

---

# Temporele variatie bij grondwaterkwaliteitsmonitoring

## Het belang van meetmoment en monstervolume

Monique van der Aa  
Hans Peter Broers

---

*Metingen van de ondiepe grondwaterkwaliteit op proefboerderij De Marke tonen een grillig temporeel verloop. Een cyclisch seizoenaal verloop zoals dit wordt beschreven door verscheidene auteurs, waarbij de hoogste (nitraat-) concentraties worden gevonden in periodes met grote regenval, stikstofophoping in de bouwvoor en het braakliggen van akkers (herfst, winter en vroege voorjaar), wordt soms in enige mate, maar vaak ook niet teruggevonden. Het blijkt grotendeels toeval te zijn of piekconcentraties worden vastgesteld met een vaste meetperiode in het najaar, zoals wordt toegepast bij de meeste provinciale bodemkwaliteitsmeetnetten. Mogelijk speelt een rol dat op deze proefboerderij bemesting en nitraatuitspoeling sinds 1990 sterk verminderd zijn ten opzichte van reguliere landbouwbedrijven. Op De Marke worden de grootste seizoensvariaties in grondwaterkwaliteit teruggevonden tot een diepte van 5–6 m beneden maaiveld. Beneden deze diepte spelen geochemische processen een belangrijke bufferende rol. Bij het in beeld brengen van temporele variatie in grondwaterkwaliteit is de filterlengte bepalend voor de mate waarin seizoensinvloeden worden uitgedempt. Op basis van gegevens van peilbuizen en minifilters van het bovenste grondwater, blijkt de seizoensvariatie tussen maximale en minimale nitraatconcentratie een factor 2–4 te bedragen. Echter, hoe kleiner de filterlengte, hoe groter de temporele variatie en hoe vaker je dus moet meten om een structurele langjarige trend te monitoren. De filterlengte moet dus zorgvuldig worden afgestemd op het meetdoel.*

### Inleiding

Korte-termijnvariaties vormen een belemmering voor het detecteren van langjarige trends in grondwaterkwaliteit. Aangezien het uit kosten oogpunt nauwelijks mogelijk is om de grondwaterkwaliteit continu te monitoren, wordt bij de meeste bodem- en grondwaterkwaliteitsmeetnetten volstaan met een bemonstering van één keer per jaar. Hierbij wordt er algemeen van uitgegaan dat deze bemonstering het beste in het voor- of najaar plaats kan vinden aangezien op deze tijdstippen de hoogste concentraties voor uitspoelingsgevoelige parameters (met name nitraat) worden gevonden. Gegevens omtrent de grootte van

---

**Monique van der Aa** heeft dit artikel geschreven vanuit TNO–NITG, maar is momenteel werkzaam bij de Technische Commissie Bodembescherming in Den Haag, [Monique.vanderaa@minvrom.nl](mailto:Monique.vanderaa@minvrom.nl).

**Hans Peter Broers** is werkzaam bij TNO–NITG in Utrecht, [h.broers@nitg.tno.nl](mailto:h.broers@nitg.tno.nl).

seizoensvariaties zijn echter schaars, waardoor het moeilijk is om de invloed ervan op het monitoringsresultaat te bepalen. De komst van CTD-divers heeft het recentelijk mogelijk gemaakt om continu grondwaterstand, grondwatertemperatuur en Elektrisch Geleidingsvermogen te meten in peilbuizen. In de toekomst zal het tevens mogelijk worden om andere stoffen continu te monitoren. Dit vormde de aanleiding om dit monitoringsinstrument mee te nemen bij een onderzoek naar temporele variatie in grondwaterkwaliteit op proefboerderij De Marke in Hengelo (Gld). Dit artikel behandelt een aantal aspecten van temporele variatie in grondwaterkwaliteit, met name de monitoring van vermisting op de Nederlandse zandgronden.

