

Modellering denitrificatie in grondwater onder invloed van organisch materiaal

1. Inleiding

Eén van de doelstellingen van het onderzoek op het gebied van bescherming van waterwingebieden bestaat uit het ontwikkelen van methoden om de chemische samenstelling van het onttrokken grondwater te voorspellen. Niet alleen bronnen van kwaliteitsbedreigende stoffen moeten bekend zijn, ook de processen die de kwaliteit in de verzadigde zone beïnvloeden zullen onderkend en gekwantificeerd moeten worden.



C. G. E. M. VAN BEEK
Kiwa NV
Onderzoek en Advies



M. P. LAEVEN
Kiwa NV
Onderzoek en Advies



A. J. VOGELAAR
Kiwa NV
Onderzoek en Advies

Nitraat komt in het ondiepe grondwater op de zandgebieden in hoge concentraties voor. Vaak echter is de concentratie van nitraat in het onttrokken grondwater lager dan zou worden verwacht of zelfs nihil. Het is bekend dat nitraat kan worden omgezet in stikstofgas. Dit proces heet denitrificatie. Voor het optreden van denitrificatie is een reductiemiddel nodig [Van Beek, 1987]. Als reductiemiddel kunnen onder andere ijzersulfiden [Kölle *et al.*, 1983; Postma *et al.*, 1991] en organisch materiaal [Obermann, 1982; Bradley *et al.*, 1992] dienst doen. In deze publikatie wordt de rol van organisch materiaal kwantitatief behandeld. Dit gebeurt aan de hand van de situatie rond de winning Noordbargeres van de NV Waterleidingmaatschappij Drenthe (zie afb. 1). Daartoe wordt eerst het proces kwalitatief en vervolgens kwantitatief beschreven. Vervolgens wordt het resultaat van een literatuuronderzoek naar waarden voor de procesparameters gepresenteerd. Tot slot worden de verkregen waarden getoetst aan de situatie rond de winning Noordbargeres.

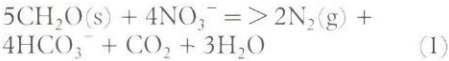
Afb. 1 - Ligging van de winning Noordbargeres (WMD).

Samenvatting

Grondwater kan op geringe diepte nitraat bevatten, terwijl dit op grotere diepte is verdwenen. Voor de omzetting van nitraat in stikstofgas (denitrificatie) is een reductiemiddel nodig. Als reductiemiddel kan organisch materiaal, dat van nature in de bodem aanwezig is, dienst doen. Denitrificatie onder invloed van organisch materiaal is een traag proces, waarvan de snelheid wordt bepaald door de decompositie van dat organisch materiaal. Literatuuronderzoek van resultaten van veldmetingen leverde een relatieve decompositiesnelheid op van 0,5 à 2•10⁻³ jaar⁻¹. Toetsing van deze waarden in de praktijk leverde een nitraatprofiel dat goed met de werkelijkheid overeenkwam. Het is nu mogelijk de concentratie van nitraat in het onttrokken grondwater te voorspellen in situaties waarbij denitrificatie onder invloed van organisch materiaal een rol speelt.

2. Beschrijving van het denitrificatieproces

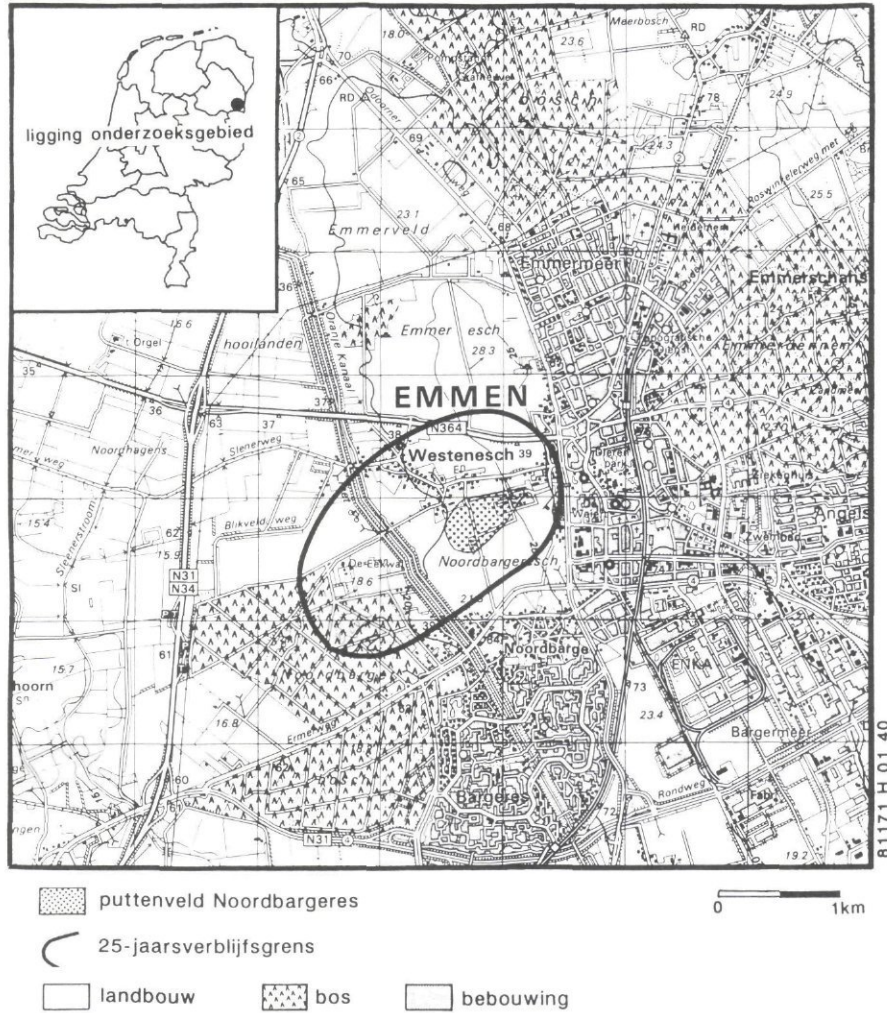
Denitrificatie onder invloed van organisch materiaal kan worden weergegeven als:



Reactie (1) is een netto reactievergelijking. Het proces verloopt in werkelijkheid veel gecompliceerder. Hierbij kunnen de

volgende punten worden vermeld.

- a. Organisch materiaal is een som-parameter; het vormt de som van allerlei verschillende stoffen en bezit daarom geen eenduidige samenstelling. CH₂O geeft de vereenvoudigde samenstelling voor organisch materiaal weer.
- b. In werkelijkheid verloopt (1) met enige tussenstappen met bijbehorende tussenproducten, zoals nitriet, NO₂⁻, stikstofmonoxyde, NO, en lachgas, N₂O. Deze



tussenprodukten worden vooral gevormd onder niet optimale omstandigheden.

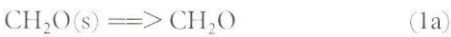
c. Een andere vereenvoudiging in de beschrijving is de verwaarlozing van de vorming van celmateriaal door de betrokken micro-organismen.

Bij denitrificatie onder invloed van organisch materiaal verdwijnt dus nitraat en wordt waterstofcarbonaat gevormd. In het veld is dit proces vaak moeilijk te herkennen. Het gevormde waterstofcarbonaat kan weer in andere chemische processen zijn betrokken, zoals de vorming van kalkneerslagen [Van Beek *et al.*, 1992].

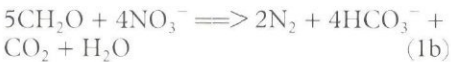
De hoeveelheid organisch materiaal aanwezig in de bodem kan zeer variëren. Watervoerende pakketten kunnen lage gehalten organisch materiaal bevatten, die voldoende zijn om nitraat volledig te laten verdwijnen. Organisch materiaal kan in verschillende vormen aanwezig zijn: homogeen als huidjes om zandkorrels of fijn dispers verdeeld of heterogeen als verspoeld hout of in tussengeschiedelde veen- of kleilagen.

Naast het optreden van microbiologische en chemische processen is ook de snelheid van deze processen van belang. Bij een snelle reactie behoort een abrupte verandering in concentratie met de diepte. Een scherp nitraatfront is bij denitrificatie onder invloed van pyriet waargenomen [Van Beek, 1987]. Als de concentratie van nitraat langzaam met de diepte afneemt is de snelheid van de reactie dus traag ten opzichte van de neerwaartse grondwaterstroming.

Denitrificatie onder invloed van organisch materiaal, reactie (1), is feitelijk opgebouwd uit twee deelprocessen, namelijk het in oplossing gaan van organisch materiaal:



en de denitrificatiereactie zelf:



Grote moleculen organisch materiaal (humus) worden via een ingewikkeld (microbiologisch) proces zeer traag in kleine moleculen omgezet. De gevormde kleine moleculen diffunderen uit de humusdeeltjes naar het grondwater (of nitraat van het grondwater in de humusdeeltjes). De kleine moleculen zijn reactief en geven aanleiding tot het optreden van denitrificatie [Beauchamp *et al.*, 1989]. Als de gevormde kleine moleculen niet worden verbruikt, zal de concentratie van opgelost organisch materiaal (DOC) met de diepte toenemen. Dit is niet het geval.

