

## Ecologische risicobeoordeling van grondwater.

Patrick van Beelen

RIVM, Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling, Antonie van

Leeuwenhoeklaan 9, 3721 MA Bilthoven

telefoon 030 2743133

e-mail [P.van.Beelen@RIVM.NL](mailto:P.van.Beelen@RIVM.NL)

<i>Datum:</i>	<i>26 maart 2007</i>
Projectnummer:	M/711701/16/CD
Programma:	Beleidsondersteuning Milieu
Projectnaam:	Risico's in relatie tot bodemkwaliteit
Deelprojectnaam:	Onderbouwing en implementatie ecologische risicobeoordeling (boeggolf 2006)
Opdrachtgever:	VROM-DGM-BWL
Contactpersoon:	H. Walthaus
Projectleider:	J. Lijzen
Deelprojectleider:	M. Mesman
Reviewer 1:	W. Peijnenburg
Reviewer 2:	W. Verweij
<b>Auteur:</b>	P. van Beelen

## **Samenvatting.**

Dit briefrapport begint met een overzicht van de huidige regelgeving op het gebied van grondwater. Bodemverontreiniging en het Nederlandse water management kunnen aanleiding geven tot vervuiling van het grondwater. De Nederlandse grondwatersystemen zijn onderling nogal verschillend. In de diepere lagen en in de buurt van de zee bevindt zich vaak zout grondwater. De veengebieden bevatten zuur en zuurstofloos grondwater. Het zelfreinigend vermogen van het grondwaterecosysteem kan aangetast worden door verzuring en het zuurstofloos worden van het grondwater. In zandgronden kan zuurstofrijk grondwater voorkomen met specifieke aangepaste grondwaterdiertjes. Grondwaterecosystemen zijn over het algemeen voedselarm. Deze ecosystemen zijn mogelijk net zo gevoelig als de meer kwetsbare voedselarme aquatische ecosystemen, maar grondwaterecosystemen herstellen zich slechts zeer langzaam van verstoringen. De huidige Europese en Nederlandse eisen voor de grondwaterkwaliteit zijn niet voldoende om effecten op terrestrische en aquatische ecosystemen en op grondwaterecosystemen te voorkomen. De Dochterraichtlijn Grondwater stelt dat onderzoek naar de kwetsbaarheid van het grondwaterecosysteem noodzakelijk is. Nader onderzoek naar het voorkomen van grondwaterdieren en hun gevoeligheid voor verontreinigingen lijkt ons dan ook gewenst. In Europees verband wordt al onderzoek naar grondwater ecologie gedaan in het lijkt ons dan ook wenselijk om hierbij aan te sluiten teneinde ook de Nederlandse situatie in kaart te brengen.

## Inhoudsopgave.

Ecologische risicobeoordeling van grondwater.....	1	
Samenvatting.....	2	
Inhoudsopgave.....	3	
1        Inleiding.....	5	
2        De huidige regelgeving op het gebied van grondwater.....	7	
2.1    De historische ontwikkeling.....	7	
2.2    De inhoud van de Dochterraichtlijn Grondwater.....	8	
2.3    De voorbereidingen voor een Nederlandse invulling van de Dochterraichtlijn Grondwater.....	11	
3        De oorzaken van grondwaterverontreiniging.....	13	
3.1    Het belang van het Nederlandse water management voor de kwaliteit van het Nederlandse grondwater.....	13	
3.2    De invloed van bodemverontreiniging op Nederlandse grondwater systemen.	13	
4        Het grondwatersysteem in Nederland.....	17	
4.1    De hydrologie en de chemie van de Nederlandse grondwater systemen.....	17	
4.2    De invloed van het zoutgehalte en de zuurgraad op de grondwaterkwaliteit. ..	17	
4.3    De voedselarme omstandigheden in het Nederlandse grondwater.....	19	
4.4    De invloed van moleculaire zuurstof en organisch materiaal op de redoxpotentiaal in het grondwater.....	21	
4.5    De invloed van de redoxpotentiaal en andere milieufactoren op het zelfreinigend vermogen van het grondwater.....	22	
5        Ecologische effecten van vervuiling in het grondwater.....	25	
5.1    Het voorkomen van stygofauna.....	25	
5.2    Zijn grondwaterecosystemen gevoeliger voor verontreinigingen dan oppervlaktewater ecosystemen?.....	26	
5.3    Hoe snel herstellen verontreinigde grondwaterecosystemen ? .....	27	
6        De nadelige effecten van vervuild grondwater.....	28	
6.1    De invloed van de grondwaterkwaliteit en kwantiteit op bodemecosystemen en aquatische ecosystemen.....	28	

6.2	Het zure en anaerobe grondwater in veengebieden. ....	29
6.3	De grote invloed van de grondwaterkwaliteit en kwantiteit op de drinkwaterwinning. ....	29
7	Zijn de huidige Europese en Nederlandse eisen voor de grondwaterkwaliteit voldoende om effecten op terrestrische en aquatische ecosystemen en op het grondwaterecosysteem te voorkomen? .....	31
7.1	De Europese milieukwaliteitseisen. ....	31
7.2	De Nederlandse milieukwaliteitseisen. ....	34
8	Conclusies: .....	37
9	Aanbeveling voor verder onderzoek: .....	37
10	Dankwoord.....	38
11	Referenties. ....	39

## 1 Inleiding.

De afgelopen jaren is er bij het RIVM onderzoek uitgebreid ingegaan op de ecologische risicobeoordeling van verontreinigde bodems. Afhankelijk van het kader, kan de bodem als de bovenste niet met water verzadigde laag onder het oppervlak worden gezien of als het geheel van bodem en de met water verzadigde ondergrond. In het licht van de Kaderrichtlijn Water en de nieuwe Dochterrichtlijn Grondwater rijst de vraag hoe tegen de ecologische en ecotoxicologische effecten aangekeken moet worden van lichte en ernstige verontreiniging van de bodem en het grondwater. De grondwaterkwaliteit is voor een groot deel afhankelijk van de kwaliteit van de bovenliggende bodem. Op deze manier heeft het bodembeleid ook invloed op de grondwaterkwaliteit. De nieuwe Europese regelgeving geeft nieuwe kansen en nieuwe uitdagingen voor het Nederlandse grondwaterbeschermingsbeleid. In het kader van het LER project M/711701/16/CD "Onderbouwing en implementatie ecologische risicobeoordeling" een verkenning van de ecologische risicobeoordeling van grondwaterverontreiniging uitgevoerd. Hierbij is niet alleen gekeken naar de ecologische risico's van vervuild grondwater voor aquatische en terrestrische ecosystemen maar ook naar het grondwaterecosysteem zelf. Grondwaterdiertjes en het zelfreinigend vermogen van grondwater vormen belangrijke elementen in het grondwaterecosysteem.

Deze verkenning moet inzicht opleveren in de huidige regelgeving (Kaderrichtlijn Water, Dochterrichtlijn Grondwater, Bodembeleid), wenselijkheid, te onderscheiden stappen en een eerste aanzet geven voor een dergelijke risicobeoordeling. De verkenning moet ook mogelijke nieuwe onderzoekslijnen aangeven. Daarbij komen vele vragen naar boven:

- Verdient ook het grondwaterecosysteem zelf bescherming volgens de Kaderrichtlijn Water en de Dochterrichtlijn Grondwater? Vraagt het grondwater volgens de Grondwaterrichtlijn in de Kaderrichtlijn Water een strengere bescherming dan het oppervlaktewater?
- Zijn grondwaterecosystemen gevoeliger voor verontreinigingen dan aquatische ecosystemen?

- Welke eindpunten kunnen gebruikt worden voor de ecologische risicobeoordeling van verontreinigd grondwater?
- Moet het grondwaterecosysteem beschermd worden tegen verzuring, verzilting, voedselrijke omstandigheden, grote veranderingen in de redoxpotentiaal en andere verstoringen?
- Moeten de grondwaterkwaliteitsnormen en de drempelwaarden van stoffen in het grondwater gelijk worden gesteld aan de streefwaarde in het grondwater en in het oppervlaktewater?
- Zijn de huidige Europese en Nederlandse eisen voor de grondwaterkwaliteit voldoende om effecten op terrestrische en aquatische ecosystemen en op het grondwaterecosysteem te voorkomen?

Dit briefrapport is opgesteld als discussiestuk in het kader van het LER project "Onderbouwing en implementatie ecologische risicobeoordeling" en in het kader van de RIVM brede Kaderrichtlijn Water lezingen.

## **2 De huidige regelgeving op het gebied van grondwater.**

### ***2.1 De historische ontwikkeling.***

In de eerste helft van de vorige eeuw kon iedere grondeigenaar in principe grondwater winnen mits hij geen schade toebrengt aan de eigendommen van een ander. Er was een hinderwetvergunning vereist voor het gebruik van elektromotoren voor de aandrijving van pompen boven een bepaald vermogen. In 1954 kwam de Grondwaterwet Waterleidingbedrijven tot stand met regels voor de winning van grondwater ten behoeve van drinkwater. Met de inwerkingtreding van de Grondwaterwet in 1985 werd de provincie verantwoordelijk voor de vergunningverlening van alle onttrekkingen van grondwater. Daarnaast werd ook het infiltreren van water geregeld. In 1989 kwam de Wet op de Waterhuishouding tot stand, waarin opgenomen de Grondwaterwet, de Wet Bodembescherming, de Wet Milieubeheer, de Meststoffenwet, het Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen en de Waterleidingwet. Het gaat hierbij om de consequenties van verontreiniging en van het gebruik van grondwater (Dufour, 1998). Voor het diepere grondwater speelt ook de Mijnbouwwet van 2002 een rol. Deze wet is bedoeld om de delfstoffen winning op een diepte groter dan 100 m mogelijk te maken (Beatrix, 2002). Het in 2006 gesloten Nationaal Bestuursakkoord Water tussen het Rijk, de provincies, de waterschappen en de gemeenten bevat afspraken over het omgaan met wateroverlast, verdroging en problemen met de kwaliteit van het water en de waterbodems. Dit mede in verband met klimaatverandering, zeespiegelstijging, bodemdaling en de toename van verhard oppervlak (NBW, 2006).

De Europese regelgeving op het gebied van grondwaterbescherming begon in 1980 met de Grondwaterrichtlijn 80/68/EEC betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging veroorzaakt door de lozing van bepaalde gevaarlijke stoffen (EC, 1980). Een aantal toxische, persistente en bioaccumulerende groepen van stoffen mochten niet meer in het grondwater geïntroduceerd worden terwijl de lozing van een aantal minder gevaarlijke groepen van stoffen beperkt werd. Naast deze Grondwaterrichtlijn worden er ook eisen gesteld aan de grondwaterkwaliteit in andere richtlijnen zoals de

Nitraatrichtlijn 91/676/EEC, de Bestrijdingsmiddelenrichtlijn 91/414/EEC en de Biocidenrichtlijn 98/9/EC.