## **Oorzaken van temporele variatie**

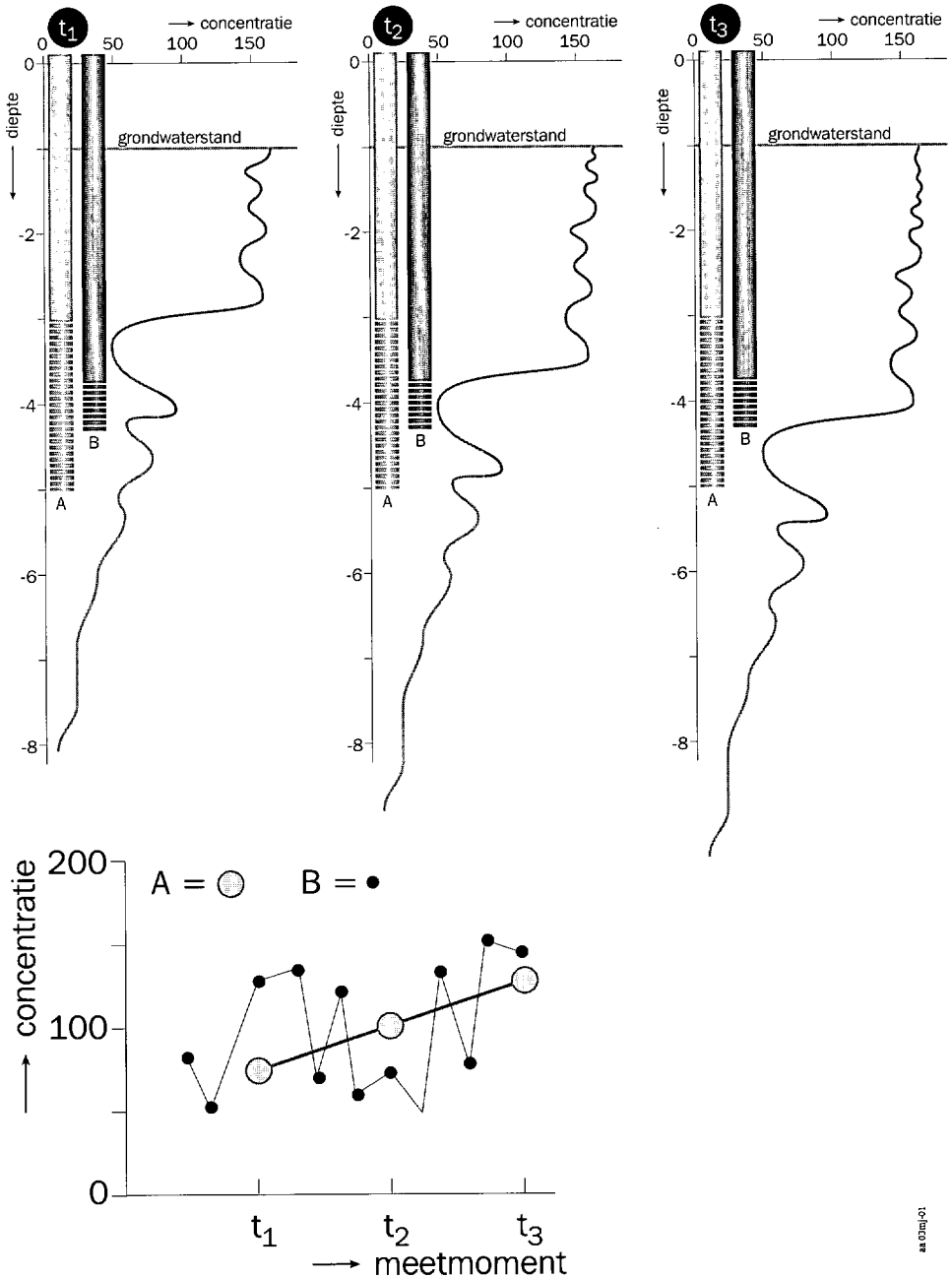
Temporele variaties in grondwaterkwaliteit zijn met name van belang in ondiepe aquifers waar de grondwaterkwaliteit kan variëren, afhankelijk van neerslag-cycli (Pekny e.a. 1989; Pettyjohn, 1976). Korte-termijnveranderingen worden in het algemeen verklaard door de snelle reactie van het ondiepe grondwater op variatie in stofbelasting, in combinatie met meteorologische omstandigheden en vochttransport door de onverzadigde zone (o.a. Van Ommen e.a. 1989; Fraters e.a., 1998). De kwaliteit van dieper grondwater kan eveneens variëren, maar over het algemeen niet zo abrupt. Temporele variatie in grondwaterkwaliteit kan een aantal oorzaken hebben welke hieronder worden beschreven (o.a. Boumans en Van Duijvenbooden, 1985; Barcelona e.a., 1989).

### *Bemonsteringsmethode*

De invloed van bemonsteringsmethoden op de waargenomen temporele variaties wordt met name bepaald door de inrichting van de peilput. Zo is het bemonsterde dieptetraject van minifilters relatief klein, waardoor ze tevens een beperkt volume aan bemonsteringswater leveren. Door deze korte filterlengte is de zogenaamde 'support' van de meting klein. Hierdoor kan er heel precies bemonsterd worden en worden temporele variaties eerder opgemerkt. De kans op uitschieters is daarom veel groter. Bij een 1–2 m lang filter worden door de grotere filterlengte meestal meerdere jaargangen water gemengd, waardoor seizoensinvloeden uitdempen (Meinardi, 1994; Broers, 2002). De 'support' van de meting is hier relatief groot. Figuur 1 laat zien dat een lang filter geschikter is om een wat 'langduriger' trend te monitoren, terwijl het minifilter veel korte-termijnfluctuaties vertoont. Het is daarom van belang de filterlengte af te stemmen op het meetdoel.