Mathematische beschrijving en afleiding van de reactieconstante

Steenvoorden [1983] beschrijft het vrijkomen van organisch materiaal uit de vaste fase volgens een eerste orde proces:

$$\frac{dG}{dt} = -k \cdot G \tag{1}$$

hierin is
G : gehalte organisch materiaal, weergegeven als koolstof (kgC/kg)
t : tijd (jaar)
k : relatieve decompositiesnelheid (jaar⁻¹)
De verandering in concentratie van opgelost organisch materiaal door het in oplossing gaan uit de vaste fase is gelijk aan:

$$\left[\frac{d[\text{CH}_2\text{O}]}{dt}\right]_{\text{prod}} = -\frac{\varrho_b}{\theta} \cdot \frac{dG}{dt} \tag{2}$$

hierin is
θ : watergehalte als volume fractie (-)
(CH₂O): concentratie van opgelost organisch materiaal, weergegeven als koolstof, (gC/l)
ϱ_b : dichtheid van het watervoerend pakket (kg/m³)

Het vrijgekomen organisch materiaal vormt de bron voor het optreden van denitrificatie in het grondwater. De snelheid van denitrificatie onder invloed van organisch materiaal is, als rekening wordt gehouden met een omrekeningsfactor, dan gelijk aan:

$$\left[\frac{d[\text{CH}_2\text{O}]}{dt}\right]_{\text{cons}} = \frac{1}{\alpha} \cdot \frac{d[\text{NO}_3^-]}{dt} \tag{3}$$

hierin is
(NO₃⁻) : concentratie van nitraat, weergegeven als stikstof, (gN/l)
α : omrekeningsfactor, uit de reactievergelijking volgt dat 56 gN overeenkomt met 60 gC, α = 0,933.

De snelheidsbepalende stap is niet de denitrificatiereactie (1b) zelf, maar het beschikbaar komen van opgelost organisch materiaal uit de vaste fase (1a).

De snelheid van afbraak van organisch materiaal wordt weergegeven met behulp van de relatieve decompositiesnelheid, dit is de decompositiesnelheid per eenheid organisch materiaal. Zoals reeds vermeld,

Uit de waarneming dat de concentratie van organisch materiaal niet toeneemt is al afgeleid dat de snelheid van denitrificatie snel is ten opzichte van de snelheid van decompositie:

$$\left[\frac{d[\text{CH}_2\text{O}]}{dt}\right]_{\text{ totaal}} = 0 \tag{4}$$

dat wil zeggen:
$$\left[\frac{d[\text{CH}_2\text{O}]}{dt}\right]_{\text{ prod}} + \left[\frac{d[\text{CH}_2\text{O}]}{dt}\right]_{\text{ cons}} = 0 \tag{5}$$

Substitutie levert:
$$-\frac{\varrho_b}{\theta} \cdot \frac{dG}{dt} + \frac{1}{\alpha} \cdot \frac{d[\text{NO}_3^-]}{dt} = 0 \tag{6}$$

Omwerking levert:
$$\frac{d[\text{NO}_3^-]}{dt} = \alpha \cdot \frac{\varrho_b}{\theta} \cdot \frac{dG}{dt} = -\alpha \cdot \frac{\varrho_b}{\theta} \cdot k \cdot G \tag{7}$$

Hieruit wordt de relatieve decompositiesnelheid k berekend volgens:

$$k = -\frac{\theta}{\alpha \cdot \varrho_b \cdot G} \cdot \frac{d[\text{NO}_3^-]}{dt} \tag{8}$$

Substitutie van gemeten snelheden van denitrificatie levert waarden voor de relatieve decompositiesnelheid van organisch materiaal.

Het is mogelijk de waarde van de relatieve decompositiesnelheid in een halfwaardetijd uit te drukken. Oplossing van vergelijking (1) met beginconcentratie G = G₀ op het tijdstip t = 0 levert:

$$G = G_0 \cdot e^{-kt} \tag{9}$$

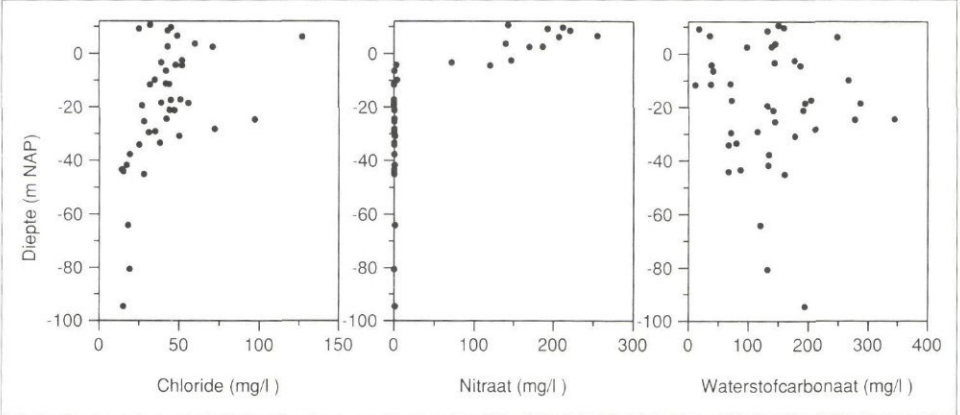
Op het tijdstip t = T_{1/2} is het gehalte organisch materiaal in het watervoerend pakket gehalveerd. Substitutie levert de volgende relatie tussen de halfwaardetijd en de relatieve decompositiesnelheid:

$$\frac{G}{G_0} = \frac{1}{2} = e^{-kT_{1/2}} \tag{10}$$

en
$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{k} \tag{11}$$

is organisch materiaal een somparameter; het is niet mogelijk aan de relatieve decompositiesnelheid één waarde toe te kennen. Deze waarde is afhankelijk van de samenstelling van organisch materiaal, die op zijn beurt weer afhankelijk is van de ouderdom, met hoge waarden voor de relatieve decompositiesnelheid voor jong, en lage waarden voor oud materiaal [Janssen, 1984; Middelburg, 1989].

Afb. 2 - Verloop van de concentraties van chloride, nitraat en waterstofcarbonaat met de diepte op de winning Noordbargeres.



Het effect van de reactiesnelheid op de concentratieverdeling met de diepte kan worden toegelicht aan de hand van de situatie rond de winning Noordbargeres (zie afb. 2). Verontreiniging manifesteert zich niet alleen in verhoogde concentraties van nitraat, maar ook in die van chloride. Uit de afname van de chlorideconcentratie op circa 40 m –NAP wordt afgeleid dat het verontreinigingsfront tot die diepte is voortgeschreden. Op circa 10 m –NAP is nitraat verdwenen, er treedt dus denitrificatie op. Het optreden van denitrificatie wordt bevestigd door het verloop van de concentratie van waterstofcarbonaat met de diepte. Deze vertoont een maximum tussen 10 en 30 m –NAP.

3. Denitrificatiesnelheden

Met behulp van resultaten van veldmetingen van denitrificatie is het mogelijk informatie over decompositie van organisch materiaal te krijgen. Bij de selectie zijn resultaten van metingen, waarbij andere reductiemiddelen een rol zouden kunnen hebben gespeeld, buiten beschouwing gelaten. Vooral het optreden van denitrificatie onder invloed van ijzersulfiden is een snel proces en dit zou bij opneming in het overzicht tot een onjuiste conclusie kunnen leiden. Ook resultaten van laboratoriumonderzoek (bij kamertemperatuur) waarbij gemakkelijk afbreekbaar organisch materiaal aan het grondmonster wordt toegevoegd en vervolgens de denitrificatiesnelheid wordt

gemeten zijn voor veldomstandigheden niet representatief en daarom voor ons overzicht niet relevant. Wel kan hieruit worden afgeleid dat denitrificerende bacteriën alom aanwezig zijn [Starr en Gillham, 1989] en dat de beschikbaarheid van metaboliseerbaar organisch materiaal de beperkende factor vormt [Bradley *et al.*, 1992].

Snelheden van denitrificatie blijken in allerlei dimensies in de literatuur te zijn opgegeven. Deze dimensies zijn naar de snelheid voor het vrijkomen van organisch materiaal omgerekend. Bij deze omrekening zijn de volgende waarden gebruikt: droog volumegewicht $\rho_b = 1.600 \text{ kg/m}^3$ en volumetrisch vochtgehalte $\theta = 0,32$. Voor de berekening van de relatieve snelheid moet het gehalte van organisch materiaal in het watervoerend pakket bekend zijn.

Tabel I geeft een overzicht van metingen van de snelheid van denitrificatie onder invloed van organisch materiaal onder (semi) natuurlijke omstandigheden. De vermelde waarden zijn overgenomen uit de genoemde publikaties of berekend uit grafieken. Is dit laatste het geval, dan is dat in de tabel aangegeven.

Uit tabel I blijkt dat de snelheid van denitrificatie varieert tussen $1 \cdot 10^{-6}$ à $200 \cdot 10^{-6} \text{ kgN/kg} \cdot \text{jaar}$. Alleen de waarde gevonden door Vogel *et al.* (1981) is veel lager. Dit kan samenhangen met de methode van bepaling, het verschil in concentratie van nitraat is gerelateerd aan

het verschil in ouderdom van het grondwater tussen twee waarnemingsputten langs een stroombaan. Het proces kan zich echter over een korter traject hebben afgespeeld.

Voor de uitvoering van de experimenten of de metingen moet het systeem bodem/water toegankelijk gemaakt worden.

Gedurende deze werkzaamheden kan zuurstof toetreden en het organisch materiaal aantasten, waardoor dit gemakkelijker afbreekbaar wordt. Bij de daaropvolgende denitrificatiemetingen resulteert deze aantasting in (tijdelijk) een snellere decompositie van het organisch materiaal, en daardoor in een grotere snelheid van denitrificatie. Rekening houdend met de mogelijkheid van het optreden van artefacten door het toetreden van zuurstof, worden de lagere waarden het meest representatief geacht voor de denitrificatiesnelheid. Deze overweging leidt voor de denitrificatiesnelheid tot waarden binnen het traject van $1 \cdot 10^{-6}$ tot $3 \cdot 10^{-6} \text{ kgN/kg} \cdot \text{jaar}$. Rekening houdend met het organische stofgehalte van de aquifer resulteert dit voor de relatieve decompositiesnelheid in waarden tussen $0,5 \cdot 10^{-3}$ en $2 \cdot 10^{-3} \text{ jaar}^{-1}$. Bij de bepaling van dit traject is minder gewicht gehecht aan de geschatte waarden in tabel I. Bovenstaand traject geldt voor decompositie onder invloed van nitraat, bij afwezigheid van nitraat zal geen decompositie optreden.

TABEL I – Overzicht van gemeten snelheden van denitrificatie¹, omgerekend naar een uniforme maat. Met behulp van het gehalte organisch koolstof is hieruit de relatieve decompositiesnelheid berekend.

Auteur ²	Methode	Denitrificatiesnelheid		%C	Relatieve decompositiesnelheid (10 ⁻³ jaar ⁻¹)
		(–)	(10 ⁻⁶ kgN/kg•j)		
Bengtsson & Annadotter [1989]	lab, rondpompexperiment	0,22	mg NO ₃ ⁻ N/l•dag	0,2	7,5
Van den Berg & Boumans [1990]	in situ	>0,36	mmolNO ₃ ⁻ /m ³ •h	>0,1-0,2	> 4,1->8,2
	rondpompexperiment	>0,36	mmolNO ₃ ⁻ /m ³ •h	0,1	> 8,2
Bradley <i>et al.</i> [1992]	veldmeting	0,13	mmolNO ₃ ⁻ /m ³ •h	0,3-0,5	0,60-0,99
		0,6	nmolN ₂ O/g•dag	0,145	4,5
		37,2	nmolN ₂ O/g•dag	1,29	31,6
Francis <i>et al.</i> [1989]	lab, klassiek	1,8	nmolN/gds•h ⁴	?	?
		0,029	nmolN/gds•h ⁴	?	?
		50	ngN ₂ O/gds•9d ⁴	1,85	0,07
Lind & Eiland [1989]	lab,	1,7	nmolN ₂ O/g•dag	?	?
Morris <i>et al.</i> [1988]	lab, NO ₃ ⁻ toegevoegd	10	mg/l NO ₃ ⁻ •m ⁵	2,5	0,10
Robertson & Cherry [1992]	veld, inf. huish. afvalwater				
Slater & Capone [1989]	?	17	nmolN/g•dag	0,29	28,0
Starr & Gillham [1989]	in situ, in vat	1,4	•10 ⁻⁵ gN/l•h	0,1	22,9
Smith & Duff [1988]	lab, mat. met	2,3	pmolN ₂ O/gnats•h ⁵	0,1	0,63
	huish. afvalwater	260	pmolN ₂ O/gnats•h ⁵	0,1	71,5
Smith <i>et al.</i> [1991]	idem	2,46	nmolNO ₃ ⁻ /gnats•d ⁵	0,1	14,1
Steenvoorden [1983]	lysimeter	0,03	µgN/gds•dag ⁴	0,52	1,96
		0,003	µgN/gds•dag ⁴	0,17	0,60
		0,0078	gNO ₃ ⁻ -N/m ³ •h	0,08	16,0
Trudell <i>et al.</i> [1986]	in situ	0,13	gNO ₃ ⁻ -N/m ³ •h	0,16	133
Vogel <i>et al.</i> [1981]	infiltratie/onttrekking			?	?
	conc. verschil	1,5	meqNO ₃ ⁻ /l•14.000 jaar		

* Denitrificatiesnelheid geschat uit afbeelding in publikatie
¹ Resultaten van metingen waarbij ijzersulfiden betrokken zouden kunnen zijn geweest, zijn achterwege gelaten.
² Voor verwijzingen naar literatuur, zie Van Beek *et al.* [1992].
³ ? : informatie niet beschikbaar.
⁴ gds: gram droge grond.
⁵ gnats: gram natte grond.

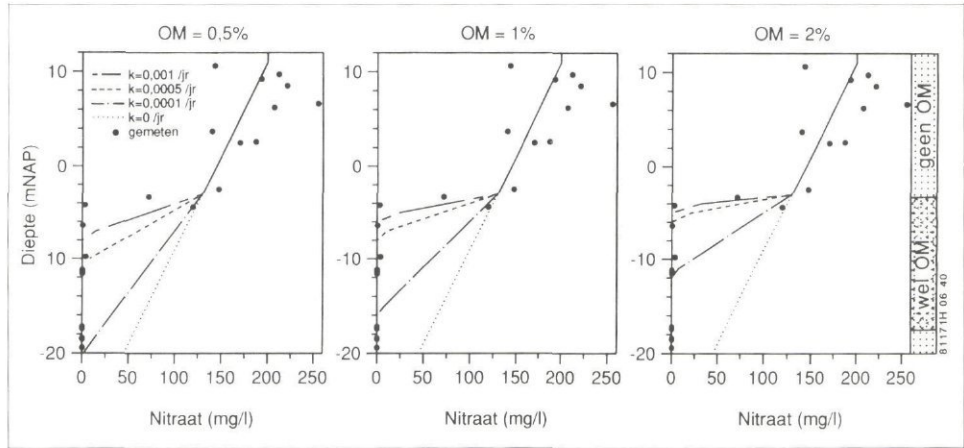
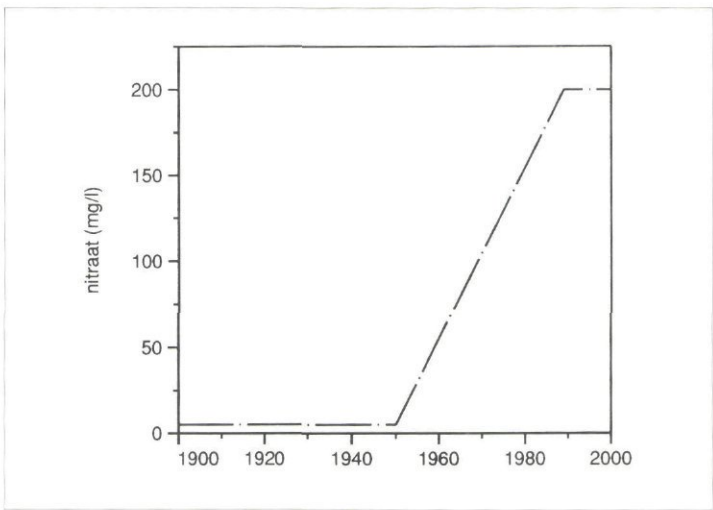
Een relatieve decompositiesnelheid tussen 0,0005 en 0,002 jaar⁻¹ komt overeen met een halfwaardetijd tussen 350 en 1.400 jaar. Op grond van literatuuronderzoek en toetsing aan veldgegevens komen Drent *et al.* [1988] tot een halfwaardetijd van 500 jaar. Deze waarde ligt binnen het hier gevonden traject. Böttcher *et al.* [1991] veronderstellen een halfwaardetijd voor het optreden van denitrificatie in de orde van grootte van 100 jaar.

De decompositiesnelheid, in kgC/(kg•j.), is gelijk aan het produkt van de relatieve decompositiesnelheid en het gehalte organisch koolstof; dit produkt is bepalend voor de mate van denitrificatie. Zo resulteren een relatieve decompositiesnelheid van $0,5 \cdot 10^{-3}$ jaar⁻¹ en een organisch koolstofgehalte in de bodem van 0,1% (= 0,001 kgC/kg) in een denitrificatiesnelheid van ruim 10 mg NO₃⁻/(l•j.). Bij deze omstandigheden resulteert een verblijf van het grondwater van 10 jaar in het watervoerend pakket in een afname van de nitraatconcentratie van ruim 100 mg/l. Dan is na 1.400 jaar wel de helft van het organisch materiaal verdwenen. Voor andere waarden van de relatieve decompositiesnelheid en het organisch koolstofgehalte verandert de snelheid van denitrificatie recht evenredig. Uit dit voorbeeld blijkt wel dat ook lage gehalten organisch materiaal langdurig aan denitrificatie kunnen bijdragen.

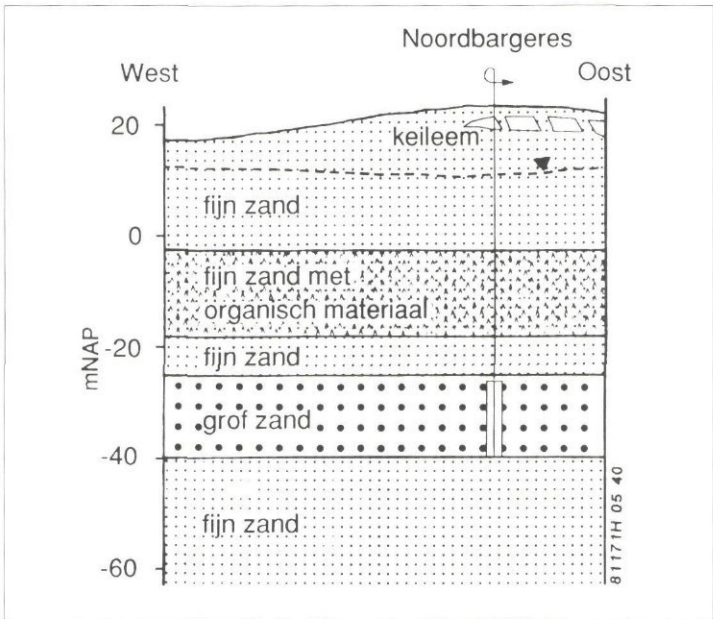
4. Toetsing

Het verkregen traject voor de waarde van de relatieve decompositiesnelheid is getoetst aan de situatie te Noordbargeres. Dit is geoorloofd aangezien deze waarden

Afb. 4 - Geschatte uitspoeling van nitraat naar het grondwater rond de winning Noordbargeres.



Afb. 5 - Verloop van de concentratie van nitraat met de diepte voor verschillende waarden voor het gehalte organisch materiaal (OM) en de relatieve decompositiesnelheid (k) in het jaar 1990.



Afb. 3 - Schematisch lithologisch profiel met het voorkomen van organisch materiaal rond de winning Noordbargeres.

niet zijn verkregen uit resultaten van metingen aldaar. Een schematisch lithologisch profiel is weergegeven in afbeelding 3. Organisch

materiaal blijkt aanwezig op een diepte tussen 25 en 40 m –maaiveld in gehalten variërend tussen 0,5 en 2% (0,29 en 1,16%C). Om het verkregen traject te toetsen is een één-dimensionaal rekenprogramma geschreven waarin het mogelijk was het gehalte organisch materiaal en de waarde voor de relatieve decompositiesnelheid te variëren. De invoer van de nitraatconcentratie als functie van de tijd is weergegeven in afbeelding 4. Op grond van historische bemestingsgegevens is geschat dat tot 1950 de nitraatuitspoeling 5 mg/l bedroeg, en na 1950 lineair is toegenomen met 5 mg/l per jaar totdat in 1990 een concentratie van 200 mg/l werd bereikt. De neerwaartse snelheid bedraagt 1 m/jaar.

De resultaten van een berekening, uitgevoerd aan een gemiddelde geohydrologische situatie, zijn samengevat in afbeelding 5. Uit deze afbeelding blijkt dat een gehalte van 1% organisch materiaal met een relatieve decompositiesnelheid van 0,0005

tot 0,001 jaar⁻¹ (de decompositiesnelheid varieert dus van 0,00029 tot 0,00058 kgC/kg·jaar) over een traject van enkele meters tot een volledig verdwijnen van nitraat leidt. Dit verloop komt goed overeen met dat gevonden in het veld.

5. Conclusies

Het optreden van denitrificatie onder invloed van organisch materiaal is in het veld vaak moeilijk te herkennen. De toename in de concentratie van waterstofcarbonaat [HCO₃⁻] stemt vaak niet overeen met de afname in de concentratie van nitraat [NO₃⁻]. Het gevormde waterstofcarbonaat is waarschijnlijk in volgreacties betrokken.

Denitrificatie onder invloed van organisch materiaal is een traag proces waarvan de snelheid wordt bepaald door de decompositie van organisch materiaal. De relatieve decompositiesnelheid van organisch materiaal bedraagt bij aanwezigheid van nitraat 10⁻³ à 5·10⁻⁴ jaar⁻¹ of een halfwaardetijd van 350 à 1.400 jaar. Toetsing van dit traject, samen met gehalten van organisch materiaal in de bodem, levert nitraatprofielen met de diepte die goed met gemeten concentraties van nitraat overeenkomen. Op grond van dit resultaat is het nu mogelijk de concentratie van nitraat in het onttrokken grondwater te voorspellen in situaties waarbij denitrificatie onder invloed van organisch materiaal een rol speelt.

Uit de waarde van de relatieve decompositiesnelheid kan worden afgeleid dat ook bij lage gehalten, 0,1% C, organisch materiaal een wezenlijke bijdrage aan het optreden van denitrificatie kan leveren.

Organisatie

Het hier gerapporteerde onderzoek vormt een onderdeel van het project 'Onderzoek Bescherming Waterwingebieden', dat KIWA in opdracht van de VEWIN uitvoert. Hierbij is samengewerkt met de NV Waterleidingmaatschappij Drenthe (WMD) en de Stichting Waterlaboratorium Noord (SWN).

Het onderzoek werd begeleid door een werkgroep, bestaande uit: drs. T. Csengő en ir. N. L. van der Moot (WMD); drs. G. Veenendaal (SWN); en ir. C. G. E. M. van Beek, H. M. J. Janssen, drs. M. P. Laeven, drs. L. M. Puijker en ing. A. J. Vogelaar (KIWA). De auteurs zijn dr. C. A. J. Appelo (Vrije Universiteit, afd. Hydrogeologie en Geografische Hydrologie), ing. C. A. van Bennekom (Stichting Waterlaboratorium Oost), ir. J. H. A. M. Steenvoorden (Staring Centrum) en prof. dr. C. H. van

der Weijden (Rijksuniversiteit Utrecht, afd. Geochemie) erkentelijk voor hun commentaar op het onderzoek en dr. J. van den Berg, ir. J. P. van der Eem, dr. Th. J. J. van den Hoven, dr. D. van der Kooij en ir. H. J. Vinkers (KIWA) voor hun commentaar op dit manuscript.

Literatuur

- Beauchamp, E. G., Trevors, J. T. and Paul, J. W. (1989). *Carbon sources for bacterial denitrification*. Adv. Soil Sc. 10, p 113-142, Springer Verlag, New York.
- Beek, C. G. E. M. van (1987). *Chemische processen in het grondwater tijdens de stroming naar het puttenveld*. H6 in KIWA-mededeling 99 'Landbouw en drinkwatervoorziening'.
- Beek, C. G. E. M. van, Laeven, M. P. en Vogelaar, A. J. (1992). *Denitrificatie onder invloed van organisch materiaal, proces kwantificering en verificatie*. KIWA-SWE 92.032.
- Böttcher, J., Strebel, O. and Duynisveld, W. H. M. (1991). *Reply on comment of S.F. Korom on 'Modeling of multicomponent transport with microbial transformation in groundwater: the Fuhrberg case'*. Water Res. Res. 27 (12) 3275-3278.
- Bradley, P. M., Fernandez, M. and Chapelle, F. H. (1992). *Carbon limitation of denitrification rates in an anaerobic groundwater system*. Env. Sc. Techn. 26 (12) 2377-2381.
- Drent, J., Kroes, J. G. en Rijtema, P. E. (1988). *Nitraatbelasting van het grondwater in het zuidoosten van Noord-Brabant*. ICW-Rapporten, nieuwe serie 26, 68 p met 5 bijlagen.
- Janssen, B. H. (1984). *A simple method for calculating decomposition and accumulation of young soil organic matter*. Plant and Soil, 76, 297-304.
- Kölle, W., Werner, P., Strebel, O. und Böttcher, J. (1983). *Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter*. Vom Wasser 61, 125-147.
- Middelburg, J. J. (1989). *A simple rate model for organic matter decomposition in marine sediments*. Geochim. Cosmochim. Acta 53, 1577-1581.
- Obermann, P. (1982). *Hydrochemische/hydro-mechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung*. Bes. Mitt. Deutschen Gewässerk. Jb. Nr. 42, Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V., Bonn.
- Postma, D., Boesen, C. Kristiansen, H. and Larsen, F. (1991). *Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling*. Water Res. Res. 27 (8) 2027-2045.
- Starr, R.C. and Gilham, R. W. (1989). *Controls on denitrification in shallow unconfined aquifers*, p. 51-56 in H. E. Kobus and W. Kinzelbach (eds). *Contaminant transport in groundwater*. Balkema, Rotterdam.
- Steenvoorden, J. H. A. M. (1983). *Nitraatbelasting van het grondwater in zandgebieden; denitrificatie in de ondergrond*. ICW Nota 1435, Wageningen.
- Vogel, J. C., Talma, A. S. and Heaton, T. H. E. (1981). *Gaseous nitrogen as evidence for denitrification in groundwater*. J. Hydrol. 50, 191-200.



Bijeenkomst 'Waterbeheer in Zuid-Limburg'

Op 27 en 28 april 1994 organiseert de Nederlandse Hydrologische Vereniging een tweedaagse bijeenkomst met als thema 'Waterbeheer in Zuid-Limburg; steeds meer uitdagingen voor het Waterschap Roer en Overmaas'.

Op deze dagen zal het waterkwantiteitsbeheer in Zuid-Limburg centraal staan. Met medewerking van onder andere het Waterschap Roer en Overmaas is een boeiend en afwisselend programma samengesteld.

Op de eerste dag, 27 april, zal aan de hand van een aantal lezingen, worden ingegaan op de huidige taken van het waterschap. Met name de aandacht voor de 'water-natuur' zorgt voor nieuwe uitdagingen. Door diverse onderzoeken is hieraan de laatste jaren uitgebreid aandacht besteed. Daarnaast zal ingegaan worden op het recent uitgebrachte beheersplan van de Maas.

De tweede dag, 28 april, zal een excursie door het gebied worden gemaakt. Hierbij zullen verschillende aspecten die samenhangen met het waterkwantiteitsbeheer bekeken en toegelicht worden.

De eerste dag zal worden gehouden bij het Waterschap Roer en Overmaas, Parklaan 10, te Sittard. De tweede dag, de excursie, zal per bus worden gemaakt. Opstapplaats is het NS-station te Sittard (achterzijde).

Omdat in de directe omgeving van het waterschap maar beperkte parkeergelegenheid voorhanden is en het waterschap in de directe omgeving van het NS-station is gelegen wordt aangeraden om met de trein te komen. Het aantal deelnemers op de eerste dag is beperkt tot ongeveer 70 personen.

Kosten

Deelname aan deze bijeenkomst is mogelijk, voor zowel leden als niet-leden van de NHV. De deelnamekosten bedragen voor deelname aan beide dagen: f 75,- voor leden en f 100,- voor niet-leden. De deelnamekosten voor alleen de eerste of de tweede dag bedragen: f 50,- voor leden en f 65,- voor niet-leden.

De kosten dienen overgemaakt te worden op gironummer 23046955 ten name van de penningmeester van de Nederlandse Hydrologische Vereniging te Nieuwegein, onder vermelding van 'LIMBURG'.

Informatie

Bert van Ee, secretaris NHV, p.a. SCMO-TNO, Postbus 6013, 2600 JA Delft, telefoon: 015 - 69 72 35.