De in 2000 geaccepteerde Kaderrichtlijn Water (EC, 2000) geeft een algemeen kader voor de bescherming van oppervlaktewater, kustwater en grondwater. Volgens de Kaderrichtlijn Water kan bovenstaande Grondwaterrichtlijn uit 1980 in 2013 vervangen worden door een Dochterrichtlijn Grondwater van de Kaderrichtlijn Water. De regeling verplicht de deelstaten tot een vermindering van de vervuiling van het grondwater en tot het voorkomen van nieuwe vervuiling. In 2003 is dan ook een voorstel (COM(2003)550 def.) voor een Grondwaterrichtlijn aangenomen door de Europese Commissie (EC, 2003). Naar aanleiding van het advies van het Europees Parlement heeft de Commissie in 2005 een gewijzigd voorstel (COM(2005)282 def.) aangenomen en gepubliceerd (EC, 2005). Hierop zijn 47 amendementen ingediend (CMVV, 2006) waarvan de Commissie er een aantal geheel of gedeeltelijk heeft aanvaard in augustus 2006 (EC, 2006a). De geschiedenis van de Dochterrichtlijn Grondwater en de status van het meest recente document zijn te vinden op: <http://eur-lex.europa.eu>. Op 12 december 2006 heeft het Europees Parlement een nieuwe Dochterrichtlijn Grondwater aangenomen (EC, 2006b). Deze richtlijn vervangt in 2013 de oude richtlijn betreffende de bescherming van het grondwater uit 1980. Tot die tijd zijn er dus twee richtlijnen van kracht.

## ***2.2 De inhoud van de Dochterrichtlijn Grondwater.***

Door de grote variatie van de chemische samenstelling van de verschillende grondwaterlichamen in de Europese Unie was het niet mogelijk om een uniforme lijst van kwaliteitsnormen vast te stellen. De enige grondwaterkwaliteitsnormen in de Dochterrichtlijn Grondwater, die in de hele Europese Unie geaccepteerd worden zijn die van nitraat (50 mg/liter) en van bestrijdingsmiddelen en biociden (0.1 µg/liter of 0.5 µg/liter voor het totaal) (EC, 2006b). Deze waren immers al vastgesteld in de Nitraatrichtlijn 91/676/EEC, de Bestrijdingsmiddelenrichtlijn 91/414/EEC en de Biocidenrichtlijn 98/9/EC. Deze kwaliteitsnormen zijn dan ook onverkort in bijlage 1 van de Grondwaterrichtlijn terechtgekomen. De Europese Commissie heeft in 2005 een voorstel ingediend waarbij de bescherming van grondwater op zichzelf geen doel is, maar



waarbij de bescherming alleen plaatsvindt in verband met menselijk gebruik, drinkwater en terrestrische en aquatische ecosystemen. Het Europese Parlement was het daar niet mee eens en stelde dat het grondwater als onafhankelijk ecosysteem op zichzelf het beschermen waard is. Dit punt is gedeeltelijk door de Europese Commissie overgenomen zodat de eerste overweging van de Grondwaterrichtlijn nu het volgende stelt:

"Grondwater is een waardevolle natuurlijke hulpbron die als zodanig voor achteruitgang en voor chemische verontreiniging moet worden behoed." (EC, 2006b). De Kaderrichtlijn Water maakt een duidelijk verschil tussen een goede oppervlaktewatertoestand waarbij de ecologische en de chemische toestand goed zijn en een goede grondwatertoestand waarbij de kwantitatieve en de chemische toestand goed zijn (zie artikel 2 definitie 18 en 20). Het grondwaterecosysteem is dus geen expliciet beschermdoel volgens de Kaderrichtlijn Water of de Dochterrichtlijn Grondwater. Dit in tegenstelling tot het oppervlaktewater ecosysteem dat wel op zichzelf een beschermdoel is volgens de Kaderrichtlijn Water. De Dochterrichtlijn Grondwater stelt echter wel in overweging 20: "Er dient onderzoek te worden verricht teneinde betere criteria te kunnen vaststellen voor de verzekering van de kwaliteit en de bescherming van het ecosysteem van het grondwater. Waar nodig dienen de bevindingen van dit onderzoek bij de omzetting of herziening van deze richtlijn te worden verdisconteerd. Dergelijk onderzoek, alsook de verspreiding van wetenschap, ervaring en onderzoeksbevindingen, dient te worden aangemoedigd en gefinancierd." De wens van het parlement dat het grondwater zo goed moet worden beschermd dat een eenvoudige zuivering volstaat om drinkwater van goede kwaliteit te verkrijgen werd echter niet door de Europese Commissie gehonoreerd. Het is de bedoeling van artikel 1 van de richtlijn dat het grondwater wordt beschermd tegen chemische verontreiniging maar ook tegen achteruitgang van de chemische kwaliteit. Terwijl het oppervlaktewater moet voldoen aan een goede chemische toestand worden aan de chemische toestand van het grondwater nog extra eisen gesteld. Op bladzijde 3 stelt de kaderrichtlijn Water: "Afgezien van de voorwaarden voor een goede toestand van het grondwater, moet elke significante en aanhoudende stijgende tendens van de concentratie van een verontreinigende stof worden vastgesteld en teruggedrongen.". De bescherming van het grondwater kan beperkingen opleggen voor de landbouw en de bosbouw en dus gepaard gaan met het verlies van inkomsten. De Commissie aanvaardt dat deze kwestie aan de

orde moet komen bij de ontwikkeling van plattelandsontwikkelingsplannen in het kader van de hervorming van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid.

De Dochterrichtlijn Grondwater verwijst naar de Kaderrichtlijn Water en verplicht de lidstaten tot monitoringsprogramma's van de chemische kwaliteit van het grondwater te beginnen in de referentie jaren 2007 en 2008 (zie artikel 2 punt 6). Over het algemeen moeten de concentraties van verontreinigingen na 2008 alleen maar afnemen. Onder bepaalde omstandigheden kunnen lidstaten echter uitzonderingen toestaan op maatregelen ter voorkoming of beperking van de inbreng van verontreinigende stoffen in het grondwater. Dit moet echter gebeuren op basis van duidelijke criteria die zijn gemotiveerd in stroomgebiedbeheersplannen (zie artikel 13 van de Kaderrichtlijn Water). Iedere lidstaat kan voor haar eigen grondwaterlichamen de specifieke drempelwaarden vaststellen voor grondwaterverontreinigende stoffen en indicatoren van verontreiniging. Minimaal moeten de stoffen arsenicum, cadmium, lood, kwik, ammonium, chloride, sulfaat, trichlooretheen, tetrachlooretheen en de parameter geleidbaarheid, in overweging genomen worden. De tekst van de dochterrichtlijn gebruikt de oude naam ethyleen in plaats van etheen. Artikel 6 van de Grondwaterrichtlijn onderscheidt gevaarlijke stoffen waarvan moet worden voorkomen dat deze in het grondwater worden ingebracht en niet gevaarlijke verontreinigende stoffen waarvan moet worden voorkomen dat de concentratie in het grondwater in de loop der jaren gaat stijgen. De Grondwaterrichtlijn geeft geen voorbeelden van gevaarlijke stoffen en geeft ook geen criteria voor de selectie van deze stoffen. Voor de selectie van verontreinigende stoffen of indicatoren waarvoor drempelwaarden moeten worden vastgesteld verwijst de Grondwaterrichtlijn terug naar de Kaderrichtlijn Water. De Kaderrichtlijn Water geeft voor de chemische toestand van het grondwater additionele bepalingen vergeleken met de chemische toestand van het oppervlaktewater. Voor grondwater moet de inbreng van verontreinigende stoffen beperkt worden en achteruitgang voorkomen worden. Voor oppervlaktewater is het voldoende dat achteruitgang voorkomen wordt (Kaderrichtlijn Water artikel 4). Artikel 11 van de kaderrichtlijn geeft echter toch mogelijkheden voor rechtstreekse lozing van verontreinigende stoffen in het grondwater voor mijnbouw, olie en gaswinning of constructie werkzaamheden. Ook de Dochterrichtlijn Grondwater geeft in artikel 6 een aantal uitzonderingsclausules. De inbreng van diffuse verontreinigingen hoeft alleen

beperkt te worden wanneer dit technisch mogelijk is. Ook naar het oordeel van de bevoegde autoriteiten onevenredig kostbare maatregelen hoeven niet te worden uitgevoerd (EC, 2006b).

### ***2.3 De voorbereidingen voor een Nederlandse invulling van de Dochterrichtlijn Grondwater.***

Het draaiboek monitoring grondwater voor de Kaderrichtlijn Water geeft richtlijnen om met behulp van de bestaande meetnetten zoals het landelijk meetnet bodemkwaliteit, het provinciaal meetnet bodemkwaliteit, het landelijk meetnet effecten mestbeleid, het trend meetnet verzuring en de kwaliteit meetnetten van waterbedrijven en gemeenten te komen tot een geschikt monitoringnetwerk voor de kaderrichtlijn (Verhagen et al., 2006). In dit draaiboek wordt Nederland opgedeeld in 20 regionale grondwaterlichamen die in principe ieder een eigen drempelwaarde voor van nature voorkomende stoffen zouden kunnen hebben. Op 7 december 2005 heeft de Technische Commissie Bodembescherming (TCB) een advies uitgebracht over drempelwaarden grondwater voor de Kaderrichtlijn Water. Voor stoffen van antropogene oorsprong zouden de landelijke drempelwaarden moeten worden vastgesteld die gelijk zouden kunnen zijn aan de streefwaarde in het oppervlaktewater (TCB, 2005). Voor een groot aantal van nature voorkomende stoffen zoals metalen, stikstof, fosfaat, sulfaat en chloride wordt de toegevoegde risicobenadering gekozen. De streefwaarden voor metalen zijn voor het diepe grondwater (>10m) gelijk aan de achtergrondconcentratie maar kunnen voor ondiep grondwater hoger zijn (TCB, 2005). In een recent RIVM rapport wordt voorgesteld alleen drempelwaarden af te leiden voor stikstof, fosfaat en chloride omdat deze stoffen grondwater afhankelijke ecosystemen kunnen bedreigen. Voor nikkel en arseen wordt voorlopig voorgesteld om drempelwaarden vast te stellen die gelijk zijn aan 75% van de drinkwaternorm. Het rapport adviseert om na te gaan of toxische stoffen in de praktijk ook grondwater afhankelijke ecosystemen kunnen bedreigen. Tevens wordt geadviseerd de monitoring te programmeren van stoffen die nu niet routinematig worden gemeten maar mogelijk wel relevant zijn (Verweij and Reijnders, 2006). En heel recent RIVM briefrapport beschrijft een methode om drempelwaarden af te leiden (Boivin et al., 2007).

Voor milieuvreemde verbindingen beveelt het briefrapport aan de drempelwaarden gelijk te stellen aan de streefwaarden. Voor van nature voorkomende stoffen speelt de achtergrondconcentratie in ieder grondwaterlichaam een belangrijke rol. Een recent Alterra rapport stelt dat de nutriënten stikstof, fosfaat en kalium samen met de zware metalen koper, zink, cadmium en lood de voornaamste aan diffuse bronnen gerelateerde probleemstoffen voor de kwaliteit van het grondwater zijn (Van der Bolt et al., 2005). De Kaderrichtlijn Water verkenning maatregelen grondwater 2006 geeft als belangrijkste onderwerpen nitraat, uitspoeling van stikstof en fosfaat naar het oppervlaktewater, bestrijdingsmiddelen, zware metalen, bodemverontreiniging, verdroging en verzilting (Verhagen and Krikken, 2006). In grote delen van Nederland zijn de fosfaat- en stikstofconcentraties in het grondwater hoger dan de toegelaten norm voor het oppervlaktewater (Verhagen and Krikken, 2006). Ook nikkel, zink, koper, trichlooretheen, tetrachlooretheen en bestrijdingsmiddelen worden als probleemstoffen genoemd (Verhagen and Krikken, 2006). De verzilting van een groot aantal Nederlandse grondwaterlichamen door polderaanleg, maaivelddaling, grondwaterwinning of andere oorzaken vormt volgens een recent TNO -rapport (Stuurman and Oude Essink, 2006) een groot en mogelijk toenemend probleem. De Grondwaterrichtlijn vereist dus het monitoren en in kaart brengen van de hoofdgrens tussen zoet en zout grondwater en de verschuivingen van de diepte van het zoet - zout grensvlak (Stuurman and Oude Essink, 2006). Een recent rapport van Royal Haskoning stelt dat een aanscherping van het Nederlandse grondwaterbeleid noodzakelijk is voor de drinkwatervoorziening omdat 40% van de Nederlandse grondwaterwinningen bedreigd is (Van den Brink and Buitenkamp, 2006).

### **3 De oorzaken van grondwaterverontreiniging.**

#### ***3.1 Het belang van het Nederlandse water management voor de kwaliteit van het Nederlandse grondwater.***

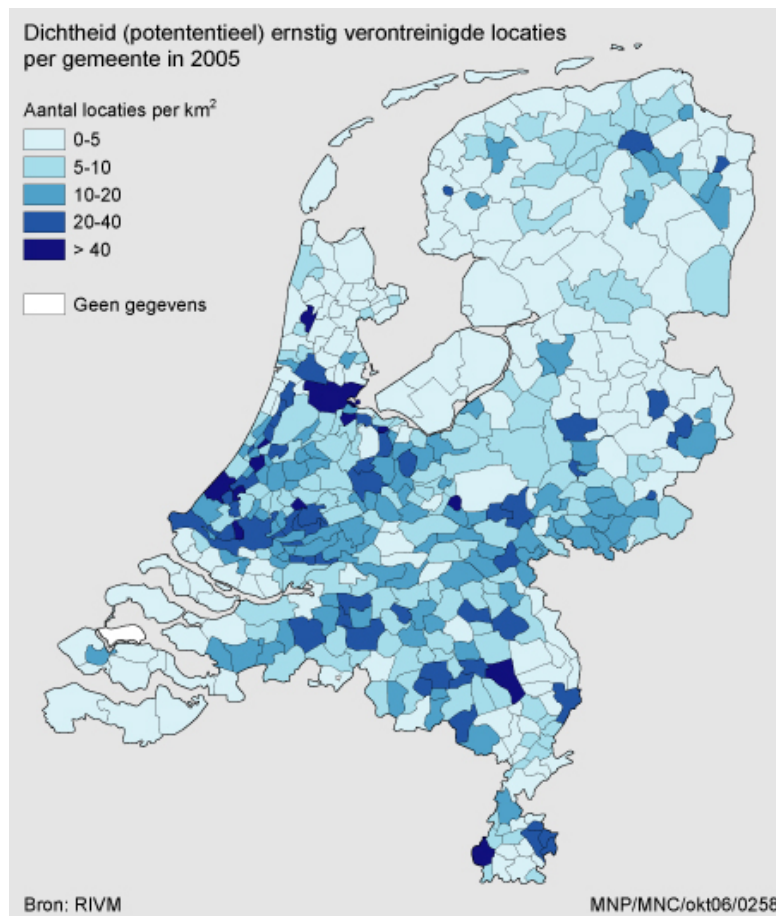
In de lagere gedeelten van Nederland ligt het maaiveld meestal onder het niveau van de grote rivieren en vaarten. Hierdoor zakt het water uit de rivieren via de waterbodem naar de ondergrond en komt op die manier in het grondwatermilieu (Brunke and Gonsler, 1997). In de zomer wordt het water uit het IJsselmeer en de grote rivieren gebruikt tegen de verdroging van landbouwgebieden. Dit leidt soms tot vermindering van de grondwaterkwaliteit omdat in de winter schoon grondwater wordt weggepompt om dan in de zomer minder schoon oppervlaktewater te gebruiken voor beregening. In de duinen worden grote hoeveelheden licht voorgezuiverd oppervlaktewater uit de grote rivieren gepompt om na een verblijf in de ondergrond gebruikt te worden als drinkwater. Naast de grote rivieren wordt ook wel oevergrondwater gewonnen waardoor het rivierwater sneller in de ondergrond zal zinken (Versteegh and Dik, 2006).

#### ***3.2 De invloed van bodemverontreiniging op Nederlandse grondwatersystemen.***

Overbemesting vormt in Nederland een belangrijk milieuprobleem. Door veel goedkoop diervoer te importeren komt een overmaat aan voedingsstoffen ons land binnen die worden omgezet in mest. De stikstof in de mest wordt in de bodem omgezet in nitraat dat vervolgens uit spoelt naar het grondwater (Boumans et al., 2005). Ook fosfaat, kalium en de zware metalen koper, zink, cadmium en lood zijn belangrijke aan diffuse bronnen gerelateerde probleemstoffen voor de kwaliteit van het grondwater (Van der Bolt et al., 2005). De beperking van de overbemesting sinds 1990 heeft tot een vermindering van de nitraatverontreiniging van het grondwater geleid (Fraters et al., 2005). Deze verontreinigingen spelen voornamelijk een rol op de hoge zandgronden en in Limburg (Hendrix and Meinardi, 2004). Ook het gebruik van bestrijdingsmiddelen kan problemen

geven voor de grondwaterkwaliteit (Van der Linden et al., 2006). De verzuring van de bodem kan ook aanleiding geven tot verzuring van het grondwater waarbij er meer metalen in het grondwater opgelost raken en de pH van het grondwater daalt (Meinardi et al., 1999).

In de lager gelegen zeeklei- en veengebieden kan onder anaerobe omstandigheden denitrificatie optreden waarbij het nitraat wordt omgezet in onschuldig stikstofgas (Uffink, 2003). In deze gebieden zijn echter vaak wel verhoogde concentraties van chloride, sulfaat, ammonium, fosfaat en kalium te meten als gevolg van mariene afzettingen. De lager gelegen delen van Nederland zijn vaak meer beïnvloed door de zee. De chlorideconcentraties in het grondwater onder zandgronden zijn sinds 1984 afgenomen door een verminderde belasting van chloride uit mest en kunstmest in landbouwgebieden en een verminderde toepassing van strooizout en verbeteringen aan de riolering in de steden (Reijnders et al., 2004).



Figuur 1: Het aantal lokale bodemverontreinigingen per km<sup>2</sup> (Van Wezel and Kruitwagen, 2005).

Naast de diffuse verontreiniging door de overbemesting vormen ook de vele honderdduizenden lokale verontreinigingen een risico voor de kwaliteit van het Nederlandse grondwater (Sterkenburg et al., 2005). Wanneer het grondwater met benzine wordt verontreinigd dan vormt de aanwezigheid van methyl tertiair-butyl ether vaak een probleem omdat deze stof in het grondwater slecht wordt afgebroken (Swartjes et al., 2004). Veel van de andere benzine componenten zijn onder zuurstofrijke omstandigheden in het grondwater goed afbreekbaar (Christensen et al., 2001). Onder vuilstorten lekken vaak veel biologisch afbreekbare organische verbindingen in het grondwater samen met anorganische stoffen zoals chloride, sulfaat, bicarbonaat, natrium, kalium, ammonium, calcium, ijzer en mangaan. Ook zware metalen zoals zink, nikkel en koper verontreinigen

dan het grondwater (Christensen et al., 2001). Daarnaast komen ook nog aromatische koolwaterstoffen en gechloreerde koolwaterstoffen voor naast fenolen, bestrijdingsmiddelen en andere organische stoffen (Christensen et al., 2001). Door de microbiële afbraak van de organische verbindingen wordt het zuurstof in het grondwater opgebruikt. Onder deze anaerobe condities worden metalen vastgelegd als sulfides zodat ze geen risico vormen voor het grondwaterecosysteem (Christensen et al., 2001). De microbiële afbraak en de sorptie van de vervuilende stoffen is meestal zo sterk dat zelfs in een zandige of grind bevattende ondergrond, de pluim van vervuild grondwater zelden verder reikt dan 1 km (Christensen et al., 2001). Naast benzinestations en vuilstorten zijn er nog veel andere lokale bronnen van grondwaterverontreiniging zoals chemische wasserijen, opslagtanks, dempingen van grachten en sloten met afval, metaalverwerkende industrie, oude gasfabrieken en dergelijke (Sterkenburg et al., 2005; Zoeteman et al., 1981). Door de giftigheid van deze lokale bronnen van verontreiniging en doordat er vaak zuurstofloze omstandigheden ontstaan door afbraak van organisch materiaal is er sprake van een ernstige lokale verstoring van het grondwaterecosysteem.



## **4 Het grondwatersysteem in Nederland.**

### ***4.1 De hydrologie en de chemie van de Nederlandse grondwatersystemen.***

Het grootste gedeelte van Nederland is een afzettingsgebied van sedimenten. Deze sedimenten zijn vroeger door de rivieren, gletsjers, de zee en de wind afgezet. Vast gesteente komt in het westen van Nederland alleen op grote diepte voor (>1000 m). In Limburg komt nog wel vast gesteente aan de oppervlakte. De in Nederland belangrijkste sedimenten zijn zand, klei en veen. Zand bestaat voornamelijk uit vrij grote SiO<sub>2</sub> korrels. Klei bestaat uit veel kleinere deeltjes die mineralen bevatten met Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (Tebbens et al., 2000). Veen bestaat uit organische materialen ontstaan uit plantenresten die voornamelijk uit koolstof, zuurstof en waterstof bestaan. Deze sedimenten zijn niet massief maar bevatten tussen de 20% en 80% open ruimte die met water en met lucht gevuld kunnen zijn (Dufour, 1998). Onder het grondwater niveau wordt deze ruimte volledig met water gevuld. Net als oppervlaktewater kan ook grondwater onder invloed van hoogteverschillen wegstromen. Dit gaat echter niet zo snel omdat de vaste sedimentdeeltjes de stroming vertragen. Deze vertraging wordt weergegeven in de doorlaat factor die varieert tussen de 1 µm per dag in klei en de 100 m per dag in grof zand (Dufour, 1998). In grof grind kan het water nog sneller stromen. Dit natuurlijk afhankelijk van de dikte van de laag en het hoogteverschil dat de grondwaterstroming veroorzaakt. In de hoge gebieden zinkt het regenwater of rivierwater door infiltratie in de bodem terwijl het grondwater in de lage gebieden door kwel weer aan de oppervlakte komt.

### ***4.2 De invloed van het zoutgehalte en de zuurgraad op de grondwaterkwaliteit.***

Het zoutgehalte, de zuurgraad en de redoxpotentiaal zijn belangrijke natuurlijke factoren voor de karakterisering van een grondwaterecosysteem (Griffioen et al., 2003). Op

grotere diepte is in Nederland vaak brak grondwater aanwezig met meer dan 150 mg chloride per liter, dat te zout is om te drinken en ook niet bruikbaar is voor irrigatie. De Noordzee bevat ongeveer 19000 mg chloride per liter. Dicht bij de zee in diepe polders wil nog wel eens brak grondwater aan de oppervlakte komen terwijl het brakke grondwater in het binnenland meestal tientallen tot honderden meters diep ligt (Meinardi, 1986). De grens tussen zoet en brak grondwater kan verschuiven door allerlei maatregelen in het waterbeheer (Stuurman and Oude Essink, 2006). Zout grondwater is zwaarder dan zoet grondwater. Dit betekent dat de regen zorgt voor een laag zoet grondwater bovenop het zoute grondwater. Deze scheiding zorgt ervoor dat ook verontreinigende stoffen zich niet snel van het onderste zoute grondwater naar het bovenste zoete grondwater verplaatsen. Na de aanleg van de afsluitdijk is niet alleen het IJsselmeer zoetwater geworden maar wordt ook het onderliggende grondwater langzaam zoeter (Stuurman and Oude Essink, 2006). Wanneer het zoute water bovenop het zoete water ligt dan is er sprake van een instabiele inversie. In het recente geologische verleden, het holoceen, dat ongeveer 10000 jaar geleden begon, heeft de zee ons land een aantal malen overstroomd. Tijdens deze overstromingen zakte het zoute water binnen enkele tientallen tot honderden jaren naar beneden en veroorzaakte verzilting van het grondwater tot op enkele honderden meters diepte (Post, 2004). Voor de ecologische risicobeoordeling van grondwater is het belangrijk om het zoute en het zoete grondwater als twee gescheiden ecosystemen te behandelen.

Naast het chloride gehalte is de hardheid van het water al heel lang een kwaliteitsaspect. Wanneer hard leidingwater wordt gekookt dan ontwijkt er koolzuurgas en stijgt de pH. Hierdoor kan kalk (calciumcarbonaat) neerslaan. De hardheid van het leidingwater wordt veroorzaakt door een kalkhoudende bodem. Naar beneden sijpelend regenwater is zuur en kan  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{Mg}^{2+}$  opnemen uit een kalkhoudende bodem. Op deze manier neemt de hardheid van het water toe. Infiltrerend water uit de rivieren heeft vaak een hoge pH en ook een hoge hardheid. Wanneer koolzuurgas uit het grondwater kan ontwijken naar de lucht dan stijgt de pH waardoor ook kalk kan neerslaan uit het grondwater waardoor de concentratie van  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{Mg}^{2+}$  afneemt. Bij een concentratie van deze ionen  $< 1 \text{ mM}$  spreekt men van zacht water en bij een concentratie  $> 2.5 \text{ mM}$  van hard water. Zacht

grondwater wordt vooral aangetroffen onder de hoger gelegen Pleistocene zandgronden zoals de Utrechtse heuvelrug, de Veluwe en de Hondsrug (Dufour, 1998).

### ***4.3 De voedselarme omstandigheden in het Nederlandse grondwater.***

In het grondwater heerst absolute duisternis waardoor er geen planten, algen of cyanobacteriën kunnen groeien. De afwezigheid van fotosynthese beperkt de energie invoer in het grondwaterecosysteem. In diep oppervlaktewater vindt ook geen fotosynthese plaats maar daar is nog sprake van bezinking van organische deeltjes die als voedselbron kunnen dienen. De bodem filtreert het grootste deel van de organische deeltjes weg waardoor deze voedselbron in het grondwater ook is afgesneden. Het grondwater wordt daarom meestal gekenmerkt als voedselarm milieu. De gelijkmatige temperatuur van 10°C in het Nederlandse grondwater en de overvloedige aanwezigheid van water maken het grondwater in principe uitstekend geschikt voor de groei van bacteriën. Schimmels en gisten komen in het grondwater veel minder vaak voor (Hirsch and Rades-rohkohl, 1982). Onder voedselarme omstandigheden zijn bacteriën namelijk in het voordeel doordat ze kleiner zijn. Kleinere organismen hebben een hogere oppervlakte inhoud verhouding. Door de relatief grotere oppervlakte kunnen kleinere organismen efficiënter en sneller stoffen uit het grondwater opnemen en daardoor kunnen zij met lagere voedsel concentraties toe (Poindexter, 1981). In de bovengrond en met name in de strooisellaag is het in de winter vaak te koud en in de zomer te droog voor de groei van micro-organismen en de afbraak van organisch materiaal. Bij het smelten van de sneeuw in de winter en bij zomerse stortbuien kan opgelost organisch materiaal naar het grondwater getransporteerd worden zonder dat er voldoende tijd voor afbraak van deze stoffen in de bodem beschikbaar was. Op deze manier wordt het bovenste grondwater toch nog van voedingsstoffen voorzien. In de lager gelegen delen van Nederland ligt het bovenste grondwater meestal minder dan 1 m onder het maaiveld terwijl het bovenste grondwater zich in de hoger gelegen gedeelten van Nederland wel tientallen meters onder de bodem bevindt. In het grondwater milieu zijn de meeste bacteriën vastgehecht aan de vaste deeltjes. Op deze manier voorkomen de bacteriën dat ze wegspoelen naar het nog veel voedselarmere diepe grondwater. In verontreinigd grondwater zijn vaak wel

voldoende voedingsstoffen aanwezig waardoor de bacteriën daar los in het grondwater voorkomen (Marxsen, 1981). In het diepere grondwater enkele tientallen meters onder het bovenste grondwater vindt geen aanvoer van voedingsstoffen uit de bovengrond meer plaats. Toch komen daar bacteriën voor. Deze leven van het nog aanwezige organische materiaal in de ondergrond en van opborrelende gassen zoals waterstofgas, methaan en koolzuurgas die in het binnenste van de aarde geproduceerd worden. Deze bacteriën worden lithotrofe bacteriën genoemd (letterlijk rots etende). Onder zuurstof loze (anaerobe) omstandigheden kunnen deze bacteriën letterlijk gaten in de rots eten en een groot deel van de porositeit van petroleum reservoirs wordt vermoedelijk veroorzaakt door deze bacteriën (Chapelle, 2000). De lithotrofe bacteriën zijn vaak specialistische langzaam groeiende bacteriën die sterk aangepast zijn aan de lokale omstandigheden en die een specifieke geochemische omzetting katalyseren. Barofiele en thermofiele bacteriën in de diepe ondergrond (enkele kilometers onder het aardoppervlak) zijn speciaal aangepast aan de hoge druk en temperatuur die daar heersen (Rossi et al., 2003). De aantallen bacteriën in de ondergrond zijn lager dan die in de bovengrond. Doordat de ondergrond een aantal kilometers dik is en doorloopt onder de oceaانبodem is de biomassa van de bacteriën in de ondergrond ongeveer gelijk aan het totale gewicht van alle marine en terrestrische planten (Pedersen, 2000). Op een diepte groter dan 10 km wordt de temperatuur te hoog voor levende organismen. Tot nu toe leefden de bacteriën in de diepere ondergrond buiten het bereik van menselijke afvalstoffen. Afgezien van de boorvloeistof van incidentele diepe boringen kwamen er geen verontreinigingen op grotere diepte. Wanneer er echter afval of koolzuur in de diepere ondergrond zal worden opgeslagen dan zijn effecten op de bacteriën in dat milieu zeker te verwachten. Vermoedelijk kan de bescherming van bacteriën in de diepere ondergrond niet op een grote publieke belangstelling rekenen. Het verdient echter wel aanbeveling om rekening te houden met de activiteit van bacteriën in de diepere ondergrond wanneer er afvalstoffen of koolzuur in dat milieu wordt ingebracht. Het is niet altijd uit te sluiten dat er op de langere termijn toch risico's kunnen optreden.

#### ***4.4 De invloed van moleculaire zuurstof en organisch materiaal op de redoxpotentiaal in het grondwater.***

De meeste organische verbindingen kunnen in de loop der jaren in het grondwater worden afgebroken (Bitton and Gerba, 1984; Van Beelen and Peijnenburg, 1989). Onder de zandgronden in Nederland is meestal voldoende zuurstof aanwezig voor de afbraak van organisch materiaal waardoor er helder, zuurstofrijk en schoon grondwater ontstaat. Het verwijderen van afbreekbaar organisch materiaal veroorzaakt ook het afsterven van ziekteverwekkende micro-organismen doordat deze niet meer voldoende voedingsstoffen beschikbaar hebben om te overleven. Op deze manier wordt rivierwater via infiltratie in de duinen langzaam omgezet in schoon drinkwater.

De bovenste laag van het grondwater dat via de bodemlucht in contact staat met de atmosfeer wordt freatisch grondwater genoemd. Deze laag is belangrijk omdat daar mogelijke verontreinigingen uit de bodem het eerst aankomen. Ook zuurstof uit de atmosfeer kan het freatisch grondwater bereiken.

Het zuurstofgehalte in het grondwater is erg belangrijk voor het grondwaterleven. Grondwaterdieren kunnen onder zuurstofloze omstandigheden niet overleven en ook plantenwortels kunnen door gebrek aan zuurstof afsterven. De wortels van sommige planten kunnen onder zuurstofloze omstandigheden wel overleven doordat de plant zuurstof naar de wortels transporteert. Doordat bacteriën organische stoffen oxideren kunnen zuurstofloze (anaerobe) omstandigheden ontstaan. Deze omstandigheden ontstaan wanneer er meer organische stoffen naar het grondwater uitspoelen dan dat er moleculaire zuurstof (O<sub>2</sub>) via de bodem naar het grondwater wordt vervoerd. Moleculaire zuurstof wordt door de bodem heen naar het grondwater getransporteerd door gasdiffusie en bodemluchtstromingen. Onder invloed van het weer ontstaan verschillen in de atmosferische luchtdruk die zorgen voor luchtstromingen in de bodem. In Nederland vallen deze luchtstromingen meestal niet op maar in bijvoorbeeld Australië zijn er de zogenaamde "blowholes" waaruit of waarin zo sterke luchtstromingen blazen dat deze een toeristische attractie vormen (Doerr et al., 2006). Dichte klei of keileem lagen kunnen anaerobe omstandigheden veroorzaken doordat er weinig zuurstof naar het grondwater wordt getransporteerd. Maar ook onder grindlagen met een snel transport van zuurstof

kunnen anaerobe omstandigheden ontstaan wanneer er bijvoorbeeld door een vuilstort (Christensen et al., 2001) of een veenlaag veel organisch materiaal naar het grondwater spoelt. Onder anaerobe omstandigheden gaan de bacteriën andere stoffen dan zuurstof gebruiken voor het oxideren van organische stoffen. Wanneer er veel oxiderende stoffen zoals zuurstof aanwezig zijn dan spreekt men van een hoge redoxpotentiaal. Andersom spreekt men van lage redoxpotentiaal wanneer er veel reducerende stoffen aanwezig zijn. Eerst worden de sterkere oxiderende stoffen gebruikt zoals nitraat en  $\text{Fe}^{3+}$  vervolgens de zwakkere oxiderende stoffen zoals sulfaat en organische chloorverbindingen terwijl als laatste koolzuur gebruikt wordt. Het nitraat wordt dan omgezet in stikstofgas en het  $\text{Fe}^{3+}$  in  $\text{Fe}^{2+}$ . Het sulfaat wordt omgezet in sulfide dat dan vaak samen met ijzer pyrietlagen vormt. Onder deze omstandigheden worden zware metalen sterk gebonden aan de pyrietlagen (Buykx et al., 2002). Er wordt ook vaak waterstofsulfide gevormd dat bijdraagt aan de karakteristieke rottingsgeur die vrijkomt bij de anaerobe afbraak van organisch materiaal. De organische chloorverbindingen worden vaak omgezet in verbindingen met minder chlooratomen (Van Beelen and Peijnenburg, 1989). Ook organische nitroverbindingen uit het grondwater worden onder deze omstandigheden makkelijk gereduceerd tot aminoverbindingen die zich makkelijk binden aan het organisch materiaal en daardoor het grondwater niet meer vervuilen (Van Beelen and Burris, 1995). Veel bestrijdingsmiddelen zijn organische chloor- en of nitroverbindingen (Tomlin, 1997). Het koolzuur wordt onder anaerobe omstandigheden omgezet in methaangas door speciale methaanvormende bacteriën.

#### ***4.5 De invloed van de redoxpotentiaal en andere milieufactoren op het zelfreinigend vermogen van het grondwater.***

Onder optimale omstandigheden kunnen op den duur de meeste organische verbindingen in het grondwater uiteindelijk wel worden afgebroken (Van Beelen and Peijnenburg, 1989). Toch komt het nog steeds voor dat bestrijdingsmiddelen in normoverschrijdende concentraties worden gevonden in het drinkwater (Versteegh and Dik, 2006). Dit wordt veroorzaakt doordat de omstandigheden vaak niet optimaal zijn waardoor de moeilijk afbreekbare stoffen nauwelijks meer worden afgebroken. Onder deze moeilijk

afbreekbare stoffen bevinden zich zowel relatief giftige stoffen als nauwelijks giftige stoffen. Ook de aanwezigheid van op zichzelf onschuldige organische stoffen in het drinkwater kan problemen geven omdat deze stoffen gebruikt kunnen worden door bacteriën die kunnen groeien in het leidingwater. De Legionella problematiek is hiervan een goed voorbeeld (Versteegh and Dik, 2006). Wanneer chloor gebruikt wordt voor de desinfectie van het drinkwater dan kunnen er uit onschuldige organische stoffen, ongewenste organische chloorverbindingen ontstaan zoals trihalomethanen (Versteegh and Dik, 2006).

Er zijn verschillende oorzaken waardoor in principe afbreekbare organische verbindingen toch niet door bacteriën in het grondwater worden afgebroken. Soms is er niet voldoende tijd voor de afbraak doordat vervuild grondwater soms relatief snel via lagen grof zand of grint, een meetput of een drinkwaterwinningsput kan bereiken. Om deze reden zijn er grondwaterbeschermingsgebieden rondom drinkwaterwinningsputten geplaatst die moeten garanderen dat er voldoende tijd is voor de afbraak van vervuilende stoffen en het verwijderen van ziekteverwekkende micro-organismen.

Naast de tijd zijn ook de omstandigheden cruciale factoren voor de afbraak van organische verbindingen. Bacteriën overleven in het grondwater doordat ze organische stoffen afbreken en de energie die vrijkomt bij het afbraakproces gebruiken voor hun groei. De energie die vrijkomt bij de afbraak van een bepaalde stof hangt echter sterk af van de omstandigheden. Bij de oxidatie van organische stoffen met behulp van moleculaire zuurstof tot koolzuur komt veel energie vrij voor de groei van micro-organismen. Onder anaerobe omstandigheden is dit vaak niet het geval. Er ontstaat dan een lage redoxpotentiaal doordat er veel reducerende stoffen aanwezig zijn. Hierdoor wordt de oxidatie van organisch materiaal energetisch gezien ongunstig. Bij de omzetting van organische verbindingen zoals vetzuren, alcoholen en aromatische verbindingen onder anaerobe omstandigheden in methaangas komt erg weinig energie vrij (Schink, 2002). Dit maakt de afbraak van dit soort stoffen onder anaerobe omstandigheden erg traag (Kazumi et al., 1997). De methaanvormende bacteriën kunnen niet onder zure omstandigheden functioneren waardoor de afbraak van organische stoffen stopt onder zure en zuurstofloze omstandigheden. Deze omstandigheden vindt men over het algemeen in veenlagen waar dan ook geen afbraak van organisch materiaal meer

plaatsvindt (Van Beelen and Peijnenburg, 1989). Op deze manier kunnen bijvoorbeeld veenlijken duizenden jaren onder het veen geconserveerd blijven. Dit impliceert dat de afbraak van wat meer persistente organische verbindingen onder zure en anaerobe omstandigheden in het geheel niet zal plaatsvinden.

Over het algemeen geldt dat anaerobe afbraak langzamer verloopt dan aerobe afbraak, maar voor oxiderende organische stoffen zoals nitro-aromaten (Hwang et al., 2000; Van Beelen and Burris, 1995) of sterk gechlloreerde verbindingen (Beurskens et al., 1995) geldt het omgekeerde. Deze sterk oxiderende organische stoffen worden dan niet volledig afgebroken maar omgezet in minder oxiderende organische stoffen.



## **5 Ecologische effecten van vervuiling in het grondwater.**

### ***5.1 Het voorkomen van stygofauna.***

De naam stygofauna verwijst naar dieren (fauna) uit de mythologische ondergrondse rivier de Styx. Alle dieren die in het grondwater voorkomen worden gerekend tot de stygofauna. Dit zijn zowel de toevallige gasten als de permanente bewoners van het grondwater milieu. Stygobionten zijn grondwaterdiertjes die speciaal aangepast zijn aan het ondergrondse milieu. Deze dieren hebben meestal geen pigment, sterk gereduceerde of zelfs helemaal geen ogen en goed ontwikkelde tastorganen (Griffioen et al., 2003). De groei van deze dieren is meestal langzaam omdat ze in een voedselarm milieu leven. Ze voeden zich meestal door te grazen op de dunne laagjes bacteriën op grind en zandkorrels (Hancock et al., 2005). Nederland heeft relatief veel fijne sedimenten met geringe poriegrootte waardoor er letterlijk niet veel ruimte is voor de stygofauna. Hier komen dus vooral kleine grondwaterdiertjes voor (<10 mm). In de gebieden die tijdens de laatste ijstijd bedekt waren met ijskappen (zoals het noorden van Nederland) komt ook nog eens veel minder stygofauna voor omdat deze diertjes slechts zeer langzaam nieuwe gebieden kunnen koloniseren (Notenboom, 1991). De biodiversiteit van de Nederlandse stygobionten is daarom klein vergeleken met die van bijvoorbeeld Slovenië of Kroatië (Griffioen et al., 2003). Er is slechts beperkte informatie over het voorkomen van stygofauna in het Nederlandse grondwater (Notenboom et al., 1990). Op de bodems van de Nederlandse rivieren bevinden zich vaak grove grinden en zanden waarbij er een direct contact is tussen het oppervlaktewater en het grondwater. In de lagere delen van Nederland vindt dan infiltratie van het oppervlaktewater in het grondwater plaats terwijl in de hoger gelegen riviertjes en beken het grondwater in het oppervlaktewater stroomt (Hendrix and Meinardi, 2004). Grondwaterfauna kan zich over grote afstanden verspreiden via de grove sedimenten in de ondergrond van het rivierengebied (Griffioen et al., 2003).



Figuur 2: Enige grondwaterdierpjes. In de richting van de klok van boven naar beneden: *Antrobathynella stammeri* (Syncarida), *Niphargus kochianus* (Amphipoda), *Onchulus nollii* (Nematoda), *Troglochaetus beranecki* (Polychaeta), *Chappuisius inopinus* (Copepoda) en *Soldanellonyx monardi* (Acari). Carl von Ossietzky University, Oldenburg, Duitsland.

## ***5.2 Zijn grondwaterecosystemen gevoeliger voor verontreinigingen dan oppervlaktewater ecosystemen?***

Het grondwater kreeftje *Parastenocaris* en specifieke grondwater aaltjes en raderdierpjes kunnen gebruikt worden als bioindicatoren voor de kwaliteit van grof zandige freatische grondwater pakketten (Notenboom et al., 1990). Door de heterogene verdeling van grondwaterdierpjes was het niet mogelijk in eerder RIVM onderzoek om verbanden te leggen tussen de intensiteit van de veehouderij en de diversiteit van de grondwaterfauna (Notenboom et al., 1997). De gevoeligheid voor bijvoorbeeld bestrijdingsmiddelen of zuurstofgebrek van de grondwaterfauna is vergelijkbaar met die van gewone aquatische fauna (Notenboom and Boessenkool, 1994; Notenboom et al., 1993; Notenboom et al., 1992; Notenboom et al., 1994; Notenboom and Robbemont, 1991). Er zijn geen redenen om aan te nemen dat het grondwaterecosysteem minder gevoelig voor verontreinigende stoffen zou zijn dan een vergelijkbaar voedselarm aquatische ecosysteem zoals een beek. Net als in het oppervlaktewater zorgt het verzuren of het anaeroob worden (Hahn, 2006) van het grondwater voor het verdwijnen van bijna alle diersoorten. In het grondwater

worden deze effecten vaak niet waargenomen in tegenstelling tot de duidelijk zichtbare effecten van verzuring of zuurstofgebrek in het oppervlaktewater. Naar verwachting zullen deze processen in het grondwater veel vaker optreden dan in het oppervlaktewater. Een simpele peilverlaging van het grondwater kan leiden tot de oxidatie van pyrietlagen waardoor er een sterke verzuring plaatsvindt, en metalen zoals cadmium, nikkel en zink in oplossing raken (Reijnders et al., 2004). Ook nitraatvervuiling van het grondwater kan leiden tot oxidatie van pyriet lagen (Reijnders et al., 2004) en tot mobilisatie van zware metalen. Veel zandgronden bevatten weinig kalk waardoor verzuring makkelijk kan optreden in het grondwatermilieu (Van Bennekom and Kruithof, 1988). De toevoer van organische stoffen in het grondwater milieu kan vrij snel al leiden tot zuurstofloze omstandigheden omdat de toevoer van zuurstof uit de lucht in het grondwater milieu veel beperkter is dan in het oppervlaktewater (Christensen et al., 2001).

### ***5.3 Hoe snel herstellen verontreinigde grondwaterecosystemen?***

De over het algemeen voedselarme omstandigheden in het grondwater selecteren langzaam groeiende organismen (Hahn, 2006). Doordat de dieren in het grondwater milieu zich veel moeilijker kunnen verplaatsen dan in het oppervlaktewater zal ook de rekolonisatie snelheid relatief gering zijn (Notenboom, 1991). De combinatie van trage groei en langzame rekolonisatie geeft een heel traag herstelvermogen. Een tijdelijke acute verstoring van het grondwater en systeem (zoals het zuurstofloos worden van het grondwater door overbemesting van de bodem) kan daarom net zo ernstig zijn als een langdurige verstoring. Samenvattend kan gesteld worden dat grondwaterecosystemen ongeveer net zo gevoelig zijn als aquatische ecosystemen, maar dat ze veel langzamer herstellen.

## **6 De nadelige effecten van vervuild grondwater.**

### ***6.1 De invloed van de grondwaterkwaliteit en kwantiteit op bodemecosystemen en aquatische ecosystemen.***

Door het grote neerslagoverschot komen in Nederland zelden situaties voor waarbij door de verdamping van vervuild grondwater hoge concentraties van vervuilende stoffen de bodem verontreinigen. Dit is in veel warme landen een probleem doordat daar irrigatie met grondwater kan leiden tot verzilting van de bodem. Van nature waren er begin vorige eeuw in Nederland veel kwelsituaties waarbij schoon grondwater vanaf de hoger gelegen zandgronden naar lager gelegen veengebieden stroomde waardoor voedselarme beekdalen ontstonden met helder water en kenmerkende, veelal zeldzame plantensoorten. Door het wegpompen van grondwater voor het 's winters droog houden van de diepe polders en door de drinkwaterwinning is het grondwaterpeil in de Nederlandse zandgronden in de loop der jaren tientallen centimeters gezakt (Beugelink et al., 2006). Deze verdroging heeft directe en indirecte effecten op de natuur. Tot de directe effecten behoren het afsterven van gevoelige planten en bomen en het droogvallen van sloten in droge zomers. In de diepe polders komt vaak brak grondwater omhoog hetgeen effecten heeft op de vegetatie en het aquatische ecosysteem. Om deze directe effecten te verminderen wordt vaak gebiedsvreemd oppervlaktewater ingelaten. Dit veroorzaakt dan weer indirecte effecten doordat het water een andere samenstelling heeft dan het gebiedseigen water en daardoor zorgt voor het veranderen van de vegetatie. Zeldzame plantensoorten verdwijnen en enkele meer algemene soorten profiteren van het vaak hogere voedselaanbod (Beugelink et al., 2006). Het gebiedsvreemde water bevat vaak meer voedingsstoffen en zorgt dan ook voor eutrofiëring van het aquatische ecosysteem (Van Wezel and Kruitwagen, 2005; Witmer et al., 2004).

## ***6.2 Het zure en anaerobe grondwater in veengebieden.***

In Nederland is vaak sprake van sterk veranderde waterlichamen. In polders wordt de zee op afstand gehouden door dijken en wordt de waterspiegel verlaagd door bemaling. Op deze manier zijn de oorspronkelijke zeearmen en moerassen vervangen door grasland. Deze polders worden in Nederland beschouwd als een natuurlijk systeem dat het beschermen waard is. In veengebieden is het grondwater anaeroob en zuur, dit is zelfs een voorwaarde voor het in stand houden van het veen. Door de zure en anaerobe omstandigheden kan het veen niet worden afgebroken en blijft het bestaan. Het opwellen van anaeroob grondwater dat vaak hoge concentraties aan  $\text{Fe}^{2+}$  bevat veroorzaakt ecologische effecten in het oppervlaktewater. Het  $\text{Fe}^{2+}$  wordt geoxideerd en vormt dan een roestbruine neerslag die het water vertroebelt en de waterplanten bedekt. Op het water vormt zich dan een olieachtig laagje ijzeroxiderende bacteriën waaronder *Acidithiobacillus ferrooxidans* (Ingledew, 1982; Jones and Kelly, 1983). Dit laagje laat zich makkelijk onderscheiden van een olie laagje omdat het breekbaar is terwijl een olie laagje zich niet laat breken door roeren met een stokje. De op deze manier verontreinigde sloten zijn in Nederland op veel plaatsen te zien en zijn door de afwezigheid van planten en dieren ecologisch minder waardevol. Wanneer men de veenpolders als natuurlijk gebied accepteert dan vormen ook de roestbruine sloten geen probleem omdat deze een onvermijdbaar gevolg zijn van het bemalen van de polder.

## ***6.3 De grote invloed van de grondwaterkwaliteit en -kwantiteit op de drinkwaterwinning.***

Veel mensen in Europa vinden dat opgepompt grondwater slechts na een minimale bewerking geschikt te maken moet zijn voor drinkwater. Er gingen zelfs stemmen op om dit als eis te stellen voor de kwaliteit van het grondwater in de Dochterrichtlijn Grondwater van de Kaderrichtlijn Water (CMVV, 2006). Deze eis was echter in een aantal landen niet haalbaar. In Nederland is het grondwater vaak de eerste keus voor de winning van drinkwater. In de lagere gedeelten van Nederland is het grondwater over het algemeen te zout voor de drinkwaterwinning. Ongeveer 40% van de drinkwaterproductie in Nederland komt uit oppervlaktewater en 60% uit grondwater (Versteegh and Dik,

2006). De totale drinkwaterproductie in Nederland daalt sinds 1990 heel licht van bijna 1300 naar 1200 miljoen kubieke meter per jaar in 2004 (Versteegh and Dik, 2006). Bestrijdingsmiddelen worden regelmatig in oppervlaktewater bestemd voor de productie van drinkwater aangetroffen. In het grondwater voor de productie van drinkwater zijn metaboliëten van bestrijdingsmiddelen aangetroffen. Dit zijn mobiele stoffen zoals aminomethylfosfonzuur en 2,6-dichloorbenzamide (Versteegh and Dik, 2006). Verder wordt in grondwater voor de drinkwaterbereiding soms ook methyl tertiair-butyl ether aangetroffen (Versteegh and Dik, 2006). Voor het waarborgen van de drinkwaterkwaliteit op lange termijn is het volgens Versteegh en Dik, noodzakelijk dat het milieubeleid gericht blijft op de bescherming van de bronnen zowel grondwater als oppervlaktewater (Versteegh and Dik, 2006).

## **7 Zijn de huidige Europese en Nederlandse eisen voor de grondwaterkwaliteit voldoende om effecten op terrestrische en aquatische ecosystemen en op het grondwaterecosysteem te voorkomen?**

### ***7.1 De Europese milieukwaliteitseisen.***

Tot nu toe zijn er twee kwaliteitseisen in de Dochterrichtlijn Grondwater. Deze zijn die van nitraten (50 mg/liter) en van bestrijdingsmiddelen en biociden (0.1 µg/liter of 0.5 µg/liter voor het totaal). De meeste rivieren in de wereld bevatten minder dan 10 µM nitraat (dat is 0.6 mg/liter) (Turner et al., 2003). Wanneer er dus grondwater met 50 mg/liter nitraat in een rivier stroomt dan zou dit kunnen leiden tot een verhoogd nitraatgehalte in de rivier. Het is daarom aan te nemen dat de Dochterrichtlijn Grondwater niet beschermt tegen overbemesting door stikstof in het oppervlaktewater. In de Europese technische richtlijn voor de risico-evaluatie van stoffen (EC, 2003) wordt het grondwaterecosysteem wel genoemd als beschermwaardig onderdeel van het terrestrische ecosysteem. Deze Europese richtlijn verwijst naar het RIVM grondwater onderzoek van Notenboom (Notenboom et al., 1993) en van Van Beelen (Van Beelen et al., 1991). De Europese kwaliteitseisen voor bestrijdingsmiddelen en biociden van 0.1 µg/liter zijn niet voor alle middelen voldoende voor de bescherming van het oppervlaktewater. Dit blijkt uit de vergelijking met een uit toxiciteitstesten afgeleide Maximaal Toelaatbare Risicoconcentratie (MTR). Deze MTR wordt afgeleid volgens de Europese technische richtlijn voor risico evaluatie van stoffen (EC, 2003). Hoewel de meeste bestrijdingsmiddelen een MTR voor het oppervlaktewater hebben die hoger is dan 0.1 µg/liter, zijn er nog tientallen bestrijdingsmiddelen met een "ad hoc" MTR die lager is dan deze waarde. Tabel 1 geeft een lijst van 41 bestrijdingsmiddelen met een ad hoc MTR lager dan 0.1 µg/liter. Deze lijst is een selectie uit een lijst met ad hoc MTR waarden afkomstig uit de Evaluatie Duurzame Gewasbescherming die in opdracht van het RIZA in 2005 was afgeleid door Haskoning (Linden et al., 2006). Een aantal van deze

MTR waarden zijn afgeleid uit een veel te beperkt aantal toxiciteitsgegevens met behulp van een ad hoc extrapolatie procedure die werkt met hoge veiligheid marges om het gebrek aan gegevens te compenseren. Maar andere MTR waarden, met name die van de meer bekende bestrijdingsmiddelen, zijn afgeleid met behulp van voldoende gegevens volgens een in de Europese regelgeving vastgelegde procedure (Jager et al., 2003). Ongeveer 80% van de belasting van het Nederlandse oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen is afkomstig uit het grondwater. De middelen worden op het gewas gespoten, spoelen met de regen of het sproeiwater naar de bodem en komen in het grondwater terecht waarnaar ze via laterale uitspoeling het nabijgelegen oppervlaktewater bereiken (EC, 2000). Op deze manier kan het voorkomen dat heel toxische bestrijdingsmiddelen met een concentratie onder de 0.1 µg/liter in het grondwater uiteindelijk in de sloot terechtkomen in concentraties boven hun MTR. Hieruit blijkt dat de Europese kwaliteitseisen voor bestrijdingsmiddelen in grondwater onvoldoende bescherming bieden voor het oppervlaktewater.

Tabel 1: Bestrijdingsmiddelen met een MTR lager dan 0.1 µg/liter (Van der Linden et al., 2006).

<i>naam</i>	<i>MTR µg/l</i>
2,4'-dichloordifenyldichloorethaan	0.00394
4,4'-dichloordifenyldichloorethaan	0.00050
4,4'-dichloordifenyldichlooretheen	0.00040
2,4'-dichloordifenyiltrichloorethaan	0.00001
4,4'-dichloordifenyiltrichloorethaan	0.00090
Dimethyl-dichloorvinylfosfaat	0.00070
Som dithiocarbamaten	0.00500
Fenamifos	0.00220
Hexachloorbenzeen	0.00900
Cyhalothrin	0.00029
Delta-methrin	0.00040
Ethylparathion	0.00500



---

Methylbromofos	0.00220
Methyl-pirimifos	0.00200
Ethylchlorpyrifos	0.00300
Trifenylin	0.00500
Cis-heptachloorepoxide	0.00050
Abamectine	0.00004
Aldrin	0.00100
Chloorfeninfos	0.00200
Chloorpyrifos	0.00300
Cyfluthrin	0.00140
Cypermethrin	0.00010
Dichloorvos	0.00070
Diflubenzuron	0.00400
Endrin	0.00400
Esfenvaleraat	0.00007
Fenbutatin	0.00150
Fenitrothion	0.00900
Fenoxycarb	0.00140
Fenthion	0.00300
Heptachloor	0.00050
Heptachloorepoxide	0.00050
Hexachloorbutadieen	0.00400
Mevinfos	0.00200
Monolinuron	0.00100
Permethrin	0.00030
Pyridaben	0.00007
Pyriproxyfen	0.00015
Tetrachloorinfos	0.00032
Thiometon	0.00500

---

## ***7.2 De Nederlandse milieukwaliteitseisen.***

In het kader van het Nederlandse bodembeleid zijn al voor een groot aantal stoffen Nederlandse milieukwaliteitsnormen afgeleid voor het grondwater (Lijzen et al., 2001). Het gaat hier om de streefwaarde en de interventiewaarde. Voor milieuvreemde stoffen is de streefwaarde gelijk aan 1% van de MTR. Deze streefwaarde wordt gebruikt als een veilige milieuconcentratie. De interventiewaarde ligt ver boven de MTR en wordt gebruikt als grenswaarde voor het opstarten van een bodemsanering op sterk vervuilde locaties. Deze waarden zijn meestal afgeleid uit aquatische toxiciteitsgegevens volgens de Europese technische richtlijnen voor de risico-evaluatie van stoffen (Jager et al., 2003). Deze streefwaarden in het grondwater werden afgeleid uit aquatische toxiciteitsdata en zijn daarom in principe beschermend voor het aquatische milieu (Lijzen et al., 2001). In kwel gebieden waar het grondwater via de waterbodem omhoog kwelt naar het oppervlaktewater zouden wij dus geen normstellingsproblemen mogen verwachten omdat voor de meeste stoffen de normen voor het oppervlaktewater en het grondwater identiek zijn (VROM, 1999).

Dit geldt echter niet voor de van nature in het grondwater voorkomende stoffen omdat voor deze stoffen de natuurlijke achtergrondconcentratie in het Nederlandse grondwater bepalend is. De uiteindelijke norm (MTR) is de achtergrondconcentratie (AC) plus een uit aquatische toxiciteitsdata afgeleide toegevoegde concentratie (MTT=Maximaal Toelaatbare Toevoeging). Voor grondwater gaat het hier om opgeloste concentraties.

$$MTR=AC+MTT$$

De streefwaarde SW wordt als volgt berekend:

$$SV=AC+0.001*MTT$$

Dit is belangrijk voor metalen zoals arseen, chroom, koper, lood en zink waarbij de achtergrond concentratie in het grondwater ongeveer een factor 10 groter kan zijn dan achtergrondconcentratie in het oppervlaktewater (Posthumus and Verbruggen, 2001). Voor koper en zink is zelfs de streefwaarde in ondiep grondwater veel hoger dan de MTR in het oppervlaktewater (beide uitgedrukt als opgeloste concentraties) (RIVM, 2007). Voor deze metalen zijn de Nederlandse milieukwaliteitsnormen voor het grondwater dus veel hoger dan die voor het oppervlaktewater. Bij het opwellen van grondwater naar het oppervlaktewater kunnen daardoor normstellingsproblemen met metalen optreden omdat

de toegelaten metaalconcentraties in het grondwater veel hoger kunnen zijn dan die in het oppervlaktewater. De toxiciteit van metalen voor waterorganismen is echter sterk afhankelijk van de chemische eigenschappen van het betreffende oppervlaktewater of grondwater (Steenbergen et al., 2005). Om deze redenen betekent een MTR overschrijding nog niet direct dat er onaanvaardbare ecotoxicologische effecten optreden. Wanneer hoge natuurlijke achtergrondconcentraties van metalen in het grondwater zouden leiden tot toxische effecten in het oppervlaktewater dan kan er sprake zijn van natuurlijke toxische effecten die geaccepteerd kunnen worden als onderdeel van het ecosysteem. Het moet dan wel duidelijk zijn dat deze natuurlijke toxische effecten niet worden vergroot door antropogene beïnvloeding.

## **8 Hoe kunnen de risico's van vervuild grondwater worden ingeschat?**

Uit het bovenstaande blijkt dat grondwater dat "schoon" is volgens de huidige Europese en Nederlandse kwaliteitsrichtlijnen toch een risico kan vormen voor Nederlandse aquatische ecosystemen. Met name de Nederlandse sloten lopen het grootste risico omdat deze voor het overgrote deel gevoed worden door het grondwater dat afkomstig is van grasland of akkerbouw. Het stellen van grondwaterlichaam specifieke milieukwaliteitsnormen is een goede methode om de risico's van grondwatervervuiling in te schatten. De grote verschillen in de chemie en de ecologie maakt het stellen van één generieke norm voor alle grondwaterlichamen in Nederland erg lastig. Voor het grondwater zijn op dit moment een aantal algemene milieukwaliteitseisen niet van toepassing die wel gelden voor het oppervlaktewater. In het verleden hebben lokale verzuring, verzilting, verwarming of het optreden van zuurstofgebrek in het oppervlaktewater een grote invloed gehad op enkele aquatische ecosystemen. Deze processen kunnen ook leiden tot een sterke aantasting van de grondwaterfauna in de zandgronden waar deze grondwaterdiertjes voorkomen. Het verdient daarom ook aanbeveling om de normen voor verzuring, verzilting, verwarming en het optreden van zuurstofgebrek in het oppervlaktewater ook van toepassing te verklaren op grondwaterlichamen waarin grondwaterfauna kan voorkomen.

## 9 Conclusies.

- In de Kaderrichtlijn Water en de Dochterraichtlijn Grondwater staat niet expliciet dat grondwaterecosystemen bescherming verdienen. De chemische toestand van het grondwater wordt echter wel door extra bepalingen beschermd vergeleken met de chemische toestand van het oppervlaktewater.
- Grondwaterecosystemen zijn ongeveer net zo gevoelig voor verontreinigingen als kwetsbare aquatische ecosystemen, maar grondwaterecosystemen herstellen veel trager. Om deze redenen verdient het dan ook aanbeveling om de grondwaterkwaliteitsnormen en de drempelwaarden van milieuvreemde stoffen in het grondwater gelijk te stellen aan de streefwaarden. Voor van nature voorkomende stoffen moet rekening worden gehouden met mogelijk hogere achtergrond concentraties in verschillende grondwaterlichamen.
- Voor zuurstofrijke grofzandige grondwaterlichamen kan het voorkomen van grondwaterdieren gebruikt worden als eindpunt voor de ecologische risicobeoordeling van verontreinigd grondwater.
- Het zelfreinigend vermogen van het grondwaterecosysteem kan aangetast worden door verzuring en het zuurstofloos worden van het grondwater.
- De huidige Europese en Nederlandse eisen voor de grondwaterkwaliteit zijn onvoldoende om effecten op terrestrische en aquatische ecosystemen en op grondwaterecosystemen te voorkomen.

### *9.1 Aanbeveling voor verder onderzoek.*

De Dochterraichtlijn Grondwater stelt dat er onderzoek naar de kwetsbaarheid van het grondwaterecosysteem noodzakelijk is. Nader onderzoek naar het voorkomen van grondwaterdieren en hun gevoeligheid voor verontreinigingen lijkt ons dan ook gewenst. In Europees verband wordt al onderzoek naar grondwater ecologie gedaan in het lijkt ons dan ook wenselijk om hierbij aan te sluiten.

## **10 Dankwoord.**

De auteur bedankt Johannes Lijzen, Jos Notenboom, Miranda Mesman, Willie Peijnenburg, Michiel Rutgers, Wilko Verweij en Michiel Zijp voor hun bijdrage aan de discussie. De bovenstaande aanbeveling wordt door hen gesteund. Verder bedankt de auteur Johannes Lijzen, Miranda Mesman, Willie Peijnenburg en Wilko Verweij voor hun deskundig commentaar op eerdere versies van dit briefrapport.

## 11 Referenties.

- Beatrix, 2002. Wet van 31 oktober 2002, houdende regels met betrekking tot het onderzoek naar en het winnen van delfstoffen en met betrekking tot met de mijnbouw verwante activiteiten (Mijnbouwwet). Staatsblad. 542, 1-57.
- Beugeling, G. P., Van Hinsberg, A., Van Oostenbrugge, R., Clement, J., Van Tol, S., Hotspotkaart verdrogingsbestrijding. MNP rapport 500402002. Milieu- en Natuurplanbureau MNP, Bilthoven, 2006.
- Beurskens, J. E. M., Toussaint, M., De Wolf, J., Van der Steen, J. M. D., Slot, P. C., Commandeur, L. C. M., Parsons, J. R., 1995. Dehalogenation of chlorinated dioxins by an anaerobic microbial consortium from sediment. *Environmental toxicology and chemistry*. 14, 939-943.
- Bitton, G., Gerba, C. P. J. O., 1984. *Groundwater pollution microbiology*. John Wiley & Sons New York Chichester Brisbane Toronto Singapore.
- Boivin, M. E., Verbruggen, E. M. J., Verweij, W., Reijnders, H. F. R., Method for setting the level of threshold values. RIVM letter, M/607300/06/AA, 2007.
- Boumans, L. J., Fraters, D., Van Drecht, G., 2005. Nitrate leaching in agriculture to upper groundwater in the sandy regions of the Netherlands during the 1992-1995 period. *Environ. Monit. Assess.* 102, 225-41.
- Brunke, M., Gonser, T., 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater biology*. 37, 1-33.
- Buykx, S. E. J., Van den Hoop, M. A. G. T., Loch, J. P. G., 2002. Dissolution kinetics of heavy metals in dutch carbonate- and sulfide-rich freshwater sediments. *Journal of environmental quality*. 31, 573-580.
- Chapelle, F. H., 2000. The significance of microbial processes in hydrogeology and geochemistry. *Hydrogeology Journal*. 8, 41-46.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Jensen, C., Jensen, J. B., Jensen, B. A., Albrechtsen, H. J., Heron, C., 2001. Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes. *Applied Geochemistry*. 16, 659-718.
- CMVV, Aanbeveling voor de tweede lezing betreffende het gemeenschappelijk standpunt, door de Raad vastgesteld met het oog op de aanneming van de richtlijn van het Europees Parlement en de Raad betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging (12062/1/2005 – C6-0055/2006 – 2003/0210(COD)). In: Klaß, R. C., (Ed.), A6-0146/2006. Commissie milieubeheer, volksgezondheid en voedselveiligheid, 2006.
- Doerr, S. H., Davies, R. R., Harwood, M., Lewis, A., 2006. Blowholes' in the Nullarbor limestone, Australia: frequent collapse features or rare solution pits. *Geophysical Research Abstracts*. 8, 2.
- Dufour, F. C., *Grondwater in Nederland*. NTIG-TNO, Delft, Netherlands., 1998.
- EC, 1980. Richtlijn 80/68/EEG van de Raad van 17 december 1979 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging veroorzaakt door de lozing van bepaalde gevaarlijke stoffen. *Publicatieblad*. L 020, 43-48.

- EC, 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatie blad van de Europese gemeenschappen. L 327, 1-72.
- 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). European Chemicals Bureau, Ispra, Italy, 2003.
- EC, Gewijzigd voorstel van een richtlijn van het Europees parlement en de raad betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging. 2003/0210 (COD). Commissie van de Europese gemeenschappen, 2005.
- EC, 2006a. Gemeenschappelijke standpunt (EG) Nr. 4/2006 vastgesteld door de Raad op 23 januari 2006 met het oog op de aanneming van Richtlijn 2006/.../EG van het Europees Parlement en de Raad van ... betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging (2006/C 126 E/01). Publicatieblad. C126E, 1-15.
- 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. 2006/118/EG. Europees parlement, 2006b.
- Fraters, D., Boumans, L. J., van Leeuwen, T. C., de Hoop, W. D., 2005. Results of 10 years of monitoring nitrogen in the sandy regions in The Netherlands. *Water Sci Technol.* 51, 239-47.
- Griffioen, J., Nootenboom, J., Schraa, G., Stuurman, R. J., Runhaar, H., Van Wirdum, G., 2003. Systeemgericht grondwaterbeheer. De natuurwetenschappelijke werking van grondwatersystemen in relatie tot ecosystemen en grondwaterbeheer. Wolters Noordhoff, Groningen.
- Hahn, H. J., 2006. The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters.* 36, 119-137.
- Hancock, P. J., Boulton, A. J., Humphreys, W. F., 2005. Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeology Journal.* 13, 98-111.
- Hendrix, P. A. M., Meinardi, C. R., Bronnen en bronbeken van Zuid-Limburg; De kwaliteit van grondwater, bronwater en beekwater. 500003003. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM ; Rijkswaterstaat, Directie Limburg/ Universiteit Utrecht, Bilthoven, 2004.
- Hirsch, P., Rades-rohkohl, E., 1982. Microbial diversity in a groundwater aquifer in northern germany. *Dev.Ind.Microbiol.* 24, 183 - 200.
- Hwang, P., Chow, T., Adrian, N. R., 2000. Transformation of trinitrotoluene to triaminotoluene by mixed cultures incubated under methanogenic conditions. *Environmental toxicology and chemistry.* 19, 836-841.
- Ingledeu, W. J., 1982. Thiobacillus ferrooxidans the bioenergetics of an acidophilic chemolithotroph. *Biochimica et Biophysica Acta.* 683, 89-117.
- Jager, T., Fleuren, R., Hogendoorn, E. A., De Korte, G., 2003. Elucidating the routes of exposure for organic chemicals in the earthworm, *Eisenia andrei* (oligochaeta). *Environmental science and technology.* 37, 3399-3404.



- Jones, C. A., Kelly, D. P., 1983. Growth of thiobacillus ferrooxidans on ferrous iron in chemostat culture; influence of product and substrate inhibition. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 33B, 241-261.
- Kazumi, J., Caldwell, M. E., Suflita, J. M., Lovley, D. R., Young, L. Y., 1997. Anaerobic degradation of benzene in diverse anoxic environments. *Environmental Science and Technology.* 31, 813-818.
- Lijzen, J. P. A., Baars, A. J., Otte, P. F., Rikken, M., Swartjes, F. A., Verbruggen, E. M. J., Van Wezel, A. P., 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. RIVM report, 711701023. Nat. Inst. Public Health Environ., Bilthoven, the Netherlands, 2001.
- Linden, A. M. A. v. d., Beelen, P. v., Berg, G. A. v. d., Boer, M. d., Gaag, D. J. v. d., Groenwold, J. G., Huijsmans, J. F. M., Kalf, D. F., Kool, S. A. M. d., Kruijne, R., Merkelbach, R. C. M., Snoo, G. R. d., Vijftigschild, R. A. N., Vijver, M. G., Wal, A. J. v. d., Evaluatie duurzame gewasbescherming 2006: milieu. RIVM rapport 607016001. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM ; Alterra; CBS ; CLM ; CML ; Kiwa ; PD ; PPO ; PRI ; RIZA, Bilthoven, 2006.
- Marxsen, J., 1981. Bacterial biomass and bacterial uptake of glucose in polluted and unpolluted groundwater of sandy and gravelly deposits. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21, 1371-1375.
- Meinardi, C. R., 1986. De ouderdom van het zoete grondwater in nederland. *H2O.* 19, 286-289.
- Meinardi, C. R., Rolf, A., Klaver, G., Van Os, B., Resultaten van de metingen aan de sprengen en het grondwater van de Veluwe. 714851003. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, Bilthoven, 1999.
- NBW, Nationaal Bestuursakkoord Water. Vol. 2007, 2006.
- Notenboom, J., 1991. Marine regressions and the evolution of groundwater dwelling amphipods (Crustacea). *J. Biogeography.* 18, 437-454.
- Notenboom, J., Boessenkool, J. J., Toxicity of selected pesticides to the groundwater copepod *Parastenocaris germanica* (Crustacea). RIVM report, 710302005. Nat. Inst. Public Health Environ., Bilthoven, the Netherlands, 1994.
- Notenboom, J., Boessenkool, J. J., Booyink, M., Rep, A., Development of an acute toxicity test with the groundwater crustacean *Parastenocaris germanica*. RIVM report, 710302004. Nat. Inst. Public Health Environ., Bilthoven, the Netherlands, 1993.
- Notenboom, J., Cruys, K., Hoekstra, J., Van Beelen, P., 1992. Effect of Ambient Oxygen Concentration upon the Acute Toxicity of Chlorophenols and Heavy Metals to the Groundwater Copepod *Parastenocaris germanica* (Crustacea). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 24, 131-143.
- Notenboom, J., De Boom, K., Van Beelen, P., Grondwater-levensgemeenschappen: een studie naar meercellige organismen in het bovenste grondwater en de milieuhygenische implicaties. 710302001. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, Bilthoven, 1990.
- Notenboom, J., Folkerts, A. J., De Zwart, D., Sterkenburg, A., Shallow groundwater ecosystems below cattle farms on sandy soils in relation to land-use practises.

- RIVM report, 672760002. Nat. Inst. Public Health Environ., Bilthoven, the Netherlands, 1997.
- Notenboom, J., Plenet, S., Turquin, M. J., Groundwater contamination and its impact on groundwater animals and ecosystems. Academic Press, 1994, pp. 477-504.
- Notenboom, J., Robbemont, Research of a bioassay for groundwater quality with *Parastenocaris germanica*. RIVM report, 710302002. Nat. Inst. Public Health Environ., Bilthoven, the Netherlands, 1991.
- Pedersen, K., 2000. Exploration of deep intraterrestrial microbial life: Current perspectives. *FEMS Microbiology Letters*. 185, 9-16.
- Poindexter, J. S., Oligotrophy fast and famine existence. In: Alexander, M., (Ed.). Plenum press, New York, 1981, pp. 63-89.
- Post, V., 2004. De oorsprong van het brakke en zoute grondwater in het Nederlandse kustgebied. *Stromingen*. 10, 51-61.
- Posthumus, R., Verbruggen, E. M. J., Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. Annex. RIVM report, 711701020A. Nat. Inst. Public Health Environ., Bilthoven, the Netherlands, 2001.
- Reijnders, H. F. R., Van Drecht, G., Prins, H. F., Bronswijk, J. J. B., Boumans, L. J. M., De kwaliteit van ondiep en middeldiep grond-water in Nederland in het jaar 2000 en verandering daarvan in de periode 1984-2000. 714801030. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, Bilthoven, 2004.
- RIVM, Risico's van stoffen. 2007.
- Rossi, M., Ciaramella, M., Cannio, R., Pisani, F. M., Moracci, M., Bartolucci, S., 2003. *Extremophiles 2002*. *J. Bacteriol.* 185, 3683-3689.
- Schink, B., 2002. Synergistic interactions in the microbial world. *Antonie van Leeuwenhoek international journal of general and molecular microbiology*. 81, 257-261.
- Steenbergen, N. T., Iaccino, F., de Winkel, M., Reijnders, L., Peijnenburg, W. J., 2005. Development of a biotic ligand model and a regression model predicting acute copper toxicity to the earthworm *Aporrectodea caliginosa*. *Environ. Sci. Technol.* 39, 5694-702.
- Sterkenburg, A., Lieste, R., De Cleen, M. P. T. M., Versluijs, C. W., Scenario's Bodemsaneringoperatie. 607400001. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, Bilthoven, 2005.
- Stuurman, R., Oude Essink, G., Monitoring zoutwaterintrusie naar aanleiding van de Kaderrichtlijn Water "verzilting door zoutwaterintrusie en chloridevervuiling". TNO-rapport, 2006-U-R0080/A. TNO Bouw en Ondergrond, 2006.
- Swartjes, F. A., Baars, A. J., Fleuren, R., Otte, P. F., Risicogrenzen voor MTBE (Methyl tertiair-Butyl Ether) in bodem, sediment, grondwater, oppervlaktewater en voor drinkwaterbereiding. RIVM Rapport 711701039. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, Bilthoven, 2004.
- TCB, Advies drempelwaarden grondwater voor de kaderrichtlijn water. Technische commissie bodembescherming, A37. Technische commissie bodembescherming, Leidschendam, 2005.
- Tebbens, L. A., Veldkamp, A., Kroonenberg, S. B., 2000. Natural compositional variation of the river meuse (maas) suspended load: a 13 ka bulk geochemical

- record from the upper kreftenheye and betuwe formations in northern limburg. *Geologie en mijnbouw netherlands journal of geosciences*. 79, 391-409.
- Tomlin, C. D. S., *The pesticide manual*. British Crop Protection Council, Surrey, UK, 1997.
- Turner, R. E., Rabalais, N. N., Justic, D., Dortch, Q., 2003. Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. *Biogeochemistry*. V64, 297-317.
- Uffink, G. J. M., Determination of denitrification parameters in deep groundwater. A pilot study for several pumping stations in the Netherlands. 703717011. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, Bilthoven, 2003.
- Van Beelen, P., Burris, D. R., 1995. Reduction of the explosive 2,4,6-trinitrotoluene by enzymes from aquatic sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 14, 2115-2123.
- Van Beelen, P., Fleuren-Kemilä, A. K., Huys, M. P. A., Van Montfort, A. C. P., Van Vlaardingen, P. L. A., 1991. The toxic effects of pollutants on the mineralization of acetate in subsoil microcosms. *Environ. Toxicol. Chem.* 10, 775-790.
- Van Beelen, P., Peijnenburg, W. J. G. M., *De afbraak van organische stoffen in het grondwater*. 718604002. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, Bilthoven, 1989.
- Van Bennekom, C. A., Kruithof, J. C., 1988. Kwantificering van verzurende processen in het grondwater. *H2O*. 21, 252-274.
- Van den Brink, C., Buitenkamp, M., *Vernieuwing grondwaterbeschermingsbeleid Ten behoeve van de openbare drinkwatervoorziening*. 9R9684. Haskoning Nederland BV, 2006.
- Van der Bolt, F., Leenders, D., Boels, D., Boesten, J., Bonten, L., Merkelbach, R., Römken, P., Shoumans, O., *Scenariostudie KRW – Grondwater*. Alterra rapport, 1210, Wageningen, 2005.
- Van der Linden, A. M. A., Van Beelen, P., Van den Berg, G. A., De Boer, M., Van der Gaag, D. J., Groenwold, J. G., Huijsmans, J. F. M., Kalf, D. F., De Kool, S. A. M., Kruijne, R., Merkelbach, R. C. M., De Snoo, G. R., Vijftigschild, R. A. N., Vijver, M. G., Van der Wal, A. J., *Evaluatie duurzame gewasbescherming 2006: milieu*. 607016001. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM ; Alterra; CBS ; CLM ; CML ; Kiwa ; PD ; PPO ; PRI ; RIZA, Bilthoven, 2006.
- Van Wezel, A. P., Kruitwagen, S., *Milieubalans 2005*. Milieubalans ; MNP Rapport 251701066. Milieu- en Natuurplanbureau MNP ; AVV; CBS ; CPB ; ECN ; KNMI ; NLR ; RIKZ ; RIZA ; RPB ; WUR, Bilthoven, 2005.
- Verhagen, F. T., Krikken, A., *KRW Verkenning Maatregelen grondwater 2006 Deel 1: Overzicht generieke maatregelen*. Haskoning Nederland BV, 2006.
- Verhagen, F. T., Krikken, A., Broers, H. P., *Draaiboek monitoring grondwater Voor de kaderrichtlijn Water*. Haskoning Nederland BV, 2006.
- Versteegh, J. F. M., Dik, H. H. J., *De kwaliteit van het drinkwater in Nederland, in 2005*. 703719014. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, Bilthoven, 2006.
- Verweij, W., Reijnders, H. F. R., *Drempelwaarden in de grondwater: voor welke stoffen?*, 607300001. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, Bilthoven, 2006.

VROM, Stoffen en Normen. VROM Directoraat-Generaal milieubeheer. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Alphen aan den Rijn, 1999.

Witmer, M. C. H., De Jonge, J., Enserink, E. L., Van inzicht naar doorzicht, Beleidsmonitor water, thema chemische kwaliteit van oppervlaktewater. Beleidsmonitor Water, 500799004. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, Bilthoven, 2004.

Zoeteman, B. C. J., De Greef, E., Brinkmann, F. J. J., 1981. Persistency of organic contaminants in groundwater, lessons from soil pollution incidents in the past. Science of the total environment. 21, 187-202.