### *Waterstroming onverzadigde zone*

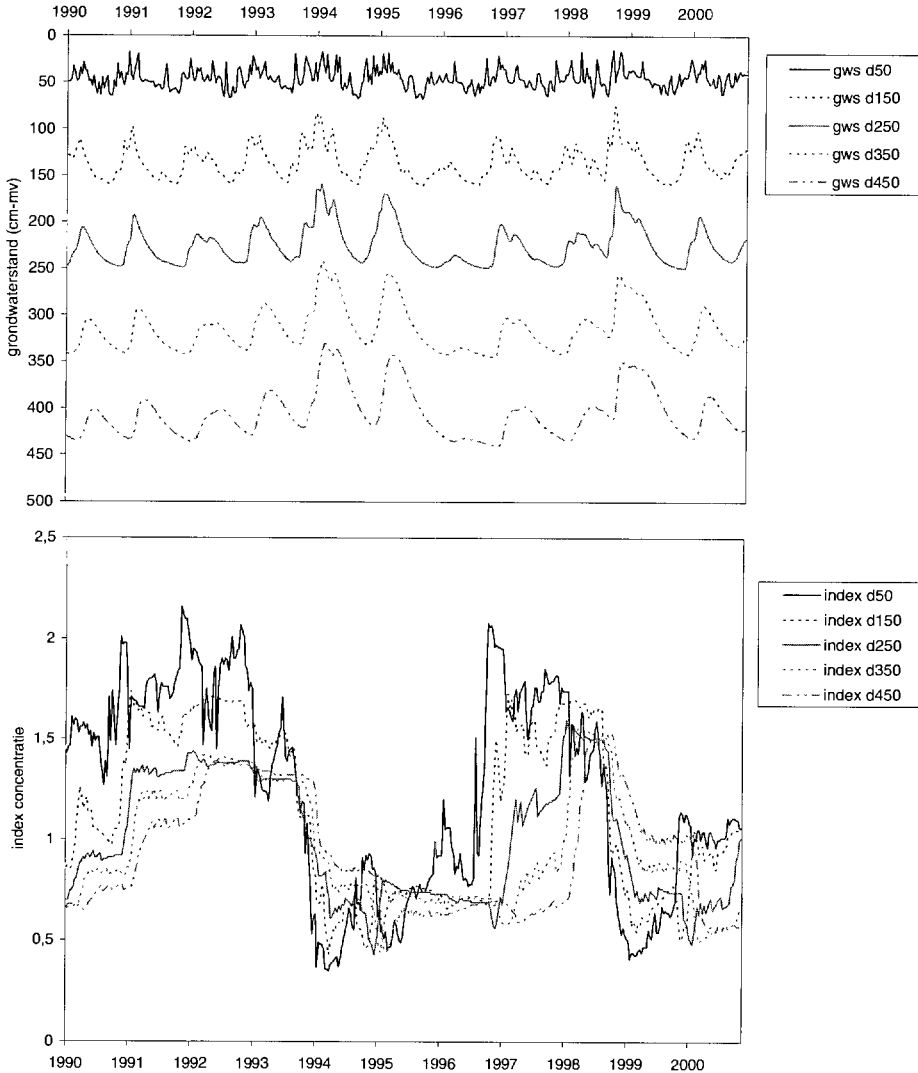
Infiltratie treedt hoofdzakelijk op in de wintermaanden en verdamping in de zomer. Verscheidene auteurs constateren dat de hoogste (nitraat-) concentraties worden aangetroffen in periodes met grote regenval en het braak liggen van akkers, te weten herfst/winter en vroege voorjaar (Walker, 1973; Saadi e.a., 2000). Het effect van neerslagvariaties op de uitspoeling van conservatieve stof naar het grondwater kan in beeld worden gebracht aan de hand van berekeningen met een onverzadigde-zonemodel. Het RIVM maakt hierbij



**Figuur 1:** Conceptuele weergave van de invloed van de filterlengte op het meetresultaat: monitoring van het wegzakkende verontreinigingsfront met het lange filter geeft vanwege menging een gelijkmatige, stijgende trend te zien. De temporele metingen met het korte filter tonen daarentegen korte-termijnfluctuaties. Om de stijgende trend goed in beeld te brengen dient met het korte filter daarom relatief vaker gemeten te worden dan met het lange filter.

gebruik van het model ONZAT (Van Drecht, 1983) waarmee een zogenaamde indexconcentratie wordt berekend.

Deze indexconcentratie wordt door het RIVM gebruikt als één van de verklarende variabelen bij een regressieanalyse ten behoeve van de correctie voor seizoensvariaties (Boumans e.a., 1997). In dit model wordt een hoeveelheid conservatieve stof toegevoegd aan het bodemoppervlak die, afhankelijk van de neerslaghoeveelheid, uitspoelt naar diepere bodemlagen. Bij een klimatologisch gemiddeld jaar leidt dit tot een indexconcentratie



**Figuur 2:** Met ONZAT berekende grondwaterstanden (a) en indexconcentraties in de bovenste meter van de onverzadigde zone (b) voor verschillende drainageniveaus (d150 = drainageniveau op 150 cm -mv).

van 1 in de bovenste meter van de verzadigde zone. Een nat jaar leidt door het verdunningseffect van de grotere hoeveelheid grondwateraanvulling tot een lagere indexconcentratie, terwijl een droog jaar zal leiden tot een hogere indexconcentratie. Dit is te zien in figuur 2, waarin de met het model ONZAT berekende indexconcentratie in de bovenste meter van de verzadigde zone wordt getoond voor verschillende drainageniveaus. De figuur laat zien dat het uit de literatuur vernomen cyclische seizoenale patroon niet duidelijk wordt teruggevonden. Uit de figuur blijkt duidelijk de vertraging en uitdemping van seizoensvariatie die optreedt bij de diepere grondwaterstanden. In de droge jaren 1995 en 1996 valt zo weinig neerslag dat geen uitspoeling maar ophoping van conservatieve stof in de onverzadigde zone plaatsvindt. In de loop van de nattere jaren 1997 en 1998 spoelt de opgehoopte stof vervolgens alsnog uit naar de verzadigde zone. Figuur 2 laat zien dat dit effect bij ondiepe grondwaterstanden sneller optreedt dan bij de diepere grondwaterstanden: uit de modelberekeningen volgt een vertraging van ruim een jaar.

### *Stofbelasting*

Grondwaterkwaliteitsmeetnetten hebben ten doel langjarige trends ten gevolge van bijvoorbeeld structureel veranderende bemestingshoeveelheden in beeld te brengen. Korte-termijnvariaties treden op door periodieke bemesting die varieert gedurende het jaar. Seizoensveranderingen beïnvloeden de stikstofbalans via mineralisatie, immobilisatie en denitrificatieprocessen.

### *Bodem- en geochemische processen*

Mineralisatie- en denitrificatieprocessen in de ondiepe bodem zijn seizoensafhankelijk en beïnvloeden – samen met opname van nutriënten door plantenwortels en uitwisseling met het bodem-adsorptiecomplex – de samenstelling van het percolerende bodemwater. Geochemische processen in de verzadigde zone kunnen seizoenale effecten verstoren. Nitraat kan reeds in het bovenste grondwater verdwijnen door denitrificatie. Kalkoplossing leidt tot stabilisatie van pH, calcium en bicarbonaat. Kalium kan adsorberen aan het bodemcomplex (kationuitwisseling met calcium/magnesium). Het netto effect van deze processen is meestal dat de temporele variatie op een bepaalde diepte afneemt wanneer het water een reactieve bodemlaag passeert.

### *Diffusie en dispersie*

Door diffusie en dispersie nemen grondwaterkwaliteitsvariaties met de diepte af. Stuyfzand (1991) beschrijft waarnemingen in het duingebied waarbij seizoensafhankelijke chloridefluctuaties in regenwater nog goed herkenbaar blijven tot een diepte van ruim 3 meter beneden de grondwaterspiegel, ook al treedt er een duidelijke afvlakking met toenemende diepte op. Voor aquifers met ondiepe grondwaterstanden zijn de effecten van dispersie en diffusie relatief klein ten opzichte van het mengingseffect dat ontstaat bij bemonstering uit 1 of 2 meter lange filters (Robertson en Cherry, 1989; Engesgaard e.a., 1996).

Een (beperkt) aantal gepubliceerde onderzoeken is bekend waarin de grootte van temporele variaties bij nitraatconcentraties in het freatische grondwater in zandgebieden wordt

beschreven (Boumans en Van Duijvenbooden, 1985; Oosterom en Steenvoorden, 1984; Montgomery e.a. 1987; Stuyfzand, 1991). Uit deze onderzoeken met voornamelijk gegevens met een relatief kleine 'support' van de meting, blijkt dat de temporele (seizoens)variatie in nitraatconcentraties vaak een factor 2-5 bedraagt. Ook bij een onverzadigde zone met een dikte van enkele tientallen meters, worden temporele variaties waargenomen. Bij de meeste putten wordt de grootste variatie waargenomen in het bovenste deel van de aquifer.

## Proefboerderij De Marke en onderzoeksmethode

Proefboerderij De Marke bevindt zich in een regionaal infiltratiegebied nabij Hengelo (Gld.), aan de rand van grondwaterwinningsgebied 't Klooster van Vitens (voorheen Waterleidingbedrijf Gelderland). Begin jaren '90 is op deze proefboerderij een bedrijfsopzet voor melkveehouderij gestart met het doel te voldoen aan de te verwachten, toekomstige strengere milieunormen en daarbij tevens een rendabele bedrijfsvoering te voeren. Landgebruik op deze droge zandgronden bestaat uit (permanent) grasland, bieten en maïs. Door Hack-ten Broeke (2000) en Hack-ten Broeke en Aarts (1996) is een onderzoek uitgevoerd naar de stikstofstromen op De Marke. Hierbij is een intensieve monitoring van 6 meetplekken met verschillende combinaties van bodemtype/grondwatertrap en gewasrotatie uitgevoerd. Tussen 1991 en 1995 zijn circa 1 à 2 maandelijks N-gehalten van het bodemvocht/grondwater en grondwaterstanden gemonitord. Door TNO-NITG is tussen maart 2000 en mei 2001 de grondwaterkwaliteit tot enkele meters diepte op een aantal manieren gemonitord, te weten via minifilters, dialysecellen en CTD-divers (tabel 1). Dialysecellen worden gevuld met gedemineraliseerd water, waarna via diffusie een evenwicht ontstaat met het omringende bodemwater. Op deze manier kunnen zeer gedetailleerd zonder af te pompen op intervallen van circa 15 cm watermonsters worden genomen. Met behulp van CTD-divers kunnen grondwaterstand, grondwatertemperatuur en het Elektrisch Geleidingsvermogen (EGV) hoogfrequent worden gemeten. Eén diver is op een vaste diepte van 2,90 m -mv gehangen en de andere diver is drijvend gemaakt waardoor deze zich constant op een diepte van 50 cm beneden de grondwaterspiegel bevond. Tabel 1 toont een vergelijkend overzicht van de verschillende meetmethoden en de support van de metingen.

**Tabel 1:** Support van de verschillende meetmethodes.

Traject	Meetmethode	Bemonsteringsdiepte (m -mv)	Filterlengte (m)	Meetfrequentie
Onverzadigde zone	Bodemvocht (keramische cups)	1	0,5	1 à 2 maandelijks
Verzadigde zone	CTD-Divers	1-4	2,5	2 uur
	Vaste peilbuizen	1	1	1 à 2 maandelijks
	Minifilters	1-15	0,25	2 à 3 maandelijks
	Dialyse	1-4	0,12	3 à 4 maandelijks

Met behulp van 9 watermonsters uit de peilbuis waarin de CTD-diver zich bevond, is het EGV omgerekend naar een nitraatconcentratie volgens de empirische relatie:

$$\text{NO}_3 = a * \text{EGV}_{25} + b \quad (1)$$

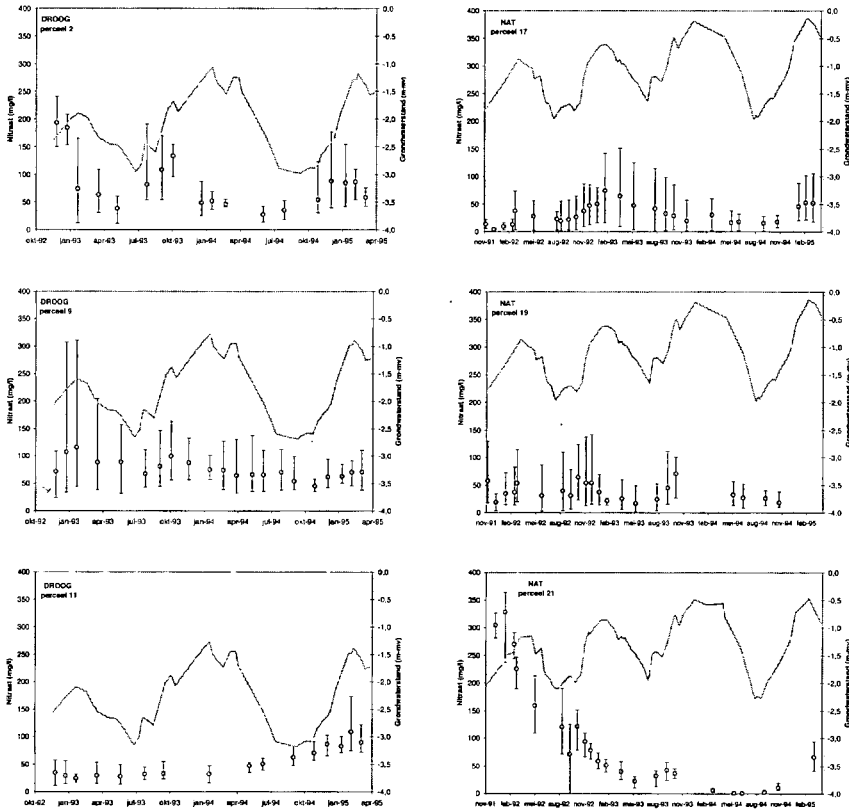
Waarbij:

$\text{NO}_3$  = nitraatconcentratie (mg/l)  
 $\text{EGV}_{25}$  = met CTD-diver gemeten  $\text{EGV}_{25}$  (mS/m)

Regressieanalyse levert vervolgens de volgende formule op:

$$\text{NO}_3 = 2,33 * \text{EGV}_{25} \quad (R^2 = 0,79)$$

Om de fysisch-chemische oorzakelijkheid van het verband vast te stellen is tevens met het programma Maion (Van Wirdum, 1991) de bijdrage van de verschillende ionen aan het EGV op molaire basis berekend, rekening houdend met de conductometrische activiteitscoëfficiënt en de molaire geleiding van de verschillende ionen. Voor nitraat bleek deze bijdrage het grootst en gemiddeld 24% te bedragen. Sulfaat en calcium droegen op molaire basis circa 18% bij aan het EGV, natrium circa 16% en chloride circa 8%. De overige ionen droegen minder bij. De resultaten van deze berekening zijn in zeer goede overeenstemming met die van de regressie-analyse. Zou op grond hiervan een omrekening naar nitraat bepaald worden volgens formule (1), dan zou daarin a = 2,23 en b = 0 zijn, waarbij  $R^2 = 0,78$ .

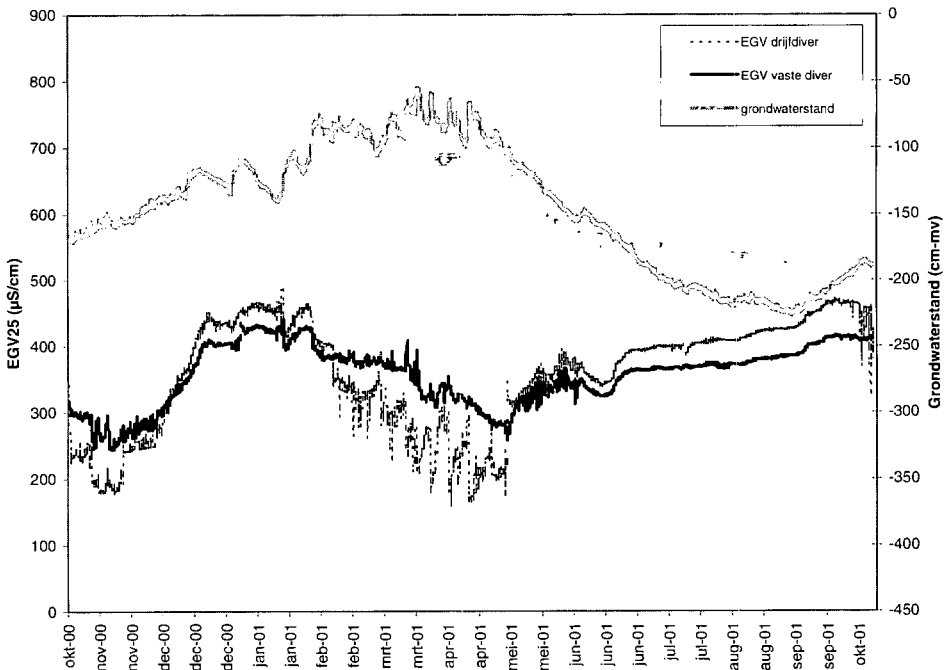


**Figuur 3:** Temporele variatie nitraatconcentraties en grondwaterstanden op 3 droge (gt VII–VIII) en 3 natte (gt V) meetplekken. Voor de 3 droge meetlocaties betreft het gegevens van 8 peilbuizen per meetlocatie, voor de 3 natte meetlocaties gemiddelden van 4 mengmonsters per meetlocatie, van ieder 5 poreuze cups. Error bars tonen minima en maxima (gewijzigd naar: Hack-ten Broeke en Aarts, 1996 en 2000).

## Resultaten meetreeksen De Marke

### Nitraatconcentraties op 6 representatieve meetplekken

Het temporele verloop van de gemeten nitraatconcentraties in het bovenste grondwater is voor een aantal meetlocaties weergegeven in figuur 3. Deze resultaten zijn afkomstig van Hack-ten Broeke en Aarts (1996). De meeste locaties geven geen duidelijk cyclisch patroon van nitraatconcentraties te zien dat gerelateerd kan worden aan het grondwaterstandsverloop. In enige mate is dit waarneembaar op de percelen 2 en 19. Het valt op dat de pieken in zeer verschillende perioden vallen, relatief vaak in augustus–december, maar ook in februari–april. Tevens is de variatie meestal erg groot, zowel binnen het perceel als in de tijd. De maximale concentratie gedurende een hydrologisch seizoen ligt vaak een factor 2 tot 4 hoger dan de minimale concentratie. Op perceel 21 nemen de nitraatconcentraties gedurende de meetperiode zeer sterk af, terwijl perceel 11 een lichte, geleidelijke stijging in nitraatconcentraties laat zien. Een verklaring voor de verschillende patronen lijkt niet eenduidig te liggen in diepte van de grondwaterstand, landgebruik of bodemtype. Wel is het duidelijk dat de drie natte percelen (17, 19 en 21) lagere nitraatconcentraties vertonen dan de drie droge percelen. Dit is gerelateerd aan het feit dat onder nattere omstandigheden meer denitrificatie kan optreden.



**Figuur 4:** Resultaten EGV<sub>25</sub> en grondwaterstandsmetingen CTD-divers voor de periode oktober 2000–oktober 2001.

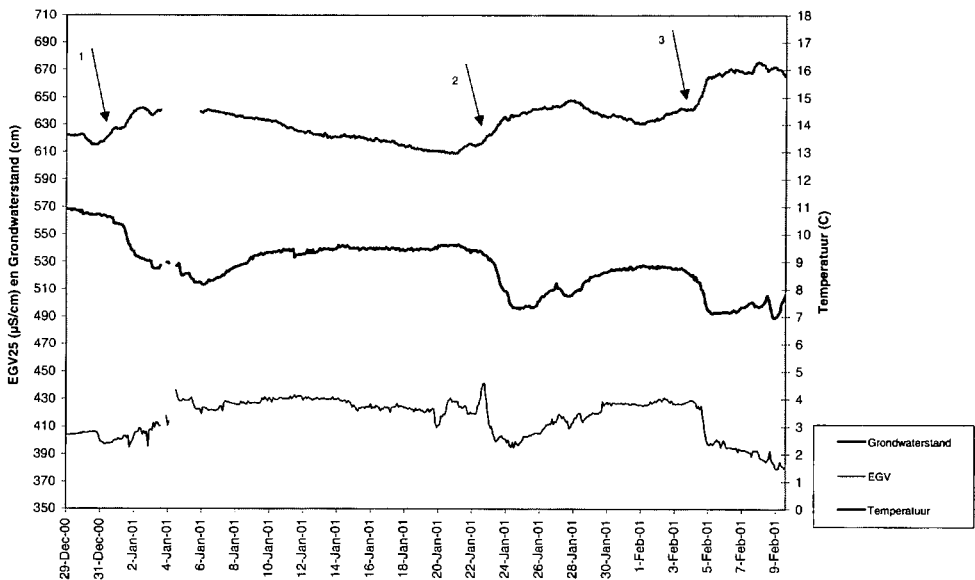


## Continue metingen grondwaterstand, EGV en T

Figuur 4 toont de meetresultaten van beide divers voor de periode oktober 2000–2001. De meetreeks van de diepere diver toont een wat gedempter patroon ten opzichte van de drijfdiver. Het is echter niet na te gaan of het turbulente EGV-patroon van de drijfdiver ook werkelijk in de omringende aquifer optreedt of dat het veroorzaakt wordt door waterstromingen in de peilbuis zelf. Als algemene trend valt op dat in het najaar van 2001 bij een stijgende grondwaterstand het EGV geleidelijk toeneemt van circa 250–300 naar 400–450  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Naar onze interpretatie veroorzaakt uitspoeling van nutriënten uit de bouwvoor deze stijging. Vanaf januari 2001 stijgt de grondwaterstand verder terwijl het EGV vanaf dit moment juist gaat dalen. Naar onze interpretatie wordt de piek in nutriëntenuitspoeling hier gevolgd door verdunning met neerslagwater. Opvallend is verder dat in de periode juni–september 2001, wanneer er geen grondwateraanvulling optreedt, het EGV constant blijft. Blijkbaar verplaatst de nutriëntengolf zich niet in deze periode.

### Effect regenbuien

Om het effect van periodes met regenbuien en grondwateraanvulling op de grondwaterkwaliteit in meer detail te bekijken zijn in figuur 5 de gegevens van de vaste diver over een kleinere tijdschaal weergegeven. Met 3 pijlen zijn hierin effecten van een stijgende grondwaterstand aangegeven. Eind december 2000 (pijl 1) stijgt de grondwaterstand in een periode van 2 dagen circa 20 cm. Dit gaat gepaard met een daling van de grondwatertemperatuur met circa 1,5 graden en een stijging van het EGV met 20–30  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Dit wordt gerela-

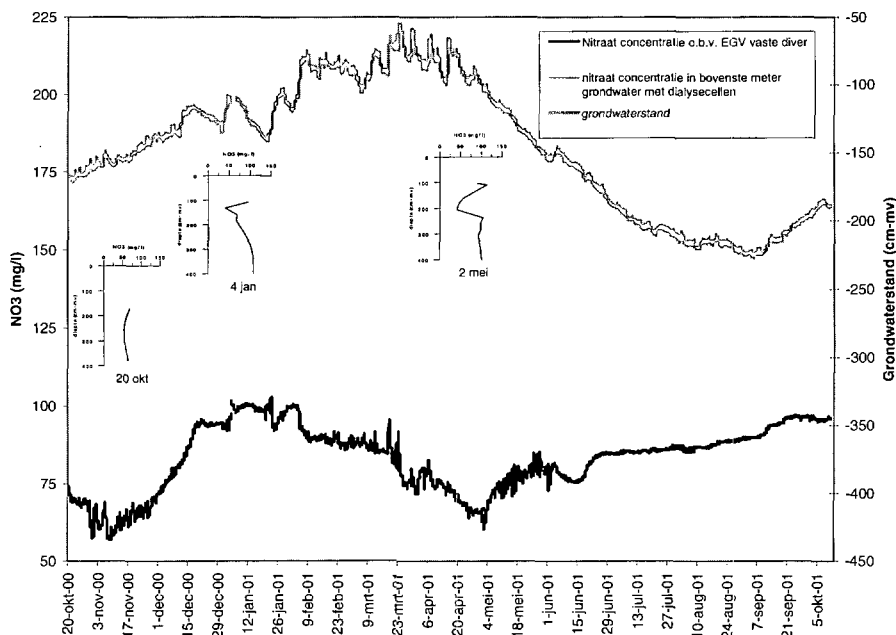


**Figuur 5:** Resultaten EGV<sub>25</sub>-Temperatuur en grondwaterstandsmetingen CTD-divers voor de periode 29 december 2000–9 februari 2001. Pijl 1: grondwateraanvulling, daling T en stijging EGV. Pijlen 2 en 3: grondwateraanvulling, daling T en daling EGV.

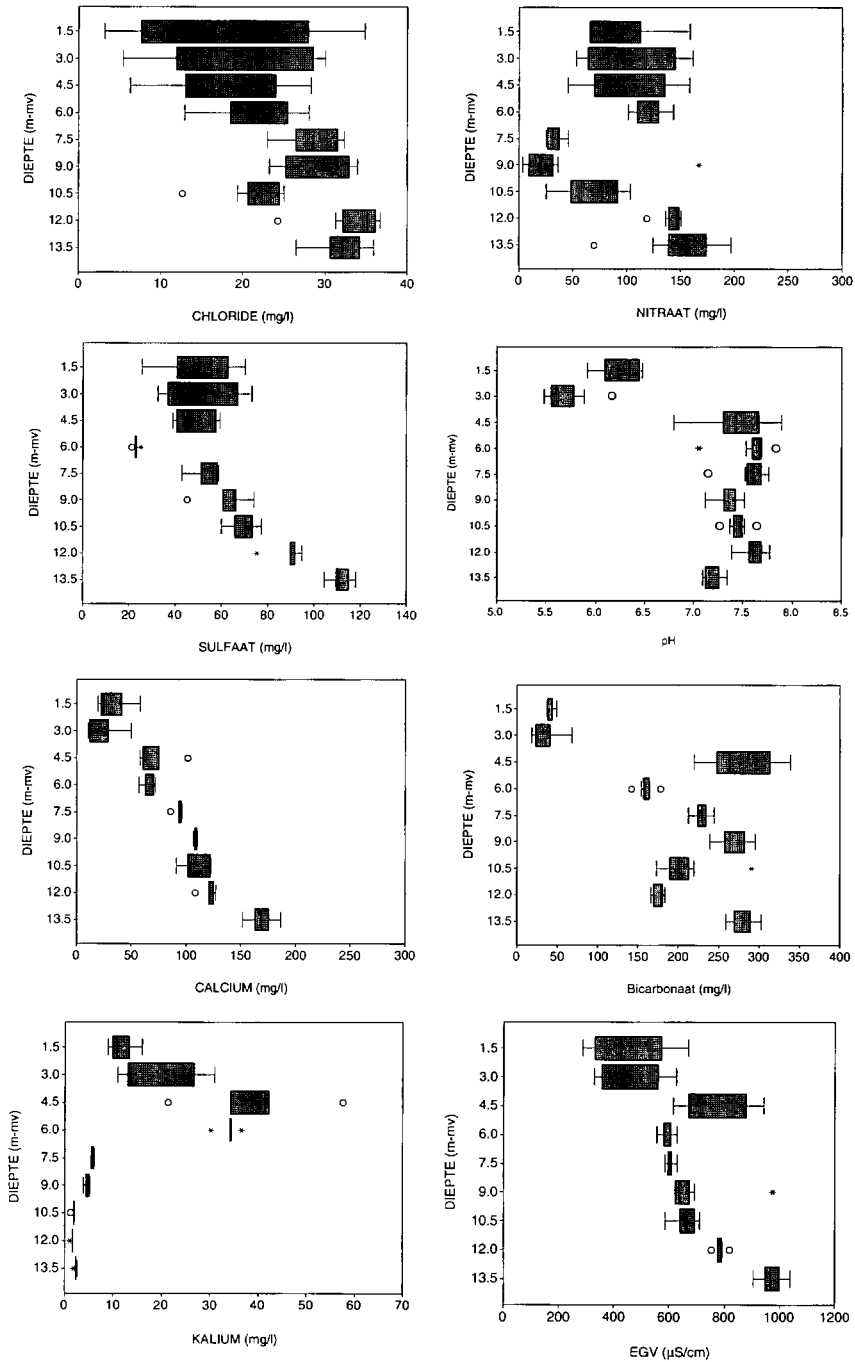
teerd aan uitspoeling van nutriënten. Eind januari en begin februari 2001 (pijlen 2 en 3) stijgt de grondwaterstand circa 30 cm en gaat dit juist gepaard met een daling van het EGV met 30–40  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Dit wordt gerelateerd aan verdunning.

### Nitraatconcentratie berekend uit EGV

Figuur 6 toont de met behulp van formule 1 berekende nitraatconcentratie. Deze figuur laat dan ook hetzelfde temporele verloop als het EGV van de vaste diver in figuur 4 zien. De berekende nitraatconcentratie varieert gedurende de meetperiode zeer geleidelijk tussen 60 en 100  $\text{mg}/\text{l}$ . Tevens toont figuur 6 voor 3 meetmomenten een gedetailleerd diepteprofiel van met dialysecellen gemeten nitraatconcentraties in de bovenste meters van het grondwater. De gemiddelde nitraatconcentratie over het dieptetraject van deze metingen komt voor de 3 meetmomenten goed overeen met de op basis van EGV berekende nitraatconcentratie. De resultaten van de dialysecellen laten echter zien dat het verloop van de nitraatconcentratie in de bovenste meters zowel in de tijd als over de kleine diepte intervallen zeer variabel is. Om echt begrip te krijgen zou je met dergelijke kleine intervallen nog vaker moeten meten.



**Figuur 6:** Berekende nitraatconcentratie op basis van EGV-metingen en gemeten nitraatconcentraties met dialysecellen.



**Figuur 7:** Temporele variatie tot circa 15 m diepte tussen maart 2000 en mei 2001. Boxplots tonen minimum, 25%, mediaan, 75%, maximum en uitschieters. Circa 3-4 temporele metingen op 1,5m diepte en 8 temporele metingen op 3-13,5 m diepte.

### *Temporele variatie grondwaterkwaliteit tot 15 m diepte*

Het seizoenale verloop van een aantal stoffen in het bovenste en diepere grondwater van de minifilterput op De Marke is middels boxplots weergegeven in figuur 7. Uit de gegevens blijkt dat de temporele variatie gedurende het hydrologisch jaar 2000 met name in het bovenste grondwater tot op circa 5–6 m diepte wordt teruggevonden. De variatie speelt met name een rol bij de temperatuur, EGV, chloride, nitraat, sulfaat en kalium en minder bij de parameters calcium en bicarbonaat. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat het sediment beneden 5 m diepte kalk bevat, waardoor eventuele seizoenseffecten worden verstoord door geochemische processen. Kalkoplossing leidt hier namelijk tot stabilisatie van pH, calcium en bicarbonaat. (Met stabiel wordt bedoeld: seizoensfluctuatie klein.) Onderstaand worden per stof relevante processen beschreven.

- Chloride: veel variatie tot 6 m diepte, geleidelijke afname vanaf 4,5 m diepte.
- Nitraat: temporele variatie neemt af vanaf 6 m diepte. Enige invloed van (onvolledige) nitraatreductie op circa 7.5 m diepte (Van der Grift e.a., 2002; Broers e.a., in druk; Van der Aa e.a., in voorbereiding)
- Sulfaat: temporele variatie tot 4.5 m diepte, stabiel vanaf 6 m diepte. Toename bij grotere diepte wordt verklaard doordat het grondwater vanaf circa 10 m ouder is en geïnfilteerd is in een periode met een hogere mestgift.
- pH: Stabilisatie door kalkoplossing vanaf 6 m diepte
- Calcium: Stabiel, wel toename met diepte, tot 6 m diepte verklaard uit kalkoplossing, daarna waarschijnlijk mestgift effect
- Bicarbonaat: Stabiel door kalkoplossing vanaf 6m diepte
- Kalium: Typisch reactief gedrag: vanaf circa 6 m diepte is het in één keer stabiel. Kalium wordt vertraagd door uitwisseling met het bodemcomplex (kationuitwisseling met calcium/magnesium (Griffioen, 2001; Broers, 2002))
- EGV: EGV wordt ondiep grotendeels bepaald door nitraat, sulfaat en calcium, op grotere diepte tevens door bicarbonaat. De EGV toename tot 6 m diepte wordt verklaard uit kalkoplossing, dieper dan 6 m waarschijnlijk een oud front dat wegzakt (afnemende mestgift: daling van 1000 naar 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

### **Discussie: wat betekent dit nu voor de monitoring?**

Meetwaarden van de ondiepe grondwaterkwaliteit op proefboerderij De Marke tonen een grillig temporeel verloop waarbij een cyclisch seizoenaal patroon soms in enige mate maar vaak niet wordt teruggevonden. Het dient benadrukt te worden dat op deze proefboerderij de nitraatuitspoeling sinds 1990 sterk verminderd is ten opzichte van reguliere landbouwbedrijven. Hierdoor is het op basis van de literatuur verwachte seizoenseffect met maximale uitspoeling in het najaar, gerelateerd aan stikstofophoping in de bouwvoor en het braak liggen van akkers, waarschijnlijk minder groot. Uit modelberekeningen met ONZAT (Van Drecht, 1983) volgt dat de verdeling van neerslag over de jaren een grote invloed heeft op het grondwaterkwaliteitsverloop. Het effect hiervan op de grondwaterkwaliteit hangt echter sterk af van de grondwaterstandsdiepte. Met name bij diepere grondwaterstanden kan een sterke vertraging en uitdemping van seizoensinvloeden en meerjarige variaties optreden. Voor de meetpunten op De Marke waar sprake was van een min of meer cyclisch seizoensverloop van nitraatconcentraties, werden de pieken gevonden in periodes waarin de

grondwaterstand begon te stijgen (in het najaar). Dit wordt toegeschreven aan uitspoeling van nutriënten. Verdergaande grondwateraanvulling en stijging van de grondwaterstand kan echter weer een tegengesteld effect hebben en gepaard gaan met verdunning door neerslagwater. Het is dus toeval of een vaste meetperiode in het najaar, zoals wordt toegepast bij de provinciale bodemkwaliteitsmeetnetten, ook daadwerkelijk de piekconcentraties monitort. Evenmin biedt een indicatie zoals een stijgend grondwaterstandsverloop veel houvast bij het bepalen van het meest geschikte meetmoment in het najaar. De temporeel (op korte termijn) meest constante grondwaterkwaliteit valt juist vaak in de zomerperiode wanneer de grondwaterstand zijn diepste punt bereikt, relatief stabiel is en er vrijwel geen grondwateraanvulling optreedt. Bij het in beeld brengen van temporele variaties