

Nitraatverwijdering met langzame zwavel/kalksteen filtratie op demonstratieschaal

Inleiding

De nitraatconcentratie in het grondwater vertoont op een aantal winningen in Nederland een duidelijke stijging. De belangrijkste oorzaak van de stijgende nitraatconcentraties in Nederland is de overbemesting in de landbouw met dierlijke mest. Normale bemesting met dierlijke mest en kunstmest, zure regen en lekkende rioolstelsels leveren eveneens een bijdrage aan de nitraatproblematiek [Schippers *et al.*, 1987].

Vanaf 1985 wordt op deze locatie onderzoek uitgevoerd naar nitraatverwijdering uit grondwater in het kader van een samenwerkingsverband tussen KIWA, de NV Waterleidingmaatschappij Oostelijk Gelderland en de Stichting Waterlaboratorium Oost.

In de periode 1985-1986 is uitvoerig onderzoek verricht naar het zwavel/kalksteenproces op proefinstallatieschaal (reactordebiet 18-35 l/uur; [Kruithof *et al.*, 1988]). Vanaf december 1986 is in het

Samenvatting

In het Montferland wordt vanaf december 1986 nitraat uit het grondwater verwijderd met langzame zwavel/kalksteen filtratie.

Dit proces vindt plaats op praktijk-schaal (35 m³/h) in de vorm van een demonstratieproject. Het principe van het proces berust op biologische nitraatverwijdering.

Het gehele proces omvat vier onderdelen te weten: vacuümontgassing, langzame zwavel/kalksteen filtratie (opwaarts), beluchting en infiltratie. Na stikstofgas- en zuurstofverwijdering uit het ruwe grondwater door middel van vacuüm-ontgassing volgt de biologische nitraatverwijdering door middel van filtratie in opwaartse richting door een zwavel/kalksteen bed met een filtratiesnelheid van 0,25 m/uur. Hiermee is een vrijwel volledige nitraatverwijdering (70-85 mg NO₃⁻/l) bereikt gedurende een looptijd van circa twee jaar. Het sulfaatgehalte van het gedenitrificeerde water stijgt hierbij van 25-40 mg SO₄²⁻/l naar circa 150 mg SO₄²⁻/l. Na beluchting en infiltratie van het gedenitrificeerde water (infiltratiesnelheid 0,02 m/uur) wordt het na een verblijftijd in de bodem van drie maanden via winningsputten onttrokken.

Het via deze putten onttrokken water, dat van uitstekende bacteriologische kwaliteit is, wordt gemengd met het via andere putten onttrokken grondwater en behandeld in het pompstation Dr. J. H. van Heek door middel van beluchting en filtratie over habradol ten behoeve van pH-verhoging. Het mengwater voldoet aan de grenswaarde die voor het nitraatgehalte is gesteld in het Waterleidingbesluit, te weten 50 mg/l. Het sulfaatgehalte voldoet zowel aan de grenswaarde genoemd in het Waterleidingbesluit (150 mg/l) als aan de aanbeveling van de VEWIN (100 mg/l).

Het zwavel/kalksteen proces blijkt een eenvoudig en betrouwbaar proces te zijn, dat in principe geschikt is voor toepassing op praktijkschaal.



J. P. VAN DER HOEK
KIWA NV,
Nieuwegein



J. C. KRUIHTOF
KIWA NV,
Nieuwegein



W. A. M. HIJNEN
KIWA NV,
Nieuwegein



F. G. MULDER
NV Waterleidingmaatschappij
Oostelijk Gelderland



C. A. VAN BENNEKOM
Stichting
Waterlaboratorium Oost



J. C. SCHIPPERS
KIWA NV,
Nieuwegein

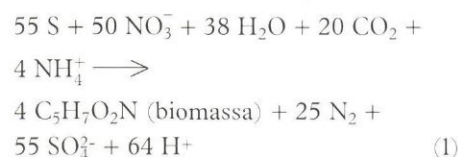
De maximaal toelaatbare concentratie van nitraat in drinkwater bedraagt 50 mg NO₃⁻/l volgens het Waterleidingbesluit van 1 juli 1984, terwijl in de aanbevelingen van de VEWIN een richtniveau wordt genoemd van 25 mg NO₃⁻/l. Verwacht wordt dat bij circa 60 van de in totaal 250 waterwinplaatsen direct (dat wil zeggen door nitraat zelf), dan wel indirect (dat wil zeggen door de reactieproducten ten gevolge van het optreden van denitrificatie in de bodem) in de nabije toekomst problemen zullen ontstaan [Van Beek, 1984].

Na een uitvoerige evaluatie van processen die in aanmerking komen voor de verwijdering van nitraat uit grondwater, is gekozen voor biologische denitrificatie in een vast bed met zwavel en kalksteen, in een uitvoeringsvorm die vergelijkbaar is met langzame zandfiltratie [Schippers, 1984]. De verwachting, dat dit een eenvoudig en betrouwbaar proces is dat tegen acceptabele kosten zou kunnen worden gerealiseerd, heeft tot de keuze van dit proces geleid. In het Montferland, één van de waterwingebieden van de NV Waterleidingmaatschappij Oostelijk Gelderland, is in 1985 op het pompstation Dr. J. H. van Heek de nitraatnorm van 50 mg/l bereikt [Van Bennekom, 1987].

Montferland onderzoek uitgevoerd op demonstratie-installatieschaal (reactordebiet 35 m³/uur). In dit artikel wordt de opzet van de demonstratie-installatie beschreven, en wordt ingegaan op de procesvoering en bedrijfsresultaten van de installatie over een periode van bijna 800 dagen.

Principe van denitrificatie met zwavel

Het zwavel/kalksteen proces voor nitraatverwijdering uit grondwater berust op denitrificatie door autotrofe bacteriën *Thiobacillus denitrificans* onder anoxische (dat wil zeggen geen zuurstof, wel nitraat) omstandigheden. In aanwezigheid van zwavel, dat als energiebron wordt gebruikt, zetten deze bacteriën nitraat om in stikstofgas. Daarbij wordt de zwavel omgezet in sulfaat, terwijl tevens biomassa en waterstofionen worden gevormd:



De kalksteen fungeert in dit proces als anorganische koolstofbron en dient tevens om de pH op peil te houden door neutralisatie van de gevormde waterstofionen. Een essentieel element voor de

groei van bacteriën is fosfor, dat in het celmateriaal wordt ingebouwd (vereenvoudigd weer te geven als C₅H₇O₂NP_{0,03}). Indien van nature niet voldoende aanwezig, dan is een fosfaatdosering vereist.

De demonstratie-installatie

Randvoorwaarden

Gebaseerd op uitvoerig proefinstallatie-onderzoek [Schippers *et al.*, 1987; Kruithof *et al.*, 1988; Hijnen *et al.*, 1988], en onderzoek van Martin en Blecon [1983] en Blecon [1985] is een demonstratie-installatie ontworpen en gebouwd, waarbij de volgende uitgangspunten zijn gehanteerd:

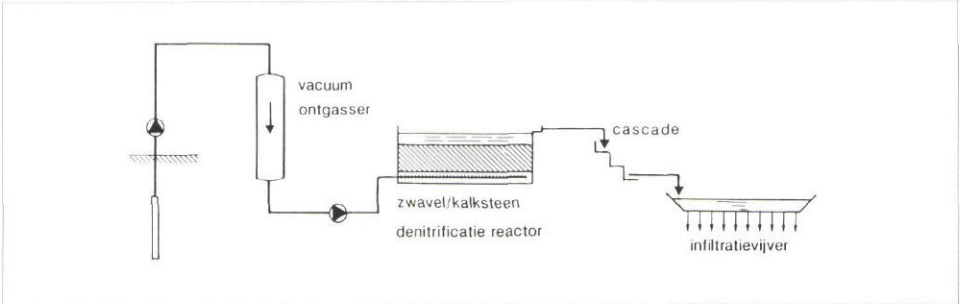
- de looptijd van de zwavel/kalksteen-reactor dient tenminste één jaar te bedragen met een nitraatverwijdering van tenminste 90%;
- gedurende de looptijd dient terugspoelen en/of reinigen van het zwavel/kalksteenbed niet nodig te zijn. Terugspoelen zou nodig kunnen zijn wanneer door het vrijkomen van stikstofgasbellen door oververzadiging in het zwavel/kalksteenbed een weerstandstoename (bij downflow-bedrijf) en/of kortsluitstromingen en nitraatdoorslag (bij upflow-bedrijf) optreedt. Reinigen en/of terugspoelen zou tevens nodig kunnen zijn door vorming van biomassa om de zwavelkorrels waardoor de weerstand toeneemt en 'dode' hoeken ontstaan in het bed;
- infiltratie van gedenitrificeerd water en onttrekking na een verblijftijd van circa 10-12 weken, dient als eenvoudige nabehandeling voldoende te zijn om biomassa, biologisch afbreekbaar materiaal en zwevende stof uit gedenitrificeerd water te verwijderen en bacteriologisch betrouwbaar water te kunnen produceren.

Processtappen

De hierboven geformuleerde randvoorwaarden hebben geleid tot een systeem (afb. 1) dat bestaat uit vier processtappen in serie [Schippers *et al.*, 1987]:

- een vacuümontgasser;
- een zwavel/kalksteenfilter als denitrificatiereactor;
- een cascadebeluchting;
- een infiltratievijver.

Vacuümontgassing van het ruwe grondwater heeft als doel stikstofgas en zuurstof te verwijderen. Door verwijdering van stikstofgas wordt voorkomen dat in het zwavel/kalksteenbed oververzadiging ontstaat en gasbellen worden gevormd, waardoor in het geval van downflow-bedrijf verstoppingen, en in het geval van



Afb. 1 - Processchema van de zwavel/kalksteen denitrificatie-installatie met voor- en nabehandeling.

upflow-bedrijf kortsluitstromingen in de reactor optreden [Harremoës *et al.*, 1980; Soares *et al.*, 1988], en de looptijd en het nitraatverwijderingsrendement sterk dalen. Bij volledige stikstofgasverwijdering uit het ruwe grondwater kan in principe bij de heersende druk en temperatuur 22-23 mg N₂/l oplossen in het behandelde water zonder optreden van oververzadiging in de denitrificatiereactor. De vorming van 22-23 mg N₂/l correspondeert met de verwijdering van 97-102 mg NO₃⁻/l. Zuurstofverwijdering door voorafgaande vacuümontgassing heeft als voordeel dat direct in het hele zwavel/kalksteenbed anoxische condities aanwezig zijn, zodat geen biomassa gevormd wordt in de reactor uit aërobe processen, en het gehele bed benut kan worden voor denitrificatie. Het nut van vacuümontgassing van het ruwe water voorafgaand aan de denitrificatie heeft zich met name in het proefinstallatie-onderzoek bewezen [Schippers *et al.*, 1987; Kruithof *et al.*, 1988].

Na ontgassing wordt het water opwaarts door het zwavel/kalksteenbed geleid waarin de biologische denitrificatie plaatsvindt. Gekozen is voor een langzame filtratie (lage volumebelasting) door het zwavel/kalksteenbed om een overmatige biomassavorming te voorkomen, waarmee voorkeurstromen en daarmee een dalend nitraatverwijderingsrendement en korte looptijden worden vermeden. Opwaartse filtratie heeft als voordeel dat herintrede van stikstofgas en zuurstof in het ontgaste water wordt voorkomen, en dat eventueel gevormde stikstofgasbellen makkelijk kunnen ontwijken. Na denitrificatie wordt het water belucht door middel van een cascade. Vervolgens vindt infiltratie plaats via een vijver, en nabehandeling door middel van een bodempassage, waarna het water na een verblijftijd van circa 3 maanden via winningsputten wordt onttrokken. In het pompstation Dr. J. H. van Heek wordt het onttrokken water gemengd met het water van andere putten en gefiltreerd over habradol ten behoeve van pH-verhoging.

TABEL I - Concentraties in het ruwe water (put 10).

NO ₃ ⁻	(mg/l)	70-85
NO ₂	(mg/l)	0
SO ₄ ²⁻	(mg/l)	25-40
Cl ⁻	(mg/l)	30-35
HCO ₃ ⁻	(mg/l)	85-105
pH		6,1-7,1
N ₂	(mg/l)	16-22
O ₂	(mg/l)	7,1-9,1

TABEL II - Dimensies demonstratie-installatie.

Debiet (m ³ /uur)	35
Vacuümontgasser	
hoogte (m)	5
diameter (m)	0,8
druk (kPa)	15-20
Zwavel/kalksteenreactor	
lengte (m)	20
breedte (m)	7
diepte (m)	2
filtratiesnelheid (m/uur)	0,25
Cascadebeluchting	
aantal overstorten	3
hoogte overstort (m)	0,7
Infiltratievijver	
oppervlak (m ²)	2.000
infiltratiesnelheid (m/uur)	0,02

Dimensionering van de demonstratie-installatie

In tabel I wordt de samenstelling van het ruwe water (afkomstig van put 10) weergegeven dat behandeld wordt met de installatie. In tabel II wordt een overzicht gegeven van de dimensies van de verschillende procesonderdelen. In de vacuümontgasser zijn verschillende vullingen gebruikt, steeds met een totale vulhoogte van 3 m (Pall-ringen 50 mm, Hy-pak 35 mm, Pall-ringen 15 mm, Pall-ringen 35 mm). De zwavel/kalksteen-reactor is opgebouwd uit 'prefab' betonelementen, geplaatst op een betonnen vloer. Het ingevoerde water wordt verdeeld via PVC-pijpen voorzien van gaatjes (2 mm). Op de pijpen ligt 0,3 m grint (4,8-9,6 mm), waarboven een 1:1 mengsel ligt (op volumebasis) van zwavel (2-6 mm) en kalksteen (2-5 mm). De laagdikte was bij het begin van de bedrijfsvoering 0,75 m, en is volgens plan na 370 bedrijfsdagen verhoogd naar 1,50 m.

Resultaten en discussie

De vacuümontgasser

Het effect van vacuümontgassing op de zuurstof- en stikstofgasconcentraties in het te denitrificeren water is weergegeven in de afbeeldingen 2 en 3. De absolute druk in de vacuümontgasser was 15-20 kPa, wat resulteerde in een zuurstofverwijdering van 70-90% en een stikstofgasverwijdering van 75-90%. De stikstofgasconcentratie in het water werd daarmee teruggebracht van 16-21 mg N₂/l naar 3-5 mg N₂/l. Dit betekent dat volledige nitraatverwijdering in de denitrificatiereactor mogelijk is zonder risico van oververzadiging (de omzetting van 75 mg NO₃⁻/l resulteert in de vorming van 17 mg N₂/l).

De zwavel/kalksteenreactor

a. Nitraatverwijdering

De nitraatverwijdering in de zwavel/kalksteenreactor is weergegeven in afb. 4. De reactor is geënt met effluent van de proefinstallaties [Kruithof *et al.*, 1988].

De nitraatverwijdering kwam snel op gang en was na circa 3 weken volledig. Gedurende 200 bedrijfsdagen kon bijna steeds worden voldaan aan de gestelde randvoorwaarde (nitraatverwijdering > 90%); daarna trad zoals verwacht een duidelijke nitraatdoorslag op. Daarom is na een looptijd van 370 dagen de reactor bedreven met een tweemaal zo hoog zwavel/kalksteenbed (verhoging van 0,75 m naar 1,50 m, verlaging nitraatvolumebelasting, dat is het nitraataanbod in kg per m³ reactorinhoud per uur, van 0,023 naar 0,012 kg NO₃⁻/m³·uur). De volgende 400 dagen is de nitraatverwijdering 90% en hoger. Tijdens de gehele looptijd van 800 dagen lag het nitraatgehalte in het behandelde water doorgaans beneden het niveau van 25 mg/l.

b. Sulfaatvorming

Zoals uit reactievergelijking (1) blijkt, resulteert de verwijdering van nitraat in de vorming van sulfaat. In afb. 5 is het

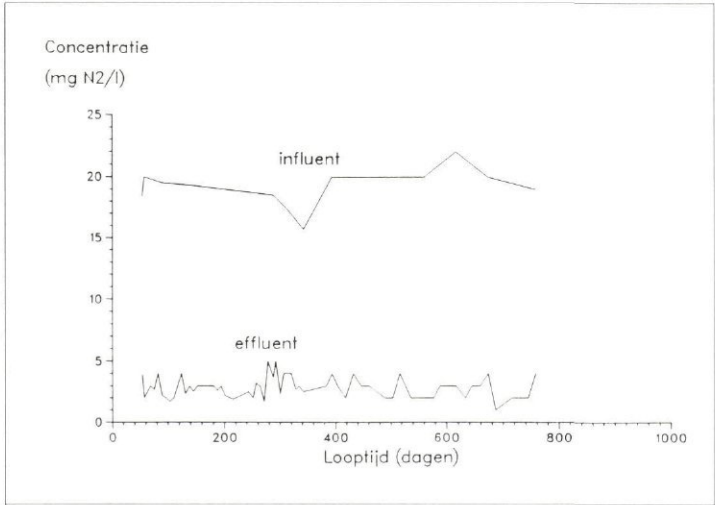
verloop van de sulfaatconcentratie in het influent en effluent van de denitrificatiereactor weergegeven. Bij een nitraat-influentconcentratie van 70-85 mg NO₃⁻/l en 90% nitraatverwijdering wordt 110-130 mg SO₄²⁻/l gevormd. Rekening houdend met een influent-sulfaatconcentratie van 25-40 mg SO₄²⁻/l blijkt de gemeten effluent-sulfaatconcentratie hier goed mee overeen te komen. De daling van de nitraatverwijdering in de periode van dag 200 tot dag 370 correspondeerde met een daling van de effluent-sulfaatconcentratie.

c. Weerstandstoename

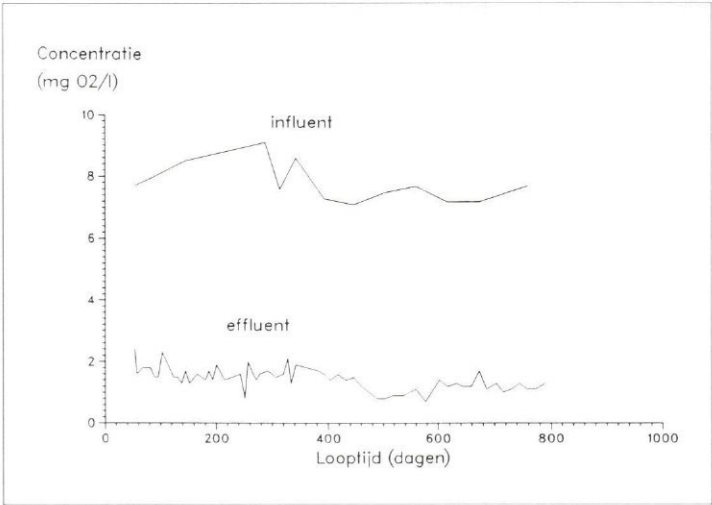
Gedurende de gehele bedrijfsperiode bleek de weerstandstoename over het zwavel/kalksteenbed verwaarloosbaar te zijn. Reinigen van het zwavel/kalksteenbed was dan ook niet nodig.

d. Fosfaatdosering

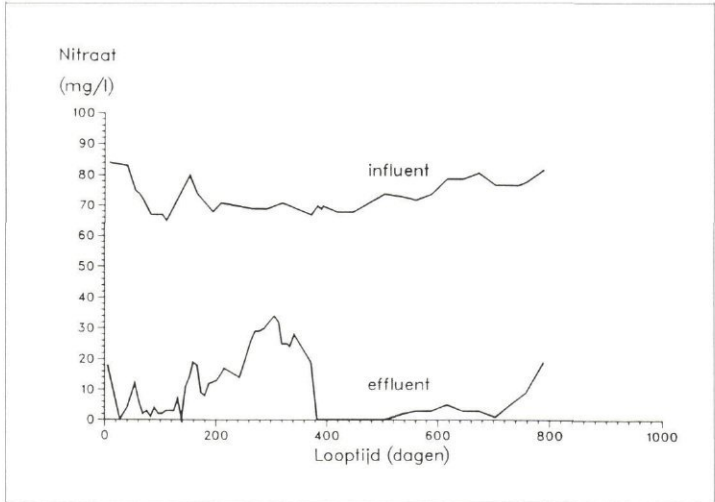
Gedurende de eerste 438 dagen is aan het influent van de denitrificatiereactor fosfaat



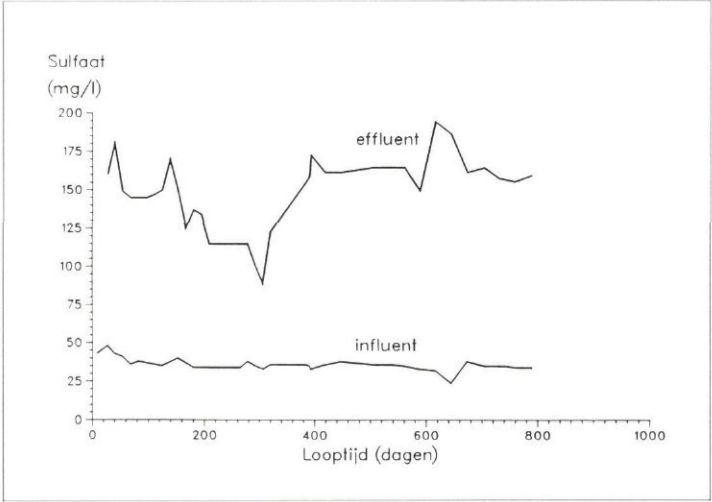
Afb. 2 - Stikstofgasverwijdering in de vacuümontgasser.



Afb. 3 - Zuurstofverwijdering in de vacuümontgasser.



Afb. 4 - Nitraatverwijdering in de zwavel/kalksteen denitrificatiereactor.



Afb. 5 - Sulfaatvorming in de zwavel/kalksteen denitrificatiereactor.

gedoseerd (0,1 mg PO₄³⁻/l) als P-bron. Na 438 dagen is de fosfaatdosering beëindigd. In de daarna volgende periode is geen achteruitgang in reactorcapaciteit geconstateerd omdat het ruwe grondwater reeds voldoende ortho-fosfaat bevatte.

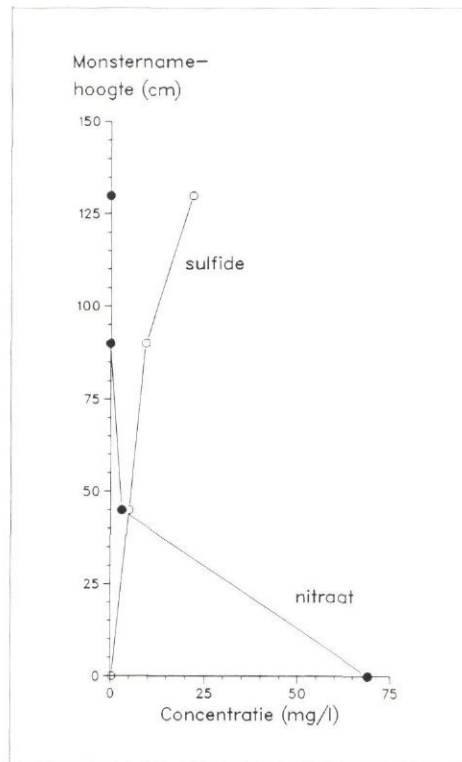
e. Vorming zwavelwaterstof

In de nabijheid van de denitrificatiereactor werd regelmatig een sterke H₂S lucht geconstateerd. Op 9 plaatsen is daarom (op dag 653) op verschillende hoogten in het zwavel/kalksteenbed de sulfideconcentratie in de waterfase gemeten, gelijk met de nitraatconcentratie. Vooral boven in het zwavel/kalksteenbed bleek sulfide aanwezig (tot 22 mg S²⁻/l), en dit viel samen met lage nitraatconcentraties (< 1 mg NO₃⁻/l). Een profiel is weergegeven in afb. 6. Een mogelijke oorzaak is, dat in het bovenste deel van het zwavel/kalksteenbed, op die plaatsen waar nitraat volledig is omgezet, in de anaërobe zones (geen zuurstof en geen nitraat) sulfide wordt gevormd.

De bijdrage van sulfaatreductie aan de sulfideconcentraties is, gezien het feit dat de sulfaattoename in het gedenitrificeerde water stoichiometrisch in overeenstemming was met de nitraatafname, waarschijnlijk gering. Sulfide kan echter ook gevormd worden bij de reductie van elementair zwavel met acetaat als energie- en koolstofbron door *Desulfuromonas acetoxidans*, een strikt anaërobe bacterie [Pfennig en Biebl, 1976]. Acetaat (en andere carbonzuren) kan afkomstig zijn van dood, rottend bacteriemateriaal. Voor de bedrijfsvoering van de denitrificatiereactor betekent dit dat onderbelasting van de reactor moeten worden voorkomen. Over de gehele hoogte van het bed dient nitraat aanwezig te zijn waardoor anaërobe zones boven in het zwavel/kalksteenbed worden vermeden. Getracht moet worden het hele bed te benutten voor denitrificatie.

Beluchting en infiltratie

Na beluchting door middel van een cascade wordt het gedenitrificeerde water naar een vijver geleid voor infiltratie in de bodem met een infiltratiesnelheid van 0,02 m/uur. Gedurende de bedrijfsvoering van de installatie zijn met name op dit punt problemen ondervonden door verstopping van de infiltratievijver. Afb. 7 toont het waterniveau in de infiltratievijver. De verstopping werd opgeheven door een periodieke schoonmaak van de bodem van de infiltratievijver, die bestond uit het wegschrappen van de toplaag (circa 5 cm) van de bodem. Dit is uitgevoerd op dag 268, 349 en 467. De volgende factoren hebben bijgedragen aan het



Afb. 6 - Verloop van de nitraat- en sulfideconcentratie over de hoogte van het zwavel/kalksteenbed.

optreden van verstopping van de bodem van de infiltratievijver:

- bacteriegroei aan het oppervlak van de bodem van de vijver. Het effluent van de zwavel/kalksteenreactor bevatte een relatief hoog AOC-gehalte (assimileerbaar organische koolstof), variërend van 50-1.000 µg acetaat-C eq/l [Hijnen *et al.*, 1990]. Deze AOC-concentratie heeft waarschijnlijk een rol van betekenis gespeeld bij de verstopping van de bodem ten gevolge van bacteriegroei. Door Hijnen en Van der Kooij [1989, 1990] is de relatie tussen de AOC-concentratie van infiltratiewater en verstopping door

bacteriegroei aan het oppervlak van zandfilters duidelijk aangetoond;

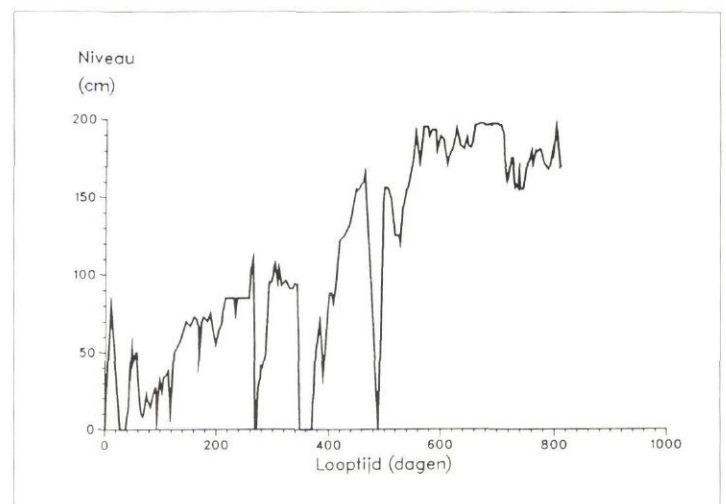
- algenbloei in de infiltratievijver.

De gevormde algenbiomassa kan aanleiding zijn geweest tot verstopping van de bodem. Bekend is dat het optreden van biogene ontharding met als gevolg een sterke pH-stijging eveneens verstopping kan veroorzaken. Dit laatste bleek in elk geval te zijn opgetreden. Zo is in juli 1987 een pH gemeten in het effluent van de zwavel/kalksteenreactor van 7,6, terwijl in de infiltratievijver een pH werd gemeten van 9,3-9,5. In de toplaag van de bodem van de infiltratievijver werden hoge calciumconcentraties gemeten (tot 2.400 mg Ca/kg grond in de bovenste 5 cm);

- in de denitrificatiereactor gevormd sulfide. Na de beluchting in de cascade werd dit mogelijk omgezet in elementaire zwavel. Zowel chemische als biologische oxydatieprocessen spelen bij deze omzetting een rol [Buisman, 1989]. Een toename van de troebelheid in de infiltratievijver was hiervan een gevolg, en door neerslag van colloïdale zwavel kan verstopping van de bodem zijn opgetreden. Daarnaast kan, door anaërobie in de bodem van de infiltratievijver, sulfidevorming hebben plaatsgevonden met als gevolg neerslag van sulfideverbindingen. In steekmonsters van de bodem van de infiltratievijver is op meerdere plaatsen een zwarte afzetting waargenomen in de bovenste 10 cm. Bij blootstelling aan de lucht was de zwartkleuring na een etmaal verdwenen. Dit kan duiden op een ijzersulfide-neerslag.

De verstoppingssnelheid zal door het treffen van een aantal gerichte maatregelen naar verwachting kunnen worden verlaagd. Hierbij wordt gedacht aan:

- verlaging van de fosfaatbelasting van de



Afb. 7 - Het waterniveau in de infiltratievijver.

infiltratievijver door de fosfaatdosering aan het ruwe water te sturen op een rest-gehalte van < 0,03 mg PO₄³⁻/l in het effluent. Algenbloei kan hierbij worden beperkt;

– de denitrificatiereactor zodanig te belasten, dat de gehele bedhoogte benut wordt voor denitrificatie en geen anaërobe zones ontstaan waarin geen nitraat aanwezig is. Sulfidevorming in de denitrificatiereactor, en daarmee de sulfidebelasting van de infiltratievijver, kan hiermee worden beperkt;

– het gedenitrificeerde water voorafgaand aan de infiltratie een eenvoudige voorzuivering te laten ondergaan, bijvoorbeeld (biologische) voorfiltratie over zand in de vorm van een drainpand. Het AOC-gehalte en de concentratie biomassa in het water wordt hierdoor gereduceerd en daarmee bacteriegroei in de infiltratievijver verminderd.

De voorkeur gaat uit naar de twee eerstgenoemde mogelijkheden, daar het toevoegen van een extra stap het proces gecompliceerder en dus kwetsbaarder maakt.

Onttrekking geïnfiltreerd water

Het geïnfiltreerde water wordt na een verblijftijd van circa 10-12 weken via winputten onttrokken aan de bodem. Het effect van het denitrificatieproces op het nitraat- en sulfaatgehalte in het onttrokken grondwater uit waterwinput 2 in het Montferland is weergegeven in afb 8. De nitraatconcentratie in het water vertoont een duidelijke daling, terwijl het sulfaatgehalte is gestegen als gevolg van in het denitrificatieproces gevormd sulfaat. In het pompstation Dr. J. H. van Heek wordt het via put 2 onttrokken water (circa 75 m³/h) gemengd met het via andere putten onttrokken water tot een totale produktie van circa 300-400 m³/h. Het jaargemiddelde van het nitraatgehalte

TABEL III – Koloniegetallen en AOC-gehalte van het water vóór en na denitrificatie, infiltratie en bodempassage.

	Ruw water na ontgassing	Na denitrificatie infiltratie en bodempassage (put 2)
GGA22 ¹ (KVE/ml)	17	3
GGA37 ¹ (KVE/ml)	2	< 1
AOC ² (µg C/l)	3	3

¹ Mediaan

² Gemiddelde

van het water, dat uiteindelijk het pompstation verlaat, bedroeg in 1987, 1988 en 1989 respectievelijk 39, 40 en 46 mg/l. Het jaargemiddelde van het sulfaatgehalte bedroeg in die jaren respectievelijk 34, 41, en 39 mg/l.

De koloniegetallen (bepaald bij 22 °C en 37 °C) en AOC-concentraties in het ruwe grondwater na ontgassing en in het uit put 2 onttrokken water (na denitrificatie, infiltratie en bodempassage) zijn vermeld in tabel III. Het water voldoet ruimschoots aan de gestelde eisen. Een uitgebreide analyse van de bacteriologische kwaliteit van het teruggewonnen water wordt beschreven door Hijnen *et al.* [1990]. In een tweemaal uitgevoerde Amestest op het opgepompte water is geen mutageniteit waargenomen.

Vervolgonderzoek

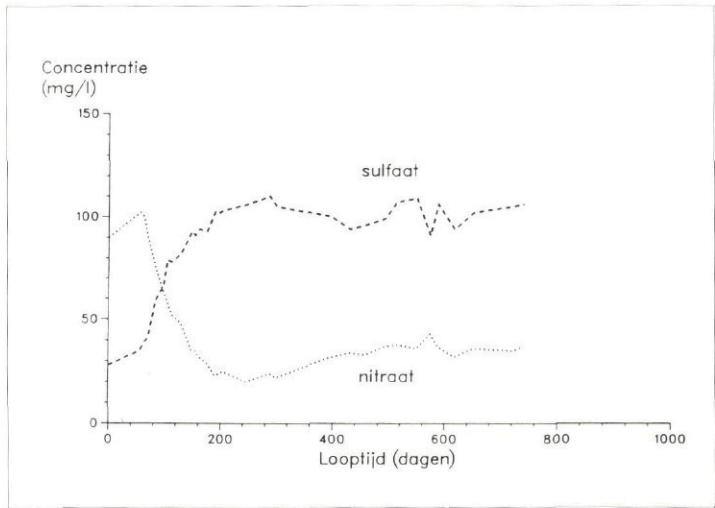
De volgende fase van het onderzoek naar zwavel/kalksteendenitrificatie richt zich op optimalisatie van de bedrijfsvoering van het proces enerzijds en verdere opschaling van het proces naar praktijkschaal anderzijds.

Voor optimalisatie van de bedrijfsvoering wordt onderzoek verricht naar de juiste volumebelasting van zwavel/kalksteenreactoren om sulfidevorming te voorkomen. Dit onderzoek wordt uitgevoerd op proefinstallatieschaal, waarbij drie

kolommen onder verschillende condities worden belast. Tevens wordt onderzoek verricht naar mogelijke voorbehandeling van gedenitrificeerd water om infiltratie te verbeteren. Als voorbehandeling wordt gedacht aan coagulatie of een eenvoudige voorfiltratie. Als derde aspect van het optimalisatie-onderzoek kan genoemd worden het onderzoek naar een geschikte reinigingsmethode van het zwavel en kalksteen om biomassa hiervan te verwijderen. Door een hogere optimale volumebelasting is de biomassaproduktie groter, en zal een frequentere reiniging van het filtermateriaal nodig zijn om geaccumuleerde biomassa te verwijderen ter voorkoming van nitraatdoorslag. Een oriënterend onderzoek is reeds afgesloten [Donker *et al.*, 1989]. Vanwege de goede resultaten van de demonstratie-installatie en de noodzaak meer water te behandelen is besloten tot het opschalen van het proces naar praktijkschaal. Daarvoor is een ontwerp gemaakt voor een installatie met een capaciteit van 100 m³/uur. Ontgassing van het te denitrificeren water, en infiltratie van het gedenitrificeerde water blijven als uitgangspunt gelden. Nieuw is dat er gebruik gemaakt zal gaan worden van een zwavel/kalksteenbedhoogte van 2,4 m en een gemiddelde filtratiesnelheid van circa 0,7-0,8 m/uur. De minimale looptijd van het zwavel/kalksteenbed waarbij meer dan 90% nitraatverwijdering moet worden bereikt moet dan zes maanden bedragen. De frequentie waarmee het filtermateriaal gereinigd moet worden dient kleiner te zijn dan één jaar. Voor reiniging van het filtermateriaal wordt een tweede verdeelnet aangebracht onder het zwavel/kalksteenbed, zodat dit kan gebeuren door middel van een spoeling met lucht en water. Om de flexibiliteit van het proces te vergroten wordt de reactor in acht compartimenten van 4 bij 4 m verdeeld. Per compartiment kan dan het debiet zodanig worden ingesteld dat geen sulfidevorming optreedt (filtratiesnelheid 0,4-1,0 m/uur), terwijl reiniging van zwavel en kalksteen per compartiment kan worden uitgevoerd.

Conclusies

Uit het onderzoek met de demonstratie-installatie te Montferland is gebleken, dat nitraatverwijdering uit grondwater met langzame zwavel/kalksteen filtratie, gevolgd door infiltratie en bodempassage als nazuivering, een eenvoudig proces is dat relatief weinig toezicht vereist. Het behandelde water voldoet zowel chemisch als bacteriologisch aan de door de wet gestelde eisen. Een optimalisatie-onderzoek is gewenst, en wordt momen-



Afb. 8 – Nitraat- en sulfaatconcentratie in het na behandeling en infiltratie onttrokken grondwater (waterwinput 2).

teel ook uitgevoerd, om de bedrijfszekerheid en flexibiliteit van het proces te verhogen. Het zwavel/kalksteenproces is thans geschikt voor toepassing op praktijkschaal.

Verantwoording

Het deel van het onderzoek naar nitraat-verwijdering uit grondwater met zwavel/kalksteen filtratie dat door KIWA wordt uitgevoerd vindt plaats in het kader van het VEWIN-speurwerkprogramma.

Het onderzoek wordt uitgevoerd in nauwe samenwerking met de Waterleiding-maatschappij Oostelijk Gelderland, waarvan de heren ing. B. J. Mijnaerends, H. F. Wisselink en ir. H. A. L. Dierx een bijdrage leverden, en in nauwe samenwerking met de Stichting Water-laboratorium Oost.

Van het KIWA droegen de heren F. L. M. Donker, ing. R. C. M. Jong en ir. J. W. N. M. Kappelhof bij aan het project.

Literatuur

- Beek, C. G. E. M. van (1984). *Nitraat in het onttrokken grondwater*. In: *Nitraat en drinkwater-voorziening*. KIWA Mededeling nr. 84, Nieuwegein, november 1984.
- Bennekou, C. A. van (1987). *Kwaliteitsveranderingen van grondwater als gevolg van uitspoeling van meststoffen*. H₂O 20, 194-199.
- Blecon, G. (1985). *Dénitrification autotrophique par Thiobacillus denitrificans sur soufre - Aspects microbiologiques et mise au point technologique*. Thèse présentée devant l'université de Rennes I, 1e 8 Juillet 1985.
- Buisman, C. J. M. (1989). *Biotechnological sulphide removal with oxygen*. Proefschrift Landbouw-universiteit Wageningen.
- Donker, F. L. M., Jong, R. C. M., Kappelhof, J. W. N. M. en Hijnen, W. A. M. (1989). *Onderzoek naar reinigingsmethoden voor de ksd-reactor*. KIWA rapport SWE 89.024, Nieuwegein, november 1989.
- Harremoës, P., Cour Jansen, J. la en Kristensen, G. H. (1980). *Practical problems related to nitrogen bubble formation in fixed film reactors*. Prog. Wat. Technol. 12, 253-269.
- Hijnen, W. A. M. en Kooij, D. van der (1989). *Verstopping van infiltratieputten onder invloed van het gehalte assimileerbare organische koolstof (AOC) van het water*. In: *Diepinfiltratie, de theorie*. KIWA Mededeling nr. 106, Nieuwegein, mei 1989.
- Hijnen, W. A. M., Koning, D., Kruithof, J. C. en Kooij, D. van der (1988). *The effect of bacteriological nitrate removal on the concentration of bacterial biomass and easily assimilable organic compounds in ground water*. Water Supply 6, 264-273.
- Hijnen, W. A. M. en Kooij, D. van der (1990). *Verstopping van infiltratieputten door bacteriegroei onder invloed van het AOC-gehalte in het water*. H₂O 23, 142-149.
- Hijnen, W. A. M., Kruithof, J. C. en Kooij, D. van der (1990). *De bacteriologische kwaliteit en het AOC-gehalte van grondwater na biologische nitraatverwijdering*. H₂O (23) 1990, nr. 26, p. 720-726.
- Kruithof, J. C., Bennekou, C. A. van, Dierx, H. A. L., Hijnen, W. A. M., Paassen, J. A. M. van en Schippers, J. C. (1988). *Nitrate removal from ground water by sulphur/limestone filtration*. Water Supply 6, 207-217.
- Martin, G. en Blecon, G. (1983). *Dénitrification*

autotrophique sur mélange mearl-soufre. Aqua 2, 66-67.

Pfennig, N. en Biebl, H. (1976).

Desulfuromonas acetoxidans gen. nov. and sp. nov., a new anaerobic, sulphur reducing, acetate oxidizing bacterium. Archives Microbiology 110, 3-12.

Schippers, J. C. (1984). *Behandeling*. In: *Nitraat en drinkwatervoorziening*. KIWA Mededeling nr. 84, Nieuwegein, november 1984.

Schippers, J. C., Kruithof, J. C., Mulder, F. G. en Lieshout, J. W. van (1987). *Nitraatverwijdering met langzame zwavel/kalksteenfiltratie*. H₂O 20, 30-34.

Soares, M. I. M., Belkin, S. en Abeliovich, A. (1988). *Biological groundwater denitrification: laboratory studies*. Wat. Sci. Technol. 20, 189-195.

● ● ●

Bacteriologische kwaliteit en AOC

• Slot van pagina 726

Aeromonas hydrophila strain isolated from drinking water Appl. Environ. Microbiol. 54, 2842-2851.

Webster, J. J., Hampton, G. J., Wilson, W. C.,

Ghiorse, W. C. and Leach, F. R. (1985).

Determination of microbial cell numbers in subsurface samples. Ground Water 23, 17-25.

Hijnen, W. A. M., Koning, D., Kruithof, J. C. and Kooij, D. van der (1988). *The effect of bacteriological nitrate removal on the concentration of bacteriological biomass and easily assimilable organic carbon compounds in ground water*. Wat. Supply 6, 265-273.

Hijnen, W. A. M. en Kooij, D. van der (1990). *Verstopping van infiltratieputten door bacteriegroei onder invloed van het AOC-gehalte van het water*. H₂O 23, 1990, 142-149.

● ● ●

Hoge zinkgehalten

• Slot van pagina 734

Conclusie

Wij concluderen dat zowel laterale als verticale, nog onvoldoende bekende, processen een rol spelen bij de verontreiniging van het grondwater met zink in het onderzochte gebied. Ook in de literatuur is weinig bekend over de beweeglijkheid van zink in het grondwater, noch over het effect van hoge zinkgehalten op het ecosysteem. Verder onderzoek naar de processen die een rol kunnen spelen bij zink-verontreiniging van het grondwater is daarom gaande. Hierover zal binnenkort gerapporteerd worden.

Literatuur

- Andresen, A. M., Johnson, A. H. and Siccama, T. G. (1980). *Levels of lead, copper and zinc in the forest floor in the north-eastern United States*. J. Environ. Qual 9: 293-296.
- Arends, B. G., Sloot, H. A. van der, and Duijvenboden, W. van (1987). *Influence of acidification on the concentration of less common trace elements in Dutch groundwater*. In: Duijvenboden, W. van and Waageningh, H. G. van (red., 1987). *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*. Proceedings and Information 38, TNO Committee of Hydrological Research, Den Haag, pp. 527-534.
- Beyer, W. N., Miller, G. W. and Cromartie, E. J. (1984). *Contamination of the O₂ soil horizon by zinc*

smelting and its effect on woodlouse survival. J. Environ. Qual. 13: 247-251.

Bosmans, H. and Paenhuys, J. (1980).

The distribution of heavy metals in the soils of the Kempen. Pédologie, 30 (2): 191-223.

Miller, W. P. and McFee, W. W. (1983). *The distribution of Cd, Zn, Cu and Pb in soils of industrial northwestern Indiana*. J. Environ. Qual. 12: 29-33.

Edelman, Th. and Bruin, M. de (1986). *Background values of 32 elements in Dutch topsoils, determined with non-destructive neutron activation analysis*.

In: Assink, J. W. and Brink, W. J. van den (red., 1986). *Contaminated Soil*. Nijhoff, Dordrecht, pp. 89-99.

Parkel, G. R., McFee, W. W. and Kelly, J. M.

(1978). *Metal distribution in forested ecosystems in urban and rural northwestern Indiana*. J. Environ. Qual. 7: 337-442.

Pedroli, G. B. M. (1990). *Classification of shallow groundwater types in a Dutch coversand area*. J. Hydrol. 115: 361-375.

Pedroli, B. and Wijk, A. J. van (1988).

Stripper Aa-gebied rijp voor bodemsanering door hoge zinkgehalten in grondwater? H₂O 1988, (21) 10: 270-273.

Pedroli, G. B. M., Maasdam, W. A. C. and Verstraten, J. M. (1990). *Zinc in poor sandy soils and associated groundwater. A case study*. Sci. Total Environ. 91: 59-77.

Scokart, P. O., Meeus-Verdinne, K. and Borger, R. de (1983). *Mobility of heavy metals in polluted soils near zinc smelters*. Water Air Poll. 20: 451-463.

● ● ●

Schoonmaak Middellandse Zee kost ruim f 27 miljard

De schoonmaak van de Middellandse Zee gaat ruim 27 miljard gulden kosten. Dat blijkt uit onderzoek van TNO, in opdracht van de Wereldbank en de Europese Investeringsbank. Volgens F. de Walle van TNO in Delft zal de schoonmaak waarschijnlijk over een periode van 15 tot 20 jaar worden uitgesmeerd. Van Nederland, dat lid is van beide banken, zal ook een bijdrage worden verwacht in de sanering. Een 'zachte schatting' daarvan komt uit op anderhalf miljard gulden. Nederland draagt indirect, via de grote aantallen toeristen, bij aan de vervuiling van het water bij de kusten van Griekenland, Italië, Spanje en Frankrijk. Volgens het onderzoek van TNO dient op de eerste plaats aandacht gegeven te worden aan de verbetering van zuiveringsinstallaties voor afvalwater. Deze klus zou bij voorkeur binnen vijf jaar geklaard dienen te zijn. Door de lozing van stikstof en fosfaat via het afvalwater is bij veel kustwater sprake van overmatige algengroei. De Wereldbank wil in haar projecten de komende tijd meer nadruk leggen op milieuthema's. Behalve de Middellandse Zee staan ook de Sahel en de tropische regenwouden op de agenda. De verdeel-sleutel voor Nederland komt uit op een bijdrage van 3 tot 4 procent per project (ANP).