groundwater supply are important in preventing phosphate-eutrophication in sulphate-rich fens: Consequences for wetland restoration. *Plant and Soil*. 2005;269(1-2):109-15.
47. Van Der Welle MEW, Smolders AJP, Op Den Camp HJM, Roelofs JGM, Lamers LPM. Biogeochemical interactions between iron and sulphate in freshwater wetlands and their implications for interspecific competition between aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*. 2007;52(3):434-47.
48. Van Belle J, Barendregt A, Schot PP, Wassen MJ. The effects of groundwater discharge, mowing and eutrophication on fen vegetation evaluated over half a century. *Applied Vegetation Science*. 2006;9(2):195-204.
49. TCB. Advies fosfaatverzadiging in landbouwbodems; 2007. BWL/2007017496.
50. Willems WJ, Fraters B, Meinardi CR, Reijnders HFR, Beek Cv. Nutrienten in bodem en grondwater: Kwaliteitsdoelstellingen en kwaliteit 1984-2000. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM ; KIWA; 2002. RIVM rapport 718201004.
51. Ligtvoet W, Beugelink GP. Welke ruimte biedt de Kaderrichtlijn Water? - Een quick scan. Bilthoven: Milieu- en Natuurplanbureau MNP; 2006. MNP rapport 500072001.
52. Hoosbeek MR, Van Breemen N, Vasander H, Buttler A, Berendse F. Potassium limits potential growth of bog vegetation under elevated atmospheric CO₂ and N deposition. *Global Change Biology*. 2002;8(11):1130-8.
53. Davison J. Plant beneficial bacteria. *Bio/technol*. 1988;6:282-6.
54. Marschner H, Römheld V. Strategies of plants for acquisition of iron. *Plant and Soil*. 1994;165(2):261-74.
55. Lucassen ECHET, Smolders AJP, Boedeltje G, Van Den Munckhof PJJ, Roelofs JGM. Groundwater input affecting plant distribution by controlling ammonium and iron availability. *Journal of Vegetation Science*. 2006;17(4):425-34.
56. Bonte M, Geris J, Post V, Bense V, Van Dijk H. Mapping groundwater - surface water interactions and associated geological faults using temperature profiling. XXXV conference of the International Association of Hydrogeologists Groundwater and ecosystems 2007; Lisbon; 2007. p. 161.
57. Lucassen ECHET, Smolders AJP, Roelofs JGM. Increased groundwater levels cause iron toxicity in *Glyceria fluitans* (L.). *Aquatic Botany*. 2000;66(4):321-7.
58. Appelo CAJ, Van Der Weiden MJJ, Tournassat C, Charlet L. Surface complexation of ferrous iron and carbonate on ferrihydrite and the mobilization of arsenic. *Environmental Science and Technology*. 2002;36(14):3096-103.
59. Bennett PC, Rogers JR, Hiebert FK. Microbial control of mineral-groundwater equilibria: Macroscale to microscale. *Hydrogeology Journal*. 2000;8(1):47-62.

60. van Beelen P, Verbruggen EM, Peijnenburg WJ. The evaluation of the equilibrium partitioning method using sensitivity distributions of species in water and soil. *Chemosphere*. 2003;52(7):1153-62.
61. Nordstrom DK. Worldwide occurrences of arsenic in ground water. *Science*. 2002;296(5576).
62. Dixit S, Hering JG. Comparison of arsenic(V) and arsenic(III) sorption onto iron oxide minerals: Implications for arsenic mobility. *Environmental Science and Technology*. 2003;37(18):4182-9.
63. Mesman M, Spijker J, Schouten AJ, Rutgers M. Ecologische risicobeoordeling depotterrein gemeente Epe. Bilthoven; 2007. RIVM rapport 607035001.
64. Harvey CF, Swartz CH, Badruzzaman ABM, Keon-Blute N, Yu W, Ali MA, et al. Arsenic mobility and groundwater extraction in Bangladesh. *Science*. 2002;298(5598):1602-6.
65. McArthur JM, Ravenscroft P, Safiulla S, Thirlwall MF. Arsenic in groundwater: Testing pollution mechanisms for sedimentary aquifers in Bangladesh. *Water Resources Research*. 2001;37(1):109-17.
66. Stachowicz M, Hiemstra T, Van Riemsdijk WH. Arsenic-bicarbonate interaction on goethite particles. *Environmental Science and Technology*. 2007;41(16):5620-5.
67. Stachowicz M. Solubility of arsenic in multicomponent systems. From the microscopic to the macroscopic scale.: Wageningen; 2007.
68. Rietra RPJJ, Römken PFAM. Cadmium en zink in bodem en gras in natuurterreinen in de Kempen. ; 2007. Alterra- rapport 1497.
69. Versteegh JFM, Dik HHJ. De kwaliteit van het drinkwater in Nederland, in 2005. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM; 2006. RIVM rapport 703719014.
70. Tiktak A, Van Der Linden T, Uffink G. Pesticide transport in groundwater at the national scale: Coupling an unsaturated zone model with a groundwater flow model. IAHS-AISH Publication; 2005; 2005. p. 441-8.
71. Van der Linden AMA, Van Beelen P, Van den Berg GA, De Boer M, Van der Gaag DJ, Groenwold JG, et al. Evaluatie duurzame gewasbescherming 2006: milieu. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM ; Alterra; CBS ; CLM ; CML ; Kiwa ; PD ; PPO ; PRI ; RIZA; 2006. RIVM rapport 607016001.
72. Zijp MC, Durand AM, van der Linden AMA, van Wijnen HJ, van Rijswijk HFMW. Methodiek voor toepassing fasering en doelverlaging op grondwater. Bilthoven; 2007. RIVM rapport 607300002.
73. Kolpin DW, Thurman EM, Linhart SM. Finding minimal herbicide concentrations in ground water? Try looking for their degradates. *Science of the Total Environment*. 2000;248(2-3):115-22.
74. Sacher F, Lange FT, Brauch HJ, Blankenhorn I. Pharmaceuticals in groundwaters: Analytical methods and results of a monitoring program in Baden-Württemberg, Germany. *Journal of Chromatography A*. 2001;938(1-2):199-210.
75. Kjeldsen P, Barlaz MA, Rooker AP, Baun A, Ledin A, Christensen TH. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2002;32(4):297-336.
76. Van Beelen P. Degradation of organic pollutants in ground-water. *Stygologia*. 1990;5(4):199-212.
77. He J, Ritalahti KM, Yang KU, Koenigsberg SS, Löffler FE. Detoxification of vinyl chloride to ethene coupled to growth of an anaerobic bacterium. *Nature*. 2003;424(6944):62-5.
78. Swartjes FA, Baars AJ, Fleuren R, Otte PF. Risicogrenzen voor MTBE (Methyl tertiair-Butyl Ether) in bodem, sediment, grondwater, oppervlaktewater en voor drinkwaterbereiding. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM; 2004. RIVM rapport 711701039.
79. Zwank L, Berg M, Elsner M, Schmidt TC, Schwarzenbach RP, Haderlein SB. New evaluation scheme for two-dimensional isotope analysis to decipher biodegradation processes: Application to groundwater contamination by MTBE. *Environmental Science and Technology*. 2005;39(4):1018-29.
80. Verweij W, Reijnders HFR. Drempelwaarden in de grondwater: voor welke stoffen? Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM; 2006. RIVM rapport 607300001.
81. Verhagen FT, Krikken A, Broers HP. Draaiboek monitoring grondwater Voor de kaderrichtlijn Water: Haskoning Nederland BV; 2006.

82. Kunkel R, Berthold G, Blum A, Fritsche JG, Wolter R, Wendland F. Chemical status, natural background levels and threshold values for groundwater bodies in the Upper Rhine valley (France, Switzerland and Germany). In: Ribeiro L, Chambel A, Condesso de Melo MT, editors. XXXV Congress of the international Association of hydrogeologists, Groundwater and ecosystems; 2007; Lisbon; 2007.
83. Spijker J, van Vlaardingen PLA. Implicaties van voorgestelde bodemnormwaarden uit 'Achtergrondwaarden 2000' in relatie tot risico's. Bilthoven; 2007. RIVM rapport 711701052.
84. Gezondheidsraad. Zink. Rijswijk: Gezondheidsraad. Commissie Risico-evaluatie van stoffen; 1997. publicatie nr. 1997/34.
85. Lijzen JPA, Baars AJ, Otte PF, Rikken M, Swartjes FA, Verbruggen EMJ, et al. Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. Bilthoven, the Netherlands: Nat. Inst. Public Health Environ.; 2001. RIVM Report 711701023.
86. EC. Part 3. Technical Guidance Document on Risk Assessment (TGD) in support of Commission Directive 93/67/EEC, Commission Regulation (EC) No 1488/94 and Directive 98/8/EC. Ispra, Italy: European Chemicals Bureau; 2003.
87. Boivin ME, Verbruggen EMJ, Verweij W, Reijnders HFR. Method for setting the level of threshold values; 2007. RIVM SEC letter 607300.
88. Passier HF. Groundwater threshold values in the Netherlands: choices & consequences. In: Ribeiro L, Chambel A, Condesso de Melo MT, editors. XXXV Congress of the international Association of hydrogeologists, Groundwater and ecosystems; 2007; Lisbon; 2007.

Bijlage: De verschillen in de grondwaterflux in natte en droge jaren

De kwelflux bedraagt maximaal 15 mm/dag ofwel ongeveer 5,5 m/jaar. Figuur 1 is ontleend aan de resultaten van kwelberekeningen van de Waterdienst van Rijkswaterstaat (voorheen het RIZA) (<http://www.rijkswaterstaat.nl/rws/riza/home/mona/> december 2007). Deze kwelberekeningen beslaan heel Nederland met uitzondering van de Waddeneilanden en het zuidelijk deel van Zuid-Limburg. Zij zijn een tussenprodukt van de droogtestudie (www.droogtestudie.nl december 2007) uitgevoerd voor de jaren 1970 tot en met 2000. De MONA-website vermeldt dat het modelinstrumentarium MOZART-MONA-NAGROM een landelijk instrumentarium is. De resultaten voor de kwelflux, kunnen dan ook alleen op landelijke schaal en vaak ook nog wel op regionale schaal worden toegepast. Met de resultaten kunnen en mogen echter geen uitspraken op lokale schaal worden gedaan. Het modelinstrumentarium is niet gekalibreerd voor het topsysteem, en dus is de flux een niet-gekalibreerde uitvoervariabele. Wel geldt dat het model NAGROM bij de bouw van het model gekalibreerd is op stijghoogtemetingen. Het bestand is een gridbestand van kwel/wegzijging, met een celgrootte van 500 meter. De kwel is gegeven in mm/dag : positief is kwel, negatief is wegzijging. Grote waarden (die veelal onrealistisch zullen zijn) zijn er uitgefilterd. De kwel/wegzijging betreft de uitwisseling tussen het eerste regionale watervoerende pakket in NAGROM (www.nagrom.nl december 2007) en het bovenliggend hydrologische topsysteem. Dit topsysteem bestaat ongeveer uit de bovenste 5 à 15 m, en omvat de waterlopen en (meestal) de grondwaterstand. Figuur 2a is gebaseerd op gemiddelde waarden. De kwel is een jaarlijkse flux, berekend uit de neerslag minus de verdamping van het betreffende jaar. Deze berekende kwel is niet gelijk aan de kwel naar het maaiveld, een deel zal namelijk worden afgevangen door de waterlopen. Een ander deel kan mogelijk de wortelzone van de planten bereiken en heeft op die manier een belangrijke invloed op de vegetatie. Dit geldt voor zo'n 11.000 km² van de ongeveer 33.000 km² die het Nederlandse landoppervlak beslaat. Onder invloed van natte of droge jaren kan kwel omslaan naar wegzijging en vice versa. Dit heeft effect op de verplaatsingsrichting van bodemverontreiniging en op allerlei chemische en biologische processen in de bodem



Figuur 2b Groen is de toename in kwelgebieden in een 10% nat jaar. Grijs is onveranderd. Oranje is de toename in wegzijgsgebieden tegen de trend in tijdens een 10% nat jaar.



Figuur 2c Oranje is de toename in wegzijgingsgebieden in een 10% droog jaar. Grijs is onveranderd. Groen is de toename in kwelgebieden tegen de trend in in een 10% droog jaar.

Om een idee te krijgen van deze invloed is in figuur 2b, het verschil van het gemiddelde met een ‘10% nat jaar’ weergegeven en in figuur 2c, met een ‘10% droog jaar’. Dit zijn meteorologische termen die het natste en het droogste jaar in een decennium aanduiden. In het geval van een ‘10% nat jaar’ veranderde in ca. 900 km² de wegzijging in kwel. In dat natte jaar veranderde toch tegen de trend, in ca. 300 km² gebied, de kwel in wegzijging. Dit kan veroorzaakt worden door lokale verschillen in de neerslag in dat jaar. En ingeval van een ‘10% droog’ jaar veranderde in ca. 1280 km² gebied de kwel in wegzijging en in ca. 400 km² de wegzijging in kwel. Met andere woorden, veranderingen van ca 10% respectievelijk 15%, van het kweloppervlak. Hieruit volgt dat het oppervlak van de kwel- en wegzijgingsgebieden ook in natte en droge jaren niet veel verandert.

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl