



Briefrapport 711701069/2008

E. Brand | A.J. Baars | E.M.J. Verbruggen | J.P.A. Lijzen

Afleiding van milieurisicogrenzen voor sulfaat in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem

Afleiding van milieurisicogrenzen voor sulfaat in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem.

E. Brand
A.J. Baars
E.M.J. Verbruggen
J.P.A. Lijzen

Contact:
E. Brand
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling
ellen.brand@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van VROM/DGM/BWL, in het kader van project 'Risico's in relatie tot bodemkwaliteit' (M/711701).



Inhoud

1	<i>Inleiding</i>	4
1.1	Kader en doelstelling	4
1.2	Korte beschrijving Sulfaat	4
1.3	Leeswijzer	5
2	<i>Bestaande normen</i>	6
2.1	Nederland	6
2.1.1	Drinkwater en oppervlaktewater	6
2.1.2	Grondwater	7
2.2	Internationaal	8
2.2.1	World Health Organisation (WHO).....	8
2.2.2	Europa.....	8
2.2.3	België (Vlaanderen).....	9
2.2.4	Duitsland.....	9
2.2.5	Verenigde Staten.....	9
3	<i>Achtergrondgehalten van sulfaat</i>	10
3.1	Bodem	10
3.2	Waterbodem (zoetwater)	10
3.3	Grondwater	11
3.4	Oppervlaktewater (zoetwater)	13
4	<i>Afleiding humane- en ecologische risicogrenzen</i>	15
4.1	Humaantoxicologische risicogrenzen	15
4.1.1	Conclusie	15
4.2	Ecotoxicologische risicogrenzen	15
4.2.1	Conclusie	16
5	<i>Secundaire effecten en risico's sulfaat</i>	17
5.1	Sulfide	17
5.1.1	Vorming sulfide	17
5.1.2	Sulfide en zware metalen	18
5.2	Interne eutrofiëring	18
5.2.1	De rol van nitraat in interne eutrofiëring.....	19
6	<i>Discussie en conclusie</i>	22
6.1	Bestaande normen	22
6.2	Humane en ecologische toxiciteit sulfaat	23
6.2.1	Humaan.....	23
6.2.2	Ecologie	23
6.3	Secundaire risico's sulfaat	23



6.4 Eindconclusie.....	24
<i>Referenties.....</i>	25
<i>Bijlage 1: Kwaliteitsklassen voor oppervlaktewater</i>	29
<i>Bijlage 2: Overzicht meetpunten Landelijke Meetnet Grondwaterkwaliteit.....</i>	31
<i>Bijlage 3: Overzicht van de Meetpunten voor kwaliteit van het Nederlandse oppervlaktewater</i>	32
<i>Bijlage 4: Overzicht van de innamepunten oppervlakte water ter bereiding van drinkwater.....</i>	33



1 Inleiding

1.1 Kader en doelstelling

Binnen het bodembeleid is normstelling voor veel verschillende stoffen relevant. Voor enkele van deze stoffen ontbreken echter normen voor bodem en grondwater die gebaseerd zijn op ecotoxicologische en/of humaan-toxicologische risicogrenzen. Daarnaast is voor een deel van de stoffen de norm niet afgeleid volgens de huidige methodiek voor het afleiden van risicogrenzen. In september 2006 is in overleg met de opdrachtgever VROM bepaald dat stoffen die in meerdere kaders relevant zijn en waarvoor niet eerder een risico-onderbouwing is gedaan, ter hand worden genomen.

Sulfaat is één van die stoffen waar geen risico-onderbouwde normen voor zijn, naast een drinkwaternorm, streefwaarde voor grondwater en een MTR¹ voor oppervlaktewater. Deze set met normen is onvolledig en de onderbouwing is voor een groot deel onbekend. Zie voor een uitgebreidere beschrijving van deze normen hoofdstuk 2 van dit briefrapport.

Vanuit de ‘Europese Kaderrichtlijn Water’ (KRW) en de ‘KRW Dochterrichtlijn voor grondwater’ (GWR) is er geen verplichting voor de afleiding van drempelwaarden voor sulfaat in grondwater. Toch is sulfaat beleidsrelevant in verband met het zoutgehalte en de geleidbaarheid in het water. Sulfaat wordt in dit opzicht samen met chloride beschouwd. “Met betrekking tot zoutconcentraties ten gevolge van menselijke activiteiten mogen lidstaten drempelwaarden voor sulfaat en chloride of voor conductiviteit vaststellen” (EU-richtlijn 2006). Meestal wordt deze geleidbaarheid bepaald met de concentratie chloride in het grondwater waarvoor wel drempelwaarden worden geadviseerd. Uitzonderingen hierop zijn gebieden waar sulfaat ontstaat door een reactie van nitraat (afkomstig van antropogene emissies) met pyriet (van nature aanwezig in de bodem) (Verweij en Reijnders, 2006). In hoofdstuk 5 zal deze reactie (ook wel interne eutrofiëring genoemd) nader worden beschreven.

Doel

In dit briefrapport wordt getracht tot een risico-onderbouwing te komen, gebaseerd op een literatuurstudie voor sulfaat. Deze risico-onderbouwing kan worden toegepast binnen het Nederlandse bodem(beschermings)beleid. Indien mogelijk worden ook ecologische en humane risiconormen afgeleid. Tevens wordt het type effecten dat bij sulfaat het eerste verwacht kan worden beschreven.

1.2 Korte beschrijving Sulfaat

Sulfaat wordt van nature als verschillende mineralen in de bodem aangetroffen, waaronder Bariet (BaSO_4) en Gypsum ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

Sulfaten en zwavelzuur worden onder andere gebruikt in de productie van meststoffen, verschillende chemicaliën, glas, papier, zepen, textiel en verschillende pesticiden zoals fungiciden en insecticiden. Daarnaast vinden zij ook toepassing in de mijnindustrie, metaal- en plaatindustrie, leerproductie en rioolzuiveringsinstallaties (WHO, 2004).

Sulfaten worden door de verschillende industrieën uitgestoten naar het omringende milieu, hetzij via de atmosfeer hetzij via water. Ook de agrarische sector levert een aanzienlijke bijdrage aan de

¹ MTR = Maximaal Toelaatbaar Risico



aanwezige hoeveelheid van sulfaat, onder andere door het gebruik van sulfaathoudende meststoffen en pesticiden, welke kunnen uitspoelen naar het grondwater.

Daarnaast is het verkeer een grote bron voor de zwaveluitstoot naar de atmosfeer. De zwavel kan vervolgens dienen als bron voor sulfaat.

Tenslotte bestaan er nog enkele natuurlijke bronnen voor de uitstoot van zwavel, zoals de uitstoot door vulkanen. Deze natuurlijke uitstoot is echter dermate klein van omvang, dat dit de huidige aangetroffen concentraties zwavel/sulfaat in onze omgeving niet kan verklaren.

De laatste jaren is de concentratie van sulfaat in het grondwater sterk gestegen. Dit wordt veroorzaakt door verhoogde atmosferische depositie, het gebruik van sulfaatrijk rivierwater ter bestrijding van verdroging van natuurgebieden, maar ook vooral door de oxidatie van pyriet als gevolg van verdroging en/of uitspoeling van nitraat van landbouwbodems (Lucassen *et al*, 2000).

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 van dit briefrapport geeft een beschrijving van de huidige normen van sulfaat. Tevens worden enkele internationale normen en onderzoeksresultaten kort beschreven. Hoofdstuk 3 geeft vervolgens een beeld van hoe het in Nederland is gesteld met de sulfaatconcentraties in de verschillende compartimenten. Hoofdstuk 4 richt zich op het afleiden van ecologische en humane risiconormen. In hoofdstuk 5 worden secundaire effecten/risico's van sulfaat beschreven. Bij secundaire risico's voor sulfaat moet gedacht worden aan ongewenste reacties in de bodem, zoals de eerder aangehaalde interne eutrofiëring en de reductie van sulfaat tot sulfiden. Tot slot wordt dit briefrapport afgesloten met een discussie en conclusie in hoofdstuk 6.



2 Bestaande normen

2.1 Nederland

2.1.1 Drinkwater en oppervlaktewater

Sulfaat kent nagenoeg geen directe effecten op mens en dier. Daarom bestaan er voor zover bekend in Nederland voor sulfaat slechts enkele normen voor grondwater en oppervlaktewater ter bereiding van drinkwater.

De kwaliteitseis voor sulfaat in drinkwater betreft 150 mg/l (Waterleidingbesluit, 2006). Deze waarde mag bij uitzonderlijke weersomstandigheden of door invloed van de natuurlijke gesteldheid en de structuur van de bodem op het water worden overschreden. Daarnaast kan een ontheffing worden verleend tot ten hoogste 250 mg/l (Van de Guchte *et al.*, 2000). De norm voor drinkwater is niet gebaseerd op toxicologische achtergronden, maar op bedrijfstechnische en organoleptische achtergronden (corrosie van waterleidingen, smaak et cetera). Volgens het waterleidingsbesluit mag het water niet agressief zijn.

Voor oppervlaktewater is een ecologische MTR voor sulfaat afgeleid van 100 mg/l. Helaas is er geen eenduidige informatie over de achtergrond van deze norm te achterhalen (Van de Guchte *et al.*, 2000).

Voor oppervlaktewater gelden tevens enkele kwaliteitsdoelstellingen voor water dat bestemd is ter bereiding van drinkwater. Deze kwaliteitsdoelstellingen zijn wettelijk vastgelegd in het 'Besluit kwaliteitseisen en monitoring water' (BKMW) welke is gebaseerd op de 'Wet verontreiniging oppervlaktewater' (WVO) (Wuijts & Van Rijswijk, 2007). De normen uit het BKMW zijn mede gebaseerd op een EG richtlijn uit de jaren '70:

- richtlijn 75/440/EEG, betreffende de vereiste kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor productie van drinkwater (Van de Guchte *et al.*, 2000).

Oppervlaktewater dat bestemd is om te worden gebruikt voor de bereiding van drinkwater, wordt ingedeeld in de kwaliteitsklassen I, II of III op grond van de waarden van verschillende parameters, waaronder sulfaat. Zie Tabel 2.1 voor een deel van de kwaliteitsklassen. De volledige tabel is opgenomen in bijlage 1 van dit briefrapport. De klassen maken onderscheid in de intensiteit van de zuivering naar aanleiding van de concentraties van de verschillende parameters.

- Klasse I betreft een eenvoudige fysische behandeling en desinfectie, zoals snelle filtratie en desinfectie.
- Klasse II betreft normale fysische en chemische behandeling en desinfectie zoals voorbehandeling met chloor, coagulatie, uitvlokking, decanteren, filtratie, desinfectie (definitieve behandeling met chloor).
- Klasse III betreft een grondige chemische en fysische behandeling, raffinage en desinfectie, zoals chloorbehandeling op het 'break point', uitvlokking, decanteren, filtratie, raffinage (actieve kool), desinfectie (ozon, definitieve chloorbehandeling) (EU richtlijn 75/440/EEG).

De kwaliteitsklassen gelden op het moment van inname van oppervlaktewater dat bestemd is voor de bereiding van drinkwater. Oppervlaktewater valt in één van de kwaliteitsklassen indien geen van de implementatiewaarden van alle parameters (dus naast de waarde voor sulfaat), genoemd in de tweede kolom van de desbetreffende klasse, wordt overschreden. Het is verboden om drinkwater te bereiden uit oppervlaktewater dat niet voldoet aan implementatiewaarde van kwaliteitsklasse III. Voor sulfaat betekent dit dat oppervlaktewater met een concentratie sulfaat hoger dan 250 mg/l niet mag worden gebruikt ter bereiding van drinkwater. Daarnaast is het tevens



verboden om drinkwater te bereiden uit oppervlaktewater, welke in één van de kwaliteitsklassen I, II of III valt, tenzij het water tevoren is behandeld op een bij de kwaliteitsklasse passende wijze. Hierbij gelden de eerder genoemde zuiveringstechnieken (Van de Guchte *et al.*, 2000).

Tabel 2.1: Een deel van de kwaliteitsklassen die gelden bij de inname van oppervlaktewater dat bestemd is voor de bereiding van drinkwater (Van de Guchte *et al.*, 2000). De volledige tabel is opgenomen in bijlage 1.

Oppervlaktewater ter bereiding van drinkwater		Kwaliteitsklassen					
		I		II		III	
	Eenheid	Richtw*	Implw**	Richtw	Implw	Richtw	Implw
Sulfaat	mg/l	-	100	100	250²	-	250²
Zuurgraad	pH	7,0-8,5	-	6,5-9,0	-		6,5-9,0
Chloride	mg/l	150	-	200	-	200	-
Fluoride	mg/l	-	1,0	1,0	-	1,0	-
Ammonium	mg/l	-	0,2	1,2	1,2	-	3
Organisch gebonden stikstof	mg/l	1,0	-	2,5	-	3,0	-

* Richtwaarde

** Implementatiewaarde

Na behandeling dient het oppervlaktewater aan de norm van 100 mg/l sulfaat te voldoen, alvorens het gebruikt mag worden ter bereiding van drinkwater. Dit is opmerkelijk gezien de drinkwatereis 150 mg/l sulfaat betreft. Hiervoor is geen reden te achterhalen en het lijkt erop dat de twee normen niet op elkaar zijn afgestemd. Overschrijdingen van de maximale norm (250 mg/l sulfaat) als gevolg van de natuurlijke gesteldheid van de bodem en de invloed daarvan op het water worden niet beschouwd als overschrijding (Van de Guchte *et al.*, 2000).

Eind 2007 zullen de eisen aan de kwaliteit van het oppervlaktewater ter bereiding van drinkwater veranderen. Dan vervalt de EU-richtlijn 75/440 en zal met het instrumentarium uit de KRW aan de vereiste waterkwaliteit moeten worden voldaan. De KRW streeft op termijn naar een reductie van de zuiveringsinspanning van het oppervlaktewater.

Nederland zou dan kunnen streven naar een kwaliteitsverbetering van de Nederlandse oppervlaktewateren, bestemd voor de bereiding van drinkwater, naar de kwaliteitsklasse I en II (Wuijts & Rijkwick 2007). Voor sulfaat zou dit concreet betekenen dat de implementatiewaarde voor sulfaat van 250 mg/l verschuift naar 100 mg/l voor de huidige klasse II wateren. Voor de huidige klasse III wateren zal de implementatiewaarde gelijk blijven, maar er zal een richtwaarde van 100 mg/l bijkomen.

2.1.2 Grondwater

Voor grondwater bestaat er een landelijke streefwaarde van 150 mg/l³ sulfaat.

Wanneer en hoe deze norm is afgeleid bleek helaas niet eenduidig te achterhalen. Het is goed mogelijk dat deze streefwaarde voor grondwater verband houdt met de norm voor sulfaat in het 'Besluit infiltratie oppervlaktewater' (BIOU). Hierin is wettelijk vastgelegd, dat oppervlaktewater

² Overschrijding van deze waarde is toegestaan als deze het gevolg is van uitzonderlijke weersomstandigheden. Bovendien kan ontheffing bij overschrijding van deze waarde worden verleend indien de overschrijding het gevolg is van uitzonderlijke geografische omstandigheden.

³ In gebieden met mariene beïnvloeding komen van nature hogere waarden voor (zout en brak grondwater).



dat geïnfiltreerd wordt in de bodem en later weer wordt opgepompt ter bereiding van drinkwater eveneens een maximale sulfaatlast van 150 mg/l⁴ mag hebben.

Het infiltratiebesluit heeft alleen betrekking op infiltraties die onder het vergunningstelsel van de 'Grondwaterwet' vallen. Dat wil zeggen het in de bodem brengen van water ter aanvulling van het grondwater, met als doel het onttrekken van grondwater. Andere meer diverse vormen van infiltratie, zoals het ondergronds opslaan van regenwater ten behoeve van het gebruik door de glastuinbouw vallen buiten het kader van dit besluit.

Het BIOW is gebaseerd op de EU richtlijn 80/68/EEG welke betrekking heeft op de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging, veroorzaakt door de lozing van bepaalde gevaarlijke stoffen. Deze richtlijn dateert uit 1979.

2.2 Internationaal

2.2.1 World Health Organisation (WHO)

In 1958 is door de World Health Organisation een advieswaarde van 400 mg/l voorgesteld. Er werd verondersteld dat boven deze waarde de drinkbaarheid van het water werd aangetast (smaak). In de jaren '90 werd de smaakgrens verlaagd naar 250 mg/l. De advieswaarde bleef echter gehandhaafd.

De WHO beschrijft in haar 'Guidelines for drinking-water quality' (WHO 2004) een onderzoek naar de toxische effecten van hoge sulfaatconcentraties in drinkwater op de mens. Uit dit onderzoek volgde, dat een sulfaatconcentratie tussen de 500 en 1000 mg/l een laxerende werking bij volwassenen en kinderen kan veroorzaken. Vooral kinderen en personen die niet gewend zijn aan een dergelijk hoge concentratie sulfaat lopen hierop risico (bijvoorbeeld toeristen). De laxerende werking is van korte duur (maximaal 14 dagen en meestal korter) en heeft verder geen nadelige gevolgen. Indien de betreffende persoon eenmaal is aangepast aan de hoge concentraties sulfaat bestaat er geen risico meer (US EPA 1994, WHO 2004). Dit onderzoek is voornamelijk uitgevoerd door de 'Unites States Environmental Protection Agency' (US EPA).

Door de WHO is geen humaan-toxicologische grenswaarde voor sulfaat in drinkwater afgeleid (US EPA 1999, WHO 2004). Echter gezien de effecten op de het maag-darmstelsel resulterend uit het drinken van water met hoge sulfaat concentraties, wordt geadviseerd om concentraties boven de 500 mg/l te vermijden (WHO, 2004).

2.2.2 Europa

Vanuit de EU is een drinkwaternorm voor sulfaat afgeleid van 250 mg/l. Deze norm is niet op toxicologische maar op technische en organoleptische achtergronden gebaseerd (EU-richtlijn 98/83/EG). Daarnaast is gebruik gemaakt van de onderzoeken die de WHO rapporteert.

Het is opmerkelijk dat de Nederlandse norm voor sulfaat in drinkwater (150 mg/l) lager ligt dan de Europese. Dit is te danken aan het feit dat de Nederlandse norm eerder is bepaald dan de Europese. Aanpassing van de Nederlandse norm heeft nooit plaatsgevonden.

⁴ Punt van aandacht bij de vergunningverlening i.v.m. lokale situatie.



2.2.3 België (Vlaanderen)

België (regio Vlaanderen) kent een drinkwaternorm van 250 mg/l. Hierbij is sulfaat een indicatorparameter en dit betekent dat bij overschrijding van de norm moet worden geëvalueerd of er gezondheidseffecten kunnen ontstaan. Tevens mag het water niet agressief zijn. Deze norm is direct afgeleid van de Europese norm van 250 mg/l.

Daarnaast heeft België sinds 1995 een Maximaal Toelaatbare Concentratie (MTC) van 250 mg/l voor oppervlaktewater en grondwater. Voor grondwater is tevens een richtwaarde van 25 mg/l van toepassing (Vlarem II, 1995).

2.2.4 Duitsland

In Duitsland zijn voor verschillende stoffen in het grondwater zogenaamde 'Geringfügigkeitsschwellen' (GFS) vastgesteld. Voor sulfaat is de GFS 240 mg/l. Zolang de gemeten sulfaatconcentratie onder deze norm blijft is er in principe geen risico te verwachten. Overschrijding van deze norm leidt in eerste instantie naar een onderzoek voor het bepalen van eventuele risico's en niet tot zuiveringsmaatregelen. De GFS voor sulfaat is gebaseerd op de Duitse drinkwaternorm van 240 mg/l welke om esthetische redenen hierop is vastgesteld. Het GFS heeft in tegenstelling tot de meeste normen geen betrekking op het van oorsprong aanwezige grondwater, maar op het sijpelwater voordat het bij het oorspronkelijke grondwater aankomt (Altmayer *et al.*, 2004). Voor een eenduidige beschrijving van de afleiding van GFS wordt verwezen naar het rapport 'Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser' uitgegeven door Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) in 2004. Voor een volledige referentie zie hoofdstuk referenties achter in deze rapportage.

Naast de GFS kent Duitsland waarden voor een zeer goede ecologische toestand (ZGET⁵) en goede ecologische toestand (GET) voor natuurlijke wateren. De ZGET is < 50 mg/l en de GET is < 100 mg/l (Evers 2006).

2.2.5 Verenigde Staten

In 1979 is door de United States Environmental Protection Agency een advieswaarde (secondary maximum contaminant level) gepubliceerd voor sulfaat in drinkwater van 250 mg/l, gebaseerd op organoleptische gronden. Deze waarde is echter nooit wettelijk vastgelegd en is slechts een richtlijn voor de verschillende staten.

In 1985 stelde de US EPA een advies op om een waarde van 400 mg/l te hanteren, zodat vooral zwakkeren in de maatschappij (bijvoorbeeld kinderen) worden beschermd. Dit advies werd echter nooit afgerond.

In 1986 werd de US EPA verplicht (onder de Safe Drinking Water Act) om voor 83 stoffen (inclusief sulfaat) risiconormen af te leiden de zogenoemde 'Drinking Water regulations'. Dit leidde tot een voorstel van 400 en 500 mg/l als maximum concentratie in 1990. De US EPA besloot echter om de invoering van algemene verplichte sulfaatnormen uit te stellen voor onderzoek naar een effectievere methode om risicogroepen (bijvoorbeeld kinderen en toeristen) te beschermen. Daarom is de advieswaarde van 250 mg/l uit 1979 nog steeds van toepassing (US EPA 1999 en 2003).

⁵ De ZGET waarde geeft aan dat de nutriëntenconcentraties binnen de grenzen blijven die normaal zijn voor de onverstoorde staat. Bij GET vertonen de waarden voor de biologische kwaliteitselementen een geringe mate van verstoring ten gevolge van menselijke activiteiten. De waarden wijken slechts licht af van wat normaal is voor de onverstoorde staat.

3 Achtergrondgehalten van sulfaat

Gezien de fysisch-chemische eigenschappen zijn de meeste sulfaten goed oplosbaar en daarom zeer mobiel in de bodem. Sulfaten worden dan ook vooral in de verschillende wateren (grond- en oppervlaktewater) aangetroffen. Om een beeld te schetsen van de huidige kwaliteit van de bodem en grond- of oppervlaktewater in Nederland, wordt in dit hoofdstuk een overzicht gegeven van verschillende metingen en achtergrondwaarden.

3.1 Bodem

Sulfaten in de bodem worden niet gemeten in het ‘Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit’ (LMB). Hierdoor is de beschikbare kennis met betrekking tot de sulfaatconcentratie in de bodem beperkt. Indien sulfaat wel wordt gemeten in de bodem, is dit meestal gebaseerd op analyses van de waterfractie na extractie van de grond met water. Hierdoor kan geconcludeerd worden, dat gebaseerd op de fysisch-chemische eigenschappen van sulfaat, de hoeveelheid sulfaat in de bodem afhankelijk is van de sulfaatconcentratie in het poriewater.

Lamé *et al.*, hebben in 2004 onderzoek gedaan naar de achtergrondwaarden van verschillende stoffen in Nederland, in het kader van de ‘Achtergrondwaarden’ 2000 (AW2000). Onder achtergrondwaarden werd verstaan:

“De gehalten zoals die op dit moment voorkomen in de bodem van natuur- en landbouwgronden waarvoor geldt dat er geen sprake is van belasting door lokale verontreinigingsbronnen”
(Lamé *et al.*, 2004).

In dit onderzoek is ook de achtergrondwaarde voor sulfaat in de bovengrond (0,0 - 0,1 m-mv) en de ondergrond (0,5 - 1,0 m-mv) bepaald. In Tabel 3.1 worden de gemeten achtergrondconcentraties voor sulfaat in de bovengrond en in de ondergrond weergegeven.

Tabel 3.1: Sulfaatconcentraties in de boven- en ondergrond in Nederland (Lamé *et al.*, 2004).

Percentiel	Minimum (mg/kg ds)	50-P (mg/kg ds)	80-P (mg/kg ds)	90-P (mg/kg ds)	95-P mg/kg ds)	Maximum (mg/kg ds)
Bovengrond*	<8***	46	79	168	233	1103
Ondergrond**	9	52	134	515	1405	14513

* Bovengrond = 0,0 - 0,1 m-mv

** Ondergrond = 0,5 - 1,0 m-mv

*** Kleiner dan de aantoonbaarheidsgrens

3.2 Waterbodem (zoetwater)

Sulfaat wordt eveneens niet gemeten in waterbodems in het LMB of andere meetnetten. Daarom worden waterbodems gelijk gesteld aan de gegevens van de droge bodem. Zie paragraaf 3.1.

3.3 Grondwater

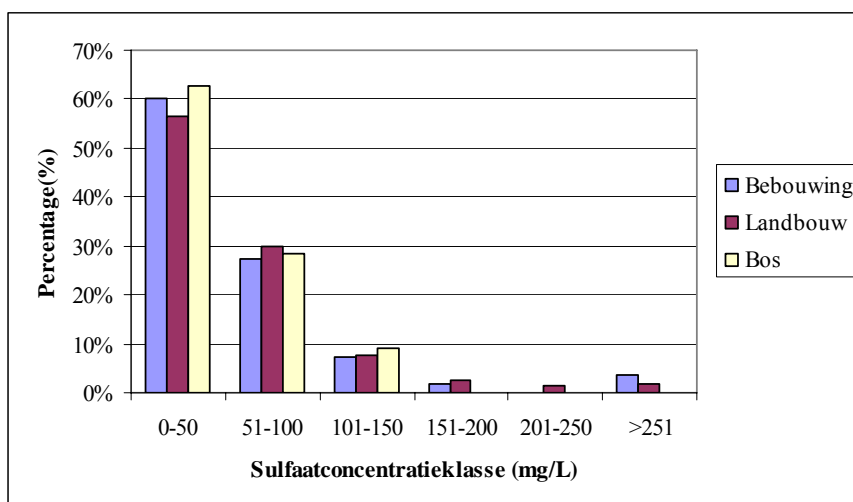
De gemiddelde achtergrondconcentratie voor sulfaat in het Nederlandse grondwater in natuurgebieden wordt op 20 mg/l geschat. Door beïnvloeding van bemesten loopt deze waarde op tot een geschatte achtergrondconcentratie van 70 mg/l in landbouwgronden (Reijnders *et al.*, 2004). Deze achtergrondwaarden zijn gebaseerd op meetgegevens afkomstig uit het ‘Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit’ (LMG).

Sinds 1979 meet het LMG onder andere de sulfaatgehalten in het grondwater in Nederland. Het LMG bestaat uit circa 350 vaste meetpunten verspreid over Nederland, zie Bijlage 2. Naast het LMG zijn, door de meeste provincies⁶, ook ‘Provinciale Meetnetten Grondwaterkwaliteit’ (PMG) ingericht. In het LMG en PMG wordt de kwaliteit van het ondiepe en middeldiepe grondwater in Nederland vastgesteld (Milieuportaal RIVM).

Figuur 3.1 geeft een verdeling van de sulfaatconcentraties van het Nederlandse grondwater. Als achterliggende data zijn meetgegevens uit het LMG en PMG uit het jaar 2003 gebruikt. Deze zijn het meest recent aangezien het gegevensbestand eens in de vijf jaar wordt geactualiseerd. In het jaar 2003 zijn in totaal 417 metingen verricht. Figuur 3.1 beperkt zicht tot een weergave van de sulfaatconcentraties voor de volgende bodemgebruiksvormen (342 metingen):

- Landbouw (grasland en bouwland);
- Bebouwing (steden);
- Bosgebieden (natuurgebied, bos en heide).

In het figuur wordt de sulfaatconcentratie weergegeven in verschillende klassen oplopend van 0-50 tot en met groter dan 250 mg/l sulfaat. Vervolgens worden de percentages aan metingen gegeven welke in de verschillende klassen vallen. Hiermee kan duidelijk worden gemaakt, welke percentages van de grondwatermetingen voldoen aan de landelijk gestelde streefwaarde voor grondwater.



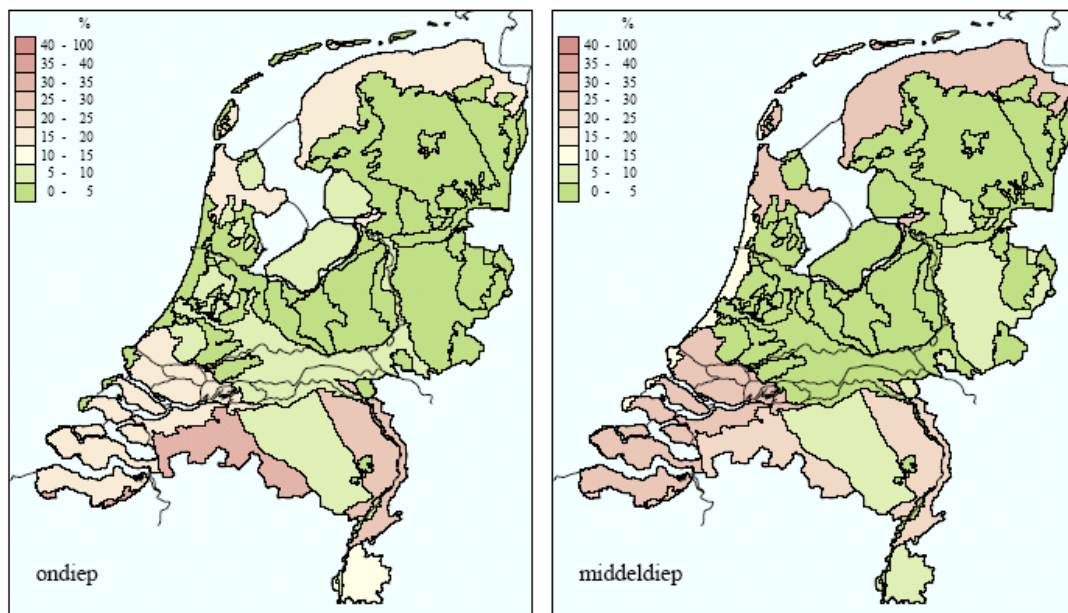
Figuur 3.1: De gemeten sulfaatconcentraties in het Nederlandse grondwater in 2003, weergegeven als percentages in sulfaatklassen (LMG & PMG, RIVM).

⁶ De volgende provincies hebben een PGM: Drenthe, Gelderland, Groningen, Limburg, Noord-Holland, Noord Brabant, Overijssel, Utrecht en Zuid-Holland.

In Nederland geldt een streefwaarde van 150 mg/l sulfaat voor het grondwater. Als dit wordt vergeleken met Figuur 3.1 kan worden geconcludeerd, dat het overgrote deel van de Nederlandse grondwateren, onafhankelijk van het bodemgebruik, in 2003 voldeed aan deze waarde. Slechts een klein percentage van de meetpunten, 5,5% en 5,9% voor respectievelijk bebouwing en landbouw, overschreden deze norm terwijl bijna 60% van de gemeten concentraties in de klasse 0-50 mg/l sulfaat valt. Van de meetpunten welke de streefwaarde overschreden, lag slechts 3,6% voor bebouwing en 1,8% voor landbouw boven de absolute drinkwaternorm van 250 mg/l. Verder valt te zien, dat er voor 2003 geen relatie tussen bodemgebruik en sulfaatconcentraties kan worden geconstateerd.

Reijnders *et al.* (2004) geven een duidelijk beeld over hoe de huidige sulfaatconcentraties in het grondwater verdeeld zijn over Nederland in het jaar 2000. Zie Figuur 3.2.

Volgens Reijnders *et al.* is er in het ondiepe grondwater (0 - 10 m-mv) in het zuidwestelijk zandgebied, de Peelhorst en de oude rivierterrassen een 'Percentage Oppervlakte Boven de Streefwaarde' (%OBS⁷) van hoger dan 20%. Voor het krijt- en lössgebied is het %OBS hoger dan 10%. Deze overschrijdingen van de sulfaatconcentraties worden toegeschreven aan bemesting, oxidatie van pyriet door nitraat en atmosferische depositie. In de zeekleigebieden is het %OBS eveneens hoger dan 10% maar dit is als gevolg van mariene invloed. Volgens Reijnders *et al.*, is het beeld van het %OBS in het middeldiepe grondwater (10 - 25 m-mv) globaal gelijk met het beeld voor het ondiepe grondwater, met de uitzondering dat de %OBS in het middeldiepe grondwater van de zeekleigebieden hoger is dan in het ondiepe grondwater (Reijnders *et al.*, 2004). Dit bevestigt dat een groot deel van de Nederlandse grondwateren voldoen aan de gehanteerde streefwaarde.



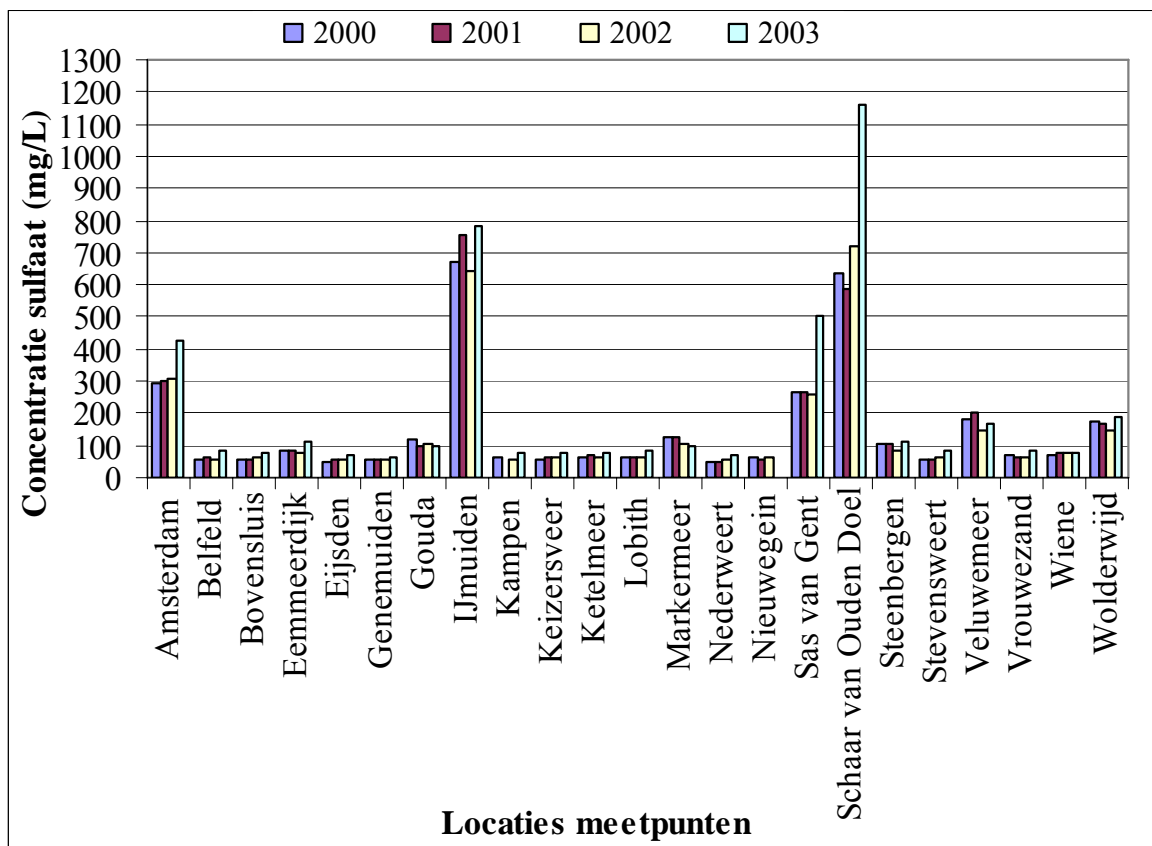
Figuur 3.2: Sulfaat in het ondiepe (0 -10 m-mv) en middeldiepe (10 - 25 m-mv) grondwater per gebied op basis van waarnemingen uit het LMG en PMG. Percentage Oppervlakte Boven de Streefwaarde (%OBS) in het jaar 2000. Streefwaarde = 150 mg/l (Reijnders *et al.*, 2004).

⁷ Percentage Oppervlakten Boven de Streefwaarde (%OBS) geeft dat percentage van een fysisch-geografisch gebied weer waarvan de sulfaatconcentratie de landelijke streefwaarde voor sulfaat in grondwater overschrijdt.

3.4 Oppervlaktewater (zoetwater)

Naast het grondwater wordt ook het Nederlandse oppervlaktewater regelmatig bemonsterd op verschillende parameters, waaronder sulfaat. Dit briefrapport beperkt zich tot een beschrijving van de zoetwatergebieden, zoals meren en rivieren. In de database 'Waterstat', opgesteld en beheerd door Rijkswaterstaat⁸, worden meetgegevens over de Nederlandse rijkswateren beschikbaar gesteld. De meetgegevens zijn verzameld uit verschillende meetnetten, maar het merendeel is afkomstig van het landelijke monitoringprogramma van Rijkswaterstaat: Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL). Voor een overzicht van de meetpunten zie Bijlage 3.

Figuur 3.3 geeft een overzicht van de sulfaatconcentraties in de periode van 2000-2003 in verschillende meetpunten in Nederland.



Figuur 3.3: Sulfaatconcentraties in verschillende meetpunten gedurende de periode 2000-2003 (Waterstat).

⁸ Door het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) en het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ). Sinds 1 oktober van dit jaar vallen deze twee instituten onder de Waterdienst.



Als de gegevens uit Figuur 3.3 worden vergeleken met MTR voor sulfaat in oppervlaktewater (100 mg/l) kan worden geconcludeerd dat de meetlocaties in het jaar 2003, met uitzondering van Amsterdam, Eenmeerdijk, IJmuiden, Sas van Gent, Schaar van Ouden doel, Steenbergen, Veluwemeer en Wolderwijd aan deze norm voldeden.

Indien de meetlocaties worden vergeleken met de eisen gesteld aan oppervlaktewater ter bereiding van drinkwater blijkt dat de meetlocaties Amsterdam, IJmuiden, Sas van Gent en Schaar van Ouden Doel hier over de gehele periode niet aan voldeden. Deze locaties worden echter niet gebruikt ter bereiding van drinkwater. Alle Nederlandse oppervlaktewateren welke wel bestemd zijn voor de bereiding van drinkwater, voldoen aan de normen gesteld voor oppervlaktewater ter bereiding van drinkwater (250 mg/l). Zie ook Tabel 2.1 in hoofdstuk 2.

In bijlage 4 is een overzicht gegeven van de oppervlaktewateren welke bestemd zijn voor de winning van drinkwater.

Uit Figuur 3.3 blijkt ook dat de gemeten sulfaatconcentraties over de periode 2000-2003 redelijk stabiel blijven voor de verschillende meetlocaties. Uitzonderingen hierop vormen de meetpunten Amsterdam, IJmuiden, Sas van Gent en Schaar van Ouden Doel.

4 Afleiding humane- en ecologische risicogrenzen

4.1 Humaantoxicologische risicogrenzen

Mensen hebben een gemiddelde dagelijkse inname van sulfaat, via water, lucht en voedsel, van ongeveer 500 mg per dag. Hierin zijn drinkwater en voedsel de belangrijkste opnameroutes. Sulfaat wordt slecht opgenomen door het menselijke maag-darmstelsel en passeert slechts langzaam de celmembranen (WHO, 1984; Daniels, 1988). Sulfaat is een belangrijk onderdeel in het metabolisme omdat het met verschillende metabolieten een geheel vormt, waardoor deze beter oplosbaar zijn in water en daarmee makkelijker kunnen worden verwijderd uit het lichaam (Daniels, 1988). Sulfaat zelf wordt snel door de nieren verwijderd uit het bloed (WHO, 1984).

Het belangrijkste acute gezondheidseffect van een hoge ingestie van sulfaat is een laxerende werking (Daniels (1988), NAS (1977), US-EPA (1994) en WHO (2004)). US-EPA heeft een LOAEL⁹ van 630 mg/l sulfaat afgeleid welke is gebaseerd op een onderzoek naar diarree bij peuters. De peuters kregen flesvoeding welke was aangemaakt met water dat een hoge sulfaatconcentratie bevatte (US-EPA, 1990). De laxerende werking is van korte duur en heeft verder geen nadelige gevolgen. Naast peuters kunnen ook andere risicogroepen (bijvoorbeeld toeristen) een laxerende werking ervaren. Gezien dit effect, adviseert de WHO om sulfaatconcentraties boven de 500 mg/l te vermijden.

Veel vaker blijkt dat sulfaat een aanzienlijke bijdrage heeft aan de smaak van water. De smaakgrens van sulfaat in water is persoonsafhankelijk, maar ligt gemiddeld rond 300-400 mg/l (NAS,1977).

Er is geen verdere informatie over de orale (chronische) toxiciteit van sulfaat in de mens gevonden. Eveneens is er geen informatie gevonden dat sulfaat effect heeft op ontwikkeling en voortplanting in de mens. Tot slot zijn er geen gegevens gevonden welke erop duiden dat sulfaat carcinogeen kan zijn (US EPA 2003).

4.1.1 Conclusie

In het raamwerk van de humaantoxicologische risicogrenzen (MTR), kan sulfaat als niet toxisch worden beschouwd. Het afleiden van een MTR is daardoor niet noodzakelijk.

4.2 Ecotoxicologische risicogrenzen

Voor sulfaat is geen uitgebreide analyse gemaakt van de ecotoxicologische effecten. Het ligt namelijk in de lijn der verwachting dat de effecten ten gevolge van secundaire ecologische processen (zie hoofdstuk 5) bij een lagere sulfaatconcentratie op zullen treden dan de directe toxische effecten.

In verschillende studies waarin chloride en sulfaat tegelijkertijd getest zijn, blijkt dat de effectconcentraties van deze twee stoffen elkaar niet veel ontlopen (Sindhu *et al.*, 1967, Li *et al.*, 2006, Inubushi *et al.*, 1999). Het is waarschijnlijk dat een groot deel van deze effecten door de verhoogde saliniteit, en meer specifiek door de verhoogde geleidbaarheid en de osmotische druk, goed verklaarbaar is (sulfaat is 2,7 keer zo zwaar als chloride maar de lading is ook 2 keer die van chloride). Echter, in sommige gevallen blijkt sulfaat toxischer te zijn. Dit zou verklaard kunnen

⁹ LOAEL = Lowest Observed Adverse Effect Concentration



worden uit het feit dat chloride meer ten grondslag ligt aan natuurlijke saliniteit dan sulfaat (Slaughter, 2005).

4.2.1 Conclusie

Samenvattend zal de MTR voor sulfaat in de buurt van de MTR van 94 mg/L voor chloride moeten liggen (Verbruggen et al., 2007) of net daaronder. Indicatief zou een waarde tussen de 10 en 100 mg/l aangenomen kunnen worden.

5 Secundaire effecten en risico's sulfaat

Sulfaat kent weinig primaire risico's zoals toxiciteit naar mens en ecosystemen, maar sulfaat kent wel enkele secundaire risico's. Bij secundaire risico's moet gedacht worden aan ongewenste reacties met sulfaat of waarbij sulfaat vrijkomt (Roelofs & Van der Welle, 2007). In dit briefrapport wordt aandacht geschonken aan de effecten in bodem en water (zowel oppervlaktewater als grondwater). Deze reacties kunnen leiden tot het vrijkomen van andere stoffen, waaronder giftige metalen, sulfiden en eutrofiërende stoffen.

5.1 Sulfide

5.1.1 Vorming sulfide

Onder zuurstofloze omstandigheden en voldoende oxideerbare organische stof kan sulfaat, indien in voldoende mate aanwezig, worden gereduceerd tot sulfide. Vooral in veengebieden wordt het sulfaat gereduceerd tot sulfide (Lamers *et al.*, 2005). Sulfide is een bekende natuurlijke toxine voor zowel planten en waterorganismen (macrofauna). Verhoogde concentraties sulfide kunnen leiden tot onder andere wortelrot en gereduceerde groei bij planten en respiratieproblemen bij dieren dat kan leiden tot sterfte bij beide groepen organismen. Sulfide wordt vooral aangetroffen in zoute of brakke milieus, maar kan ook in mindere mate worden aangetroffen in zoetwater wetlands (Roelofs & van der Welle 2007). Uit experimenten van Van Welle *et al.* blijkt dat sulfiden reeds bij lage concentraties van 1,5 mg/l toxisch kunnen zijn voor zoetwaterplanten en -insecten (Van der Welle *et al.* 2006). Voor gevoelige planten kan echter de helft van deze waarde al toxische effecten veroorzaken (Smolders *et al.*, 1996). In veel van de Nederlandse veengebieden worden deze concentraties echter soms wel 5 tot 10 keer overschreden, met uitschieters naar 50 maal. Dit resulteert in sloten, petgaten (veenplassen) en plassen waar vrijwel geen waterplanten en -insecten meer voorkomen.

Toch is sulfaatreductie tot sulfide niet op iedere locatie een probleem. Indien er naast anaerobie, sulfaat en organische stof ook voldoende ijzer beschikbaar is, vormen de sulfiden een slecht oplosbaar ijzersulfide (waaronder pyriet). De reductie van ijzer en sulfaat kan in een bodem tegelijkertijd optreden. Door de vorming van ijzersulfiden wordt de daadwerkelijk beschikbare fractie aan sulfiden gereduceerd.

Voor pyrietvorming gelden de volgende randvoorwaarden:

1. Aanwezigheid van oxideerbare organische stof;
2. Sulfaatbron;
3. Anaerobe omstandigheden;
4. Sulfaatreducerende bacteriën;
5. Actief ijzer (ijzer(hydr)oxiden);
6. Periodieke of permanent anoxische condities (Delft *et al.*, 2005).

Zolang de locatie anaeroob blijft en er voldoende ijzer wordt aangevoerd, blijven de sulfiden stabiel gebonden. Indien de ijzertoevoer via grondwater daalt, zal het gehalte aan vrij sulfide (watersofsulfide) toenemen. Dit treedt echter alleen op in permanent gereduceerde systemen met een constante aanvoer van sulfaat (Harmsen *et al.*, 2005, Smolders & Lamers *et al.*, 2006).

Indien het hierboven beschreven proces optreedt, dient te worden vergeleken met de toetsingseis voor sulfide. Hier zal niet verder op worden ingegaan.



5.1.2 Sulfide en zware metalen

Naast ijzer kunnen sulfiden ook een binding aangaan met zware metalen. Dan worden er, doorgaans slecht oplosbare, metaalsulfiden met het desbetreffende metaal gevormd of slaan de metalen neer met pyriet. Hierdoor kan naast een verlaging van de sulfidenconcentratie ook de concentratie van de zware metalen worden gereduceerd. In eerste instantie lijkt dit een positieve ontwikkeling voor het binden van twee contaminanten.

Echter er dient rekening te worden gehouden met het feit, dat deze sulfiden immobiel, slecht afbreekbaar en slechts onder bepaalde voorwaarden handhaafbaar zijn. Zie ook de voorwaarden voor pyrietvorming (paragraaf 5.1.1).

Indien één van de in paragraaf 5.1.1 genoemde voorwaarden wegvalt, zullen de metaalsulfiden weer oxideren naar sulfaat en opgeloste zware metalen. Doordat bij dit proces (zwavel)zuur gevormd wordt, kan de zuurgraad sterk toenemen (pH sterk dalen). Hierdoor komen de mobiele zware metalen beschikbaar. Aantasting van het ecosysteem en uitspoeling van zware metalen naar het grondwater zijn reële risico's en kunnen een grond ongeschikt maken voor verdere ontwikkeling.

Een goed voorbeeld is het baggeren van rivieren en sloten. Zolang het sediment onder water blijft, zijn de zware metalen gebonden aan de sulfiden, echter als het sediment op de kant wordt gezet ontstaat er een zuurstofrijke en zure omgeving, waarin de zware metalen weer kunnen vrijkomen. Zolang de baggerspecie op een anaerobe wijze wordt opgeslagen, bestaat er weinig risico.

Het bovengenoemde proces is vooral een bedreiging indien er sprake is van hoge concentraties gebonden zware metalen en een groot verzuringsrisico bij zuurstofinwerking (verdroging). Dit laatste wordt niet alleen bepaald door de mate van zuurvorming, maar ook door de capaciteit van de betreffende bodem om zuren te neutraliseren (buffercapaciteit).

5.2 Interne eutrofiëring

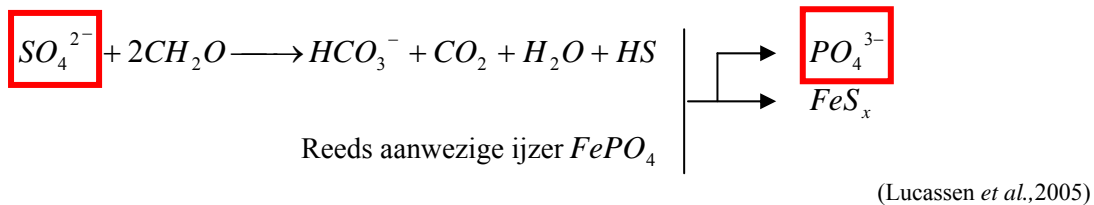
Interne eutrofiëring is een begrip met een groeiende belangstelling vanuit de wetenschap. Het beschrijft het fenomeen dat de kwaliteit van verschillende oppervlaktewateren in Nederland aanzienlijk is afgenomen, waaronder ook in natuurgebieden. Hiervoor is geen directe reden aanwezig, aangezien in veel gevallen het externe toegevoegde nutriëntengehalte, via bijvoorbeeld mest niet aanzienlijk is toegenomen. In veel gebieden is deze juist afgenomen. Het toegevoegde nutriëntengehalte kan de verslechtering dus niet verklaren (Smolders & Lamers *et al.*, 2006).

Het principe van interne eutrofiëring berust onder andere op het feit, dat onder anaerobe omstandigheden de afbraak van organisch materiaal een alternatieve¹⁰ elektronenacceptor benodigd. Sulfaat kan in een dergelijke situatie dienen als alternatieve acceptor, mits er ook voldoende bicarbonaat¹¹ aanwezig is (Smolders & Lamers *et al.*, 2006). Het sulfide dat bij deze reactie wordt gevormd reageert, zoals eerder beschreven, verder met het aanwezige ijzer tot ijzersulfiden (o.a. pyriet). Hiermee kan een groot deel van het aanwezige ijzer in de bodem worden gebonden. Dit ijzer speelt echter een belangrijke rol in de binding van fosfaat tot onder andere ijzerfosfaat (FePO₄). Daarnaast is een deel van het fosfaat gebonden aan ijzer(hydr)oxiden (FeOOH). Naarmate de sulfiden meer ijzer binden, zal de concentratie aan ijzer afnemen, waardoor fosfaat niet meer of slechts marginaal kan worden gebonden. Ijzersulfiden binden, anders dan ijzer(hydr)oxiden of vrij ijzer, geen fosfaat (Michielsen *et al.*, 2007, Lucassen *et al.*,

¹⁰ In aerobe omstandigheden dient zuurstof als elektronenacceptor.

¹¹ De bicarbonaatconcentratie bepaalt mede de alkaliniteit van de bodem. Door het bufferende vermogen wordt de grond minder zuur, waardoor de afbraak van het organische materiaal op gang komt.

2000). Sulfide is zelfs in staat om reeds aan ijzer vastgelegd fosfaat te mobiliseren in de bodem, waarna het in de waterlaag terecht kan komen. Hierdoor nemen de fosfaatconcentraties in het (grond)water toe. Naast de mobilisatie van fosfaat kunnen tevens de concentraties aan sulfiden ophopen als de concentratie van ijzer laag is (zie hiervoor de voorgaande beschrijving over sulfiden). Deze sulfiden kunnen op hun beurt meer fosfaat mobiliseren.



Interne eutrofiëring is een complex proces dat door verschillende factoren kan worden beïnvloed. Vanwege deze complexiteit is het dan ook moeilijk een algemene concentratie af te leiden om te bepalen wanneer dit proces gaat plaatsvinden.

Lamers *et al.*, (2006) komen met de conclusie dat sulfaatconcentraties in laagveenplassen boven een concentratie van 10-19 mg/l vaak een verhoogde kans op fosfaatmobilisatie in het bodemvocht en oppervlaktewater geeft. De kans op mobilisatie wordt echter mede bepaald door de hoeveelheid en het type organische stof en het ijzer dat beschikbaar is. Bij een hoog percentage goed afbreekbaar organische stof en lage ijzergehalten is het risico op interne eutrofiëring aanzienlijk. In zand- en kleiplassen is de kans op eutrofiëring via dit mechanisme minder groot in verband met het ontbreken van hoge concentraties organische stof. Daarnaast leidt sulfaatverrijking bij een tekort aan vrij ijzer voor binding in laagveenplassen tot toxische concentraties van sulfiden.

De aanvoer van zuurstof en nitraat kunnen de sulfaatreductie sterk remmen. Nitraat is namelijk een veel betere electronacceptor dan sulfaat, waarmee micro-organismen meer energie kunnen produceren.

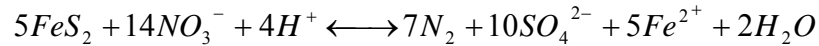
5.2.1 De rol van nitraat in interne eutrofiëring

Voor zwavel gerelateerde interne eutrofiëring is onder andere een hoge concentratie sulfaat noodzakelijk. Deze hoge concentratie wordt in veel wetlands en natuurgebieden aangevoerd met het grondwater en/of oppervlaktewater ter bestrijding van verdroging (vooral gedurende de zomermaanden). De hoge concentraties sulfaat zijn voor een deel een erfenis uit het verleden, toen er nog grote (atmosferische) zwaveldeposities plaatsvonden. Maar ook de sulfaatvorming door de uitspoeling van nitraat naar het grondwater hebben voor een deel een bijdrage aan de hoge concentraties sulfaat geleverd (Smolders & Lucassen *et al.*,2006, Lucassen *et al.*,2000).

Nitraat kan een hoge uitspoeling hebben vanuit onder andere landbouw- en bosgebieden¹². Vanuit deze gronden kan het, met behulp van het grondwater, naar natuurgebieden worden getransporteerd. In eerste instantie lijkt dit geen probleem, omdat nitraat vrijwel geen schadelijke effecten veroorzaakt bij plant- en/of bodemleven. Nitraat heeft zelfs een bufferend vermogen op de reductie van ijzer, wanneer het in voldoende mate aanwezig is. Hierdoor blijft het ijzer geoxideerd en is het beter in staat het aanwezige fosfaat te binden (Smolders & Lucassen *et al.*,2006).

¹² Bomen vangen veel ammonium en ammoniak. Dit wordt in de bodem geoxideerd tot nitraat wat vervolgens kan uitspoelen naar het grondwater.

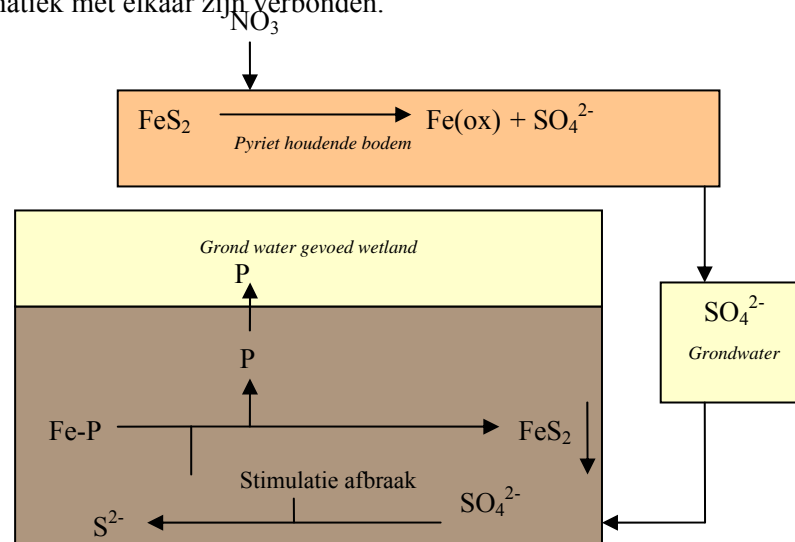
Echter wanneer het nitraat in aanraking komt met pyriethoudende afzettingen en andere ijzerhoudende verbindingen, treedt er oxidatie van de ijzerverbindingen op. Hierbij wordt nitraat verwijderd (via denitrificatie) en komt sulfaat vrij. Zie ook de onderstaande reactie.



(Korom 1992)

Via de invoer van het nu sulfaatrijke grond- en oppervlaktewater naar de (natte) natuurgebieden, kan het sulfaat vervolgens aanzetten tot interne eutrofiëring. Pyriethoudende lagen worden meestal aangetroffen in van origine marine afzettingen, maar kunnen ook door antropogene aanvoer van sulfaat (o.a. door atmosferische zwaveldepositie in het verleden) in de bodem of diepere ondergrond gevormd worden (Smolders & Lucassen *et al.*, 2006, Smolders & Lamers *et al.*, 2006).

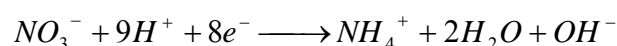
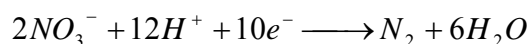
In **Figuur 5.1** is een schematisch overzicht gegeven van de zojuist beschreven sulfaatproblematiek. Het figuur laat zien dat via de sulfaatcyclus de stikstofproblematiek en de fosfaatproblematiek met elkaar zijn verbonden.



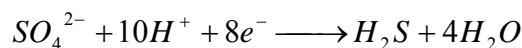
Figuur 5.1: Schematische weergave van de sulfaatproblematiek. De uitspoeling van nitraat zorgt voor een hogere concentratie sulfaat in het grondwater. Dit grondwater speelt vervolgens een rol bij de mobilisatie van fosfaat, wat leidt tot interne eutrofiëring van een (natuur)gebied (Smolders & Lucassen *et al.* 2006).

Nitraat kan echter naast het aansturen van de fosfaatproblematiek ook helpen het tegen te gaan. Nitraat heeft namelijk de voorkeur als elektronenacceptor ten opzichte van sulfaat bij reductie. Zie de onderstaande reacties voor nitraat en sulfaat reductie.

Nitraatreductie



Sulfaatreductie



(Smolders & Lamers *et al.*, 2006)



Indien er voldoende nitraat aanwezig is om het vrijgekomen sulfaat te vervangen als elektronenacceptor, zal het aanwezige sulfaat niet worden gereduceerd tot sulfide. Hierdoor zal er geen reductie van ijzerfosfaten en dus fosfaatmobilisatie plaatsvinden. In dit geval veroorzaakt nitraat dus de hoge concentraties sulfaat, maar zorgt tegelijkertijd voor een buffer tegen het reduceren van sulfaat naar sulfide.

De bijdrage van nitraat aan de interne eutrofiëring is waarschijnlijk afhankelijk van de $\text{NO}_3^- : \text{SO}_4^-$ ratio. Indien deze hoog is zal er juist immobilisatie van fosfaat optreden (Smolders & Lamers *et al.*, 2006). Vanwege de beschreven negatieve effecten van nitraat, stikstofeutrofiëring en de vorming van ammonium in toxische concentraties, kan echter niet gesteld worden dat verhoogde nitraataanvoer gunstig is voor het milieu.

Ook de invloed van nitraat op de sulfaatcyclus is een complex proces dat door verschillende factoren kan worden beïnvloed. Het is helaas niet mogelijk een betrouwbare indicatieve waarde voor het nitraatgehalte te geven, maar waarden van 5 tot 10 mg nitraat kunnen waarschijnlijk al tot sulfaatmobilisatie leiden. Er kan enkel worden geconcludeerd, dat stikstof vaak in moerasachtige gebieden een limiterende factor is. De concentraties nitraat en ijzersulfide zijn dan ook bepalend voor de sulfaatconcentratie (telefonisch contact L.P.M. Lamers).

Tot slot is het belangrijk te vermelden dat interne eutrofiëring niet alleen afhankelijk is van de aanwezigheid van sulfaat. Ook de ijzer/fosfaat ratio in het bodemvocht, de calcium/fosfaat ratio, de alkaliniteit en de verdeling van fosfaat over verschillende fracties in de bodem zijn belangrijke factoren in de fosfaatmobilisatie.



6 Discussie en conclusie

6.1 Bestaande normen

In hoofdstuk twee zijn de normen beschreven welke voor sulfaat in Nederland gelden. Dit zijn:

Drinkwater: 150 mg/l. Deze waarde mag bij uitzonderlijke weersomstandigheden of door invloed van de natuurlijke gesteldheid en de structuur van de bodem op het water worden overschreden. Daarnaast kan een ontheffing worden verleend tot ten hoogste 250 mg/l.

Oppervlaktewater ten behoeve van drinkwater: 250 mg/l. Daarnaast is het verboden om drinkwater te bereiden uit oppervlaktewater, welke in één van de kwaliteitsklassen I, II of III valt, tenzij het water tevoren is behandeld op een bij de kwaliteitsklasse passende wijze.

- Klasse I: 100 mg/l
- Klasse II: 250* mg/l
- Klasse III: 250* mg/l

(* Overschrijding van deze waarde is toegestaan als deze het gevolg is van uitzonderlijke weersomstandigheden. Bovendien kan ontheffing bij overschrijding van deze waarde worden verleend indien de overschrijding het gevolg is van uitzonderlijke geografische omstandigheden).

Na behandeling dient het oppervlaktewater aan de norm van 100 mg/l sulfaat te voldoen, alvorens het gebruikt mag worden ter bereiding van drinkwater.

Ecologische MTR oppervlaktewater: 100 mg/l

Landelijke streefwaarde grondwater: 150 mg/l

Infiltratienorm ten behoeve van drinkwater: 150 mg/l

Een discussiepunt met betrekking tot huidige normen zijn de maximale concentratie welke behandeld oppervlaktewater ter bereiding van drinkwater mag hebben, te weten 100 mg/l, en de daadwerkelijke drinkwaternorm van 150 mg/l. Deze twee normen sluiten niet op elkaar aan en zouden impliceren dat sulfaat mag worden toegevoegd aan gezuiverd oppervlaktewater.

Daarnaast is niet duidelijk waarom een MTR_{eco} van 100 mg/l is afgeleid voor oppervlaktewater, terwijl de inname van oppervlaktewater ten behoeve van drinkwaterbereiding maximaal 250 mg/l mag bedragen.

Er is slechts weinig bekend van de achtergronden welke een rol hebben gespeeld bij de afleiding van de normen in Nederland. Hierdoor ontstaat er een grote onduidelijkheid over het onderlinge verband tussen de normen. Zo zijn de landelijke streefwaarde grondwater en de infiltratienorm vermoedelijk afhankelijk van elkaar. Dit kan echter vanwege het ontbreken van de achtergrondinformatie niet met zekerheid worden gesteld. Het is niet mogelijk een eenduidige reden voor de afwijkingen te geven. Dit zou mogelijk een reden zijn om de normen te herzien.



6.2 Humane en ecologische toxiciteit sulfaat

6.2.1 Humaan

Humaan toxicologisch gezien vormt sulfaat niet snel een risico. De normen welke wettelijk zijn vastgesteld, zijn voor zover bekend gebaseerd op organoleptische of bedrijfstechnische redenen. Ook internationaal gezien zijn er geen risico onderbouwde humane normen afgeleid. Uit acute toxiciteitstudies voor de mens is gebleken dat het enig voorkomende effect van hoge sulfaatconcentraties (≥ 630 mg/l) in drinkwater een laxerende werking bij kinderen en ongewende volwassenen (bijvoorbeeld toeristen) is. Dit effect is echter geen bedreiging voor de gezondheid en zal na een gewenningsperiode van circa 14 dagen weer afnemen (US EPA 1994, WHO 2004).

Gezien het ontbreken van noodzakelijke literatuur en de lage toxiciteit van sulfaat op de mens is het niet mogelijk om (nieuwe) humane risiconormen af te leiden op basis van directe toxiciteitseffecten. Mogelijke aanpassing van de huidige normen in verband met de eerder beschreven inconsistentie tussen de normen is een (beleidsmatige) overweging.

6.2.2 Ecologie

Ecologisch gezien is er wel sprake van enige toxiciteit. Uit verschillende studies is gebleken dat, wat toxiciteit betreft, sulfaat in grote mate gelijk is aan chloride (Sindhu *et al.*, 1967, Li *et al.*, 2006, Inubushi *et al.*, 1999). Een nieuwe ecologische MTR voor sulfaat zal dan ook ongeveer gelijk zijn aan of iets lager zijn dan de MTR_{eco} van chloride (94 mg/l). Indicatief kan worden uitgegaan van een MTR_{eco} voor sulfaat tussen de 10 en 100 mg/l. De huidige MTR_{eco} van 100 mg/l valt binnen dit interval.

Gezien de overeenkomst tussen de huidige MTR_{eco} en het interval voor een nieuwe MTR_{eco} dient de noodzaak voor het definitief vaststellen van een nieuwe MTR_{eco} door een beleidsmatige keuze te worden bepaald. Daarnaast is het noodzakelijk om bij het vaststellen van een nieuwe MTR_{eco} naast toxiciteit ook rekening te houden met eventuele secundaire risico's van sulfaat.

6.3 Secundaire risico's sulfaat

Sulfaat lijkt voornamelijk secundaire risico's te veroorzaken, zoals de vorming van het toxische sulfide bij de afbraak van organische stof. Indien er niet voldoende ijzer aanwezig is om dit sulfide te binden, kunnen ecosystemen worden aangetast. Als er in plaats van ijzer, zware metalen worden gebonden aan het sulfide kan dit mogelijke ophoping van de metalen voor de toekomst betekenen. Indien een locatie veel zware metalen bindt, maar in de toekomst niet meer in staat is deze metalen vast te houden, zullen aantasting van het ecosysteem en uitspoeling van de metalen naar het grondwater reële gevaren zijn.

Een mogelijk interessant vervolgonderzoek is het bepalen van de omvang van dit probleem.

Tot slot staat sulfaat tevens bekend om zijn invloed op het proces van interne eutrofiëring. Interne eutrofiëring is een complex proces dat door verschillende oorzaken kan worden beïnvloed. Vanwege deze complexiteit is het dan ook moeilijk een algemene concentratie af te leiden om te bepalen wanneer dit proces gaat plaatsvinden. Toch hebben Lamers *et al.*, in 2006 de conclusie kunnen trekken, dat in laagveenplassen sulfaatconcentraties boven 10-19 mg/l vaak een verhoogde kans op fosfaatmobilisatie in het bodemvocht en het oppervlaktewater geven. Deze kans is mede afhankelijk van de hoeveelheid organische stof en het ijzer dat aanwezig is.



Ook nitraat speelt een belangrijke rol in dit proces. Zo kunnen lage concentraties nitraat de concentratie sulfaat in porie- en oppervlaktewater aanzienlijk verhogen. Indien er niet voldoende nitraat aanwezig is zal dit de kans op eutrofiëring vergroten. Hoge concentraties nitraat zorgen echter naast het vrij maken van sulfaat ook voor een bufferend effect op de eutrofiëring. De nitraat/sulfaat ratio is hierin bepalend. Vanwege de complexiteit van dit proces is het niet mogelijk een betrouwbare ratio af te leiden, maar waarden van 5 tot 10 mg nitraat kunnen waarschijnlijk al tot sulfaatmobilisatie leiden (telefonisch contact L.P.M. Lamers).

Interne eutrofiëring zou een belangrijk risico van sulfaat kunnen vormen. Vooral in gebieden waar antropogene invloed heerst op de doorstroming van watersystemen. Daarnaast ligt het interval voor een nieuwe MTR_{eco} van 10-100 mg/l sulfaat boven de 10-19 mg/l sulfaat welke een verhoogde kans op interne eutrofiëring in laagveenplassen geeft. Dit zou tot problemen in diverse laagveenplassen kunnen leiden. Echter met zekerheid kan dit niet worden gezegd, omdat sulfaat niet de enige bepalende factor is, in het complexe proces van interne eutrofiëring.

Interessante vervolgacties kunnen bestaan uit het bepalen van de omvang van interne eutrofiering in Nederland. Indien blijkt dat interne eutrofiëring een aanzienlijke omvang heeft, zou het vaststellen van een lagere MTR_{eco} een serieuze overweging kunnen zijn. De problemen met eutrofiëring en de vorming van sulfide zouden dan, indien mogelijk, ten grondslag kunnen liggen aan het vaststellen van een nieuwe MTR_{eco} voor sulfaat. Omdat sulfaat niet de enige bepalende factor voor eutrofiering is, is het tevens noodzakelijk om te achterhalen welke factoren het meest bepalend zijn voor de eutrofiëring, met als potentieel doel het beperken van deze factoren.

Indien echter blijkt dat de omvang van interne eutrofiëring gering is (beperkt zich tot enkele lokale gebieden), zou het verlagen van de MTR_{eco} tot onnodige probleemsituaties kunnen leiden. Lokaal beleid is dan een mogelijke oplossing voor de gebieden die wel betroffen zijn.

Indien besloten wordt vervolgonderzoek naar interne eutrofiëring uit te voeren is samenwerking met de onderzoeksgroep Aquatische Ecologie & milieubiologie van de Radboud Universiteit in Nijmegen (Roelofs, Lamers et al.) van cruciaal belang.

6.4 Eindconclusie

Gezien de geringe toxiciteit van sulfaat en het ontbreken van relevante literatuur hierover is het lastig om tot een volledige risico-onderbouwing te komen. Wat humane toxicologische risico's betreft is het niet mogelijk om een MTR af te leiden. Met betrekking tot ecologische toxiciteit is een interval voor een MTR_{eco} bepaald in analogie met de afleiding van een MTR_{eco} voor chloride.

Tevens kan geconcludeerd worden dat sulfaat in plaats van toxicologische effecten waarschijnlijk eerder secundaire ecologische effecten veroorzaakt, zoals de vorming van sulfide en interne eutrofiëring. Met deze ecologische effecten is in de huidige risico-onderbouwing geen rekening gehouden. Wel zijn de secundaire ecologische effecten zo concreet mogelijk beschreven. Vervolgonderzoek is echter noodzakelijk om de omvang van deze effecten te bepalen. Indien blijkt dat deze effecten een brede omvang hebben en er beleidsmatig meer nauwkeurigheid is gewenst met betrekking tot de MTR_{eco} , dan wordt geadviseerd deze in detail af te leiden. Hierbij zouden de ecologische effecten ten grondslag kunnen liggen voor de normering van sulfaat.



Referenties

- Altmayer M., Bach T., Dieter H.H., et al., (2004). *Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser*. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). www.lawa.de
- Daniels J.I., (1988). *Evaluation of Military Field-Water Quality. Volume 4. Health Criteria and Recommendations for Standards. Part 1. Chemicals and Properties of Military Concern Associated with Natural and Anthropogenic Sources*. AD UCRL-21008 Vol. 4, Part 1.
- EU-richtlijn 1975/44/EG van het Europees parlement en de Raad van 16 juni 1975 *betreffende de vereiste kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor productie van drinkwater in de Lid-Staten*, Publicatieblad van de Europese gemeenschappen L 194.
- EU-richtlijn 1980/68/EG van het Europees parlement en de Raad van 17 december 1979 *betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging veroorzaakt door de lozing van bepaalde gevaarlijke stoffen*, Publicatieblad van de Europese gemeenschappen L 20.
- EU-richtlijn 1998/83/EG van het Europees parlement en de Raad van 3 november 1998 *betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water*, Publicatieblad van de Europese gemeenschappen L 330.
- EU-richtlijn 2000/60/EG (KRW) van het Europees parlement en de Raad van 23 oktober 2000 *tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid*, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L 327
- EU-richtlijn 2006/118/EG (KRWD) van het Europees Parlement en de Raad van 12 december 2006 *betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand*, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L 327
- Everes C.H.M., (2006). *Getalswaarden voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen. Getalswaarden algemene chemie*. Royal Haskoning, 's-Hertogenbosch. Tapportnr. 9R6513B0D0/R00001/901530/DenB.
- Harmsen J., Van den Toon A., Zweers A.J., (2005). *Natuurlijke immobilisatie van zware metalen in de Roeventerpeel*. Alterra, Wageningen. Alterra rapportnr 1125.
- Inubushi K, Barahona MA, Yamakawa K. 1999. *Effects of salts and moisture content on N₂O emission and nitrogen dynamics in Yellow soil and Andosol in model experiments*. Biology and Fertility of Soils 29: 401-407.
- Korom S.F., (1992). *Natural denitrification in the saturated zone: A review*. Water Resources Research 28 (6): 1657-1668.
- Lamers L.P.M., Lucassen E.C.H.E.T., Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M., (2005) *Fosfaat als adder onder het gras bij 'nieuwe natuur'*. H2O 17: 28-30



- Lamers L.P.M., J. Geurts, Bontes B., et al., (2006). *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2003-2006*. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. Rapportnr: 2006/057-O
- Li X, Li F, Ma Q, Cui Z. 2006. *Interactions of NaCl and NaSO₄ on soil organic C mineralization after addition of maize straws*. Soil biology and biochemistry 38: 2328-2335.
- Lucassen E.C.H.E.T., Smolders A., Roelofs J., (2000). *De effecten van verhoogde sulfaatgehalten op grondwatergevoede ecosystemen*. H2O 25/26: 28-31.
- Lucassen E.C.H.E.T., Smolders A.J.P., van der Salm A.L., Roelofs J.G.M., (2004). *High groundwater nitrate concentrations inhibit eutrophication of sulphate-rich freshwater wetlands*. Biogeochemistry 00:249-267.
- Lucassen E.C.H.E.T., Smolders A.J.P., Van de Crommenacker J., Roelofs J.G.M., (2004). *Effects of stagnating sulphate-rich groundwater on the mobility of phosphate in freshwater wetlands: a field experiment*. Archiv für hydrobiologie 160(1): 117-31
- Michielsens B., Lamers L.P.M., Smolders A.J.P., (2007). *Interne eutrofiëring van veenplassen belangrijker dan voorheen erkend?* H2O 8: 51-54.
- Milieuportaal RIVM, Bilthoven. www.rivm.nl/milieuportaal. Retrieved 10-10-2007
- NAS (1977). *Drinking Water and Health*. National Academy of Sciences, Washington DC, USA.
- Reijnders H.F.R., Van Drecht G., Prins H.F., Bronswijk J.J.B., Boumans L.J.M.,(2004). *De kwaliteit van ondiep en middeldiep grondwater in Nederland in het jaar 2000 en verandering daarvan in de periode 1984-2000*. RIVM Bilthoven. RIVMrapnr. 714801030
- Roelofs J.G.M. & Van der Welle M.E.W., (2007). *The regulation of Metal toxicity in wetlands by sulfur and nitrogen biogeochemistry*. http://www.nwo.nl/nwohome.nsf/pages/NWOP_5WSLBD. Retrieved 04-09-2007
- Sindhu MA, Cornfield AH. 1967. *Comparative effects of varying levels of chlorides and sulphates of sodium, potassium, calcium, and magnesium on ammonification and nitrification during incubation of soil*. Plant Soil 27: 468-472.
- Slaughter A.R., (2005). *The refinement of protective salinity guidelines for South African freshwater resources. Thesis*. Grahamstown, South Africa: Rhodes university.
- Smolders A.J.P. & Roelofs J.G.M., (1996). *The roles of internal iron hydroxide precipitation, sulphide toxicity and oxidizing ability in the survival of Stratiotes aloides roots at different iron concentrations in sediment pore water*. New Phytologist 133: 253-260.
- Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Lucassen E.C.H.E.T., Van der Velde G., Roelofs J.G.M., (2006). *Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review*. Chemistry and Ecology 22 (2): 93-111.



- Smolders A.J.P., Lucassen E.C.H.E.T., Tomassen H., Lamers L.P.M., Roelofs J.G.M., (2006). *De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer*. Vakblad Natuur, Bos, Landschap 3 (4): 5-11
- US-EPA., (1990). *National Primary and Secondary Drinking Water Regulations, Synthetic Organic Chemicals and Inorganic Chemicals*. US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA. Federal Register. Vol. 55. No. 143, 30370.
- US-EPA., (1994). *Health Effects from Exposure to High Levels of Sulfate in Drinking Water Study and Sulfate Workshop*. United States Environmental protection Agency, Washington. <http://www.epa.gov/EPA-WATER/1999/February/Day-11/w3427.htm> Retrieved 10-10-2007.
- US-EPA., (1999) *Drinking Water; National Primary Drinking Water Regulations-- Sulfate; National Primary Drinking Water Regulation Implementation*. United States Environmental Protection Agency, Washington. <http://www.epa.gov/EPA-WATER/1994/December/Day-20/pr-32DIR/fulltext.html> Retrieved 10-10-2007.
- US-EPA., (2003). *Contaminant Candidate List Regulatory Determination Support Document for Sulfate*. United States Environmental Protection Agency, Washington. http://www.epa.gov/SAFEWATER/ccl/pdfs/reg_determine1/support_cc1_sulfate_dwreport.pdf Retrieved 10-10-2007.
- Van de Guchte C., Beek M., Tuinstra J., Van Rossenberg M., (2000). *Normen voor het waterbeheer Achtergronddocument NW4*. Commissie Integraal Waterbeheer (CIW), Den Haag.
- Van Delft S.P.J., Kemmers R.H., Jongmans A.G., (2005). *Pyrietvorming in relatie tot interne eutrofiëring en verzuring*. Alterra, Wageningen. Alterra rapportnr. 1161.
- Van der Welle M.E.W., Cuppens M., Lamers L.P.M., Roelofs J.G.M., (2006). *Detoxifying toxicants: interactions between sulphide and iron toxicity*. Environmental Toxicology and Chemistry 25 (6) 1592-1597
- Verbruggen E.M.J., Moermond C.T.A., Janus J.A., (2007). *Afleiding van milieurisicogrenzen voor chloride in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem*. RIVM Bilthoven, Briefrapport in prep.
- Verweij W., Reijnders H.F.R., (2006). *Drempelwaarden in grondwater: voor welke stoffen?* RIVM Bilthoven. RIVM rapnr. 607300001.
- Vlarem., (1995). *Titel II van het VLAREM, Besluit van de Vlaamse regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne*. http://www.mina.be/uploads/vlarem_ii_versie_2007_06_01.doc Retrieved 10-10-2007.
- WHO (1984). *Guidelines for Drinking Water Quality, 2nd edition, vol. 2, Health Criteria and Other Supporting Information*. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- WHO (2004). *Guidelines for Drinking Water Quality, 3rd edition, vol. 1, Recommendations*. World Health Organization, Geneva, Switzerland.



WHO., Fawell J., & Mascarenhas R., (2004). *Sulfate in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. World Health Organisation, Geneve. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/sulfate.pdf Retrieved 10-10-2007

Wuijts S. & Van Rijswijk H.F.M.W., (2007). *Drinkwateraspecten en de kaderrichtlijn water. Bescherming van drinkwater uit oppervlaktewater*. RIVM, Bilthoven. RIVM rapportnr. 734301028

Databases

Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (2007). RIVM, Bilthoven.

Provinciaal Meetnet Grondwaterkwaliteit (2007). RIVM, Bilthoven.

Waterstat (2007) Rijkswaterstaat. www.waterstat.nl



Bijlage 1: Kwaliteitsklassen voor oppervlaktewater

Kwaliteitsklassen die gelden bij de inname van oppervlaktewater dat bestemd is voor de bereiding van drinkwater (Van de Guchte *et al.*, 2000).

Oppervlaktewater ter bereiding van drinkwater		Kwaliteitsklassen					
		I		II		III	
	Eenheid	Richtw*	Implw**	Richtw	Implw	Richtw	Implw
Sulfaat	mg/l	-	100	100	250 ¹³	-	250 ¹³
Zuurgraad	pH	7,0-8,5	-	6,5-9,0	-	-	6,5-9,0
Kleurintensiteit	mg/l	-	20 ¹³	50 ¹⁴	100 ¹³	-	200 ¹³
Gesuspendeerde stoffen	mg/l	25	-	-	50 ¹⁴	-	-
Temperatuur	°C	-	25 ¹³	25	25 ¹³	-	25 ¹³
Geleidingsvermogen voor elektriciteit	mS/m bij 20 °C	100	-	100	-	100	-
Geurverduunningsfactor bij 20 °C	-	3	-	16	-	20	-
Chloride	mg/l	150	-	200	-	200	-
Fluoride	mg/l	-	1,0	1,0	-	1,0	-
Ammonium	mg/l	-	0,2	1,2	1,2	-	3 ¹³
Organisch gebonden stikstof	mg/l	1,0	-	2,5	-	3,0	-
Nitraat	mg/l	-	25	50	50	-	50
Fosfaat ¹⁵	mg/l	0,2	-	0,2	-	0,2	-
Zuurstof opgelost ¹⁶	mg/l	>6	-	>5	-	>4	-
Chemisch zuurstofgebruik ¹⁶	mg/l	-	-	30	-	40	-
Biochemisch zuurstofgebruik ¹⁶	mg/l	3	-	6	-	7	-
Natrium	mg/l	90	-	120	-	120	-
IJzer opgelost ¹⁶	mg/l	-	0,3	0,5	0,2	0,5	-
Mangaan ¹⁶	µg/L	50	-	500	-	500	-
Koper	µg/L	-	50 ¹³	50	-	50	-
Zink	µg/L	-	200	200	1000	-	3000
Boor	µg/L	1000	-	1000	-	1000	-
Arseen	µg/L	-	20	20	50	-	50
Cadmium	µg/L	-	1,5	1,5	3	-	5
Chroom	µg/L	-	20	50	50	-	50
Lood	µg/L	-	30	30	50	-	50

* Richtwaarde

** Implementatiewaarde

¹³ Overschrijding van deze waarde is toegestaan als deze het gevolg is van uitzonderlijke weersomstandigheden. Bovendien kan ontheffing bij overschrijding van deze waarde worden verleend indien de overschrijding het gevolg is van uitzonderlijke geografische omstandigheden.

¹⁴ Gemiddelde van de waarnemingen over een kalenderjaar

¹⁵ De aangegeven waarde betreft het rekenkundig gemiddelde van de waarnemingen over een kalenderjaar en is niet van toepassing op oppervlaktewater dat rechtstreeks wordt verwerkt tot drinkwater.

¹⁶ Ontheffing bij overschrijding van de voor deze parameters genoemde waarden kan worden verleend indien het oppervlaktewater afkomstig is uit meren met een diepte van ten hoogste 20 m, waarin vervanging van het water meer dan een jaar in beslag neemt en waarin geen afvalwater wordt geloosd.



Vervolg kwaliteitsklassen die gelden bij de inname van oppervlaktewater dat bestemd is voor de bereiding van drinkwater

Oppervlaktewater ter bereiding van drinkwater		Kwaliteitsklassen					
		I		II		III	
	Eenheid	Richtw*	Implw**	Richtw	Implw	Richtw	Implw
Seleen	µg/L	-	10	10	10	-	10
Kwik	µg/L	-	0,3	0,3	1	-	1
Barium	µg/L	-	100	200	1000	-	1000
Cyanide	µg/L	-	50	50	50	-	50
Oppervlakte actieve stoffen die reageren met methyleen-blauw	µg/L	200	-	200	-	500	-
Met waterdamp vluchtige fenolen	µg/L	-	1	-	5	10	10
Minerale olie	µg/L	-	50	200	200	-	1000
Polycyclische aromatische koolwaterstoffen	µg/L	-	0,2	0,2	0,2	-	1
Organochloor-pesticiden totaal	µg/L	-	0,05	0,1	0,5	-	0,5
Organochloor-pesticiden per stof: Choline-esterase remmers	µg/L	-	0,5	1,0	2,0	-	5,0
Bacteriën van de coligroep (totaal)	Mediaan per 100 ml ¹⁷	20	-	-	-	-	-
Thermotolerante bacteriën van de coligroep	Mediaan per 100 ml ¹⁷	20	-	2000	-	20000	-
Faecale streptococci	Mediaan per 100 ml ¹⁷	10	-	1000	-	10000	-

* Richtwaarde

** Implementatiewaarde

¹⁷ Van de waarnemingen verricht gedurende de laatste 12 maanden

Bijlage 2: Overzicht meetpunten Landelijke Meetnet Grondwaterkwaliteit

Figuur 1 geeft een overzicht van de operationele meetpunten van het Landelijke Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG). Met behulp van dit meetnet wordt de kwaliteit voor verschillende parameters in de Nederlandse bodem bepaald.



Figuur 1: Overzicht van de meetpunten in het Landelijke Meetnet Grondwaterkwaliteit.

Bijlage 3: Overzicht van de meetpunten voor kwaliteit van het Nederlandse oppervlaktewater

Figuur 2 geeft een overzicht van de meetpunten uit de database Waterstat welke gebruikt kunnen worden ter bepaling van de kwaliteit van het Nederlandse oppervlaktewater, m.b.t. sulfaat, over de jaren 1969 t/m 2003.



Figuur 2: Overzicht van de meetlocaties binnen de database Waterstat.

Bijlage 4: Overzicht van de innamepunten oppervlakte water ter bereiding van drinkwater

In figuur 3 wordt een overzicht gegeven van de verschillende innamepunten voor oppervlaktewater ter bereiding van drinkwater. De kleuren staan voor:

- blauw = inname oppervlaktewater;
- roze = infiltratie-terugwinning;
- groen = oevergrondwater;
- grijs = oeverfiltraat;
- bruin = grondwater + infiltratie-terugwinning.



Figuur 3: Overzicht van de innamepunten oppervlaktewater voor menselijke consumptie.

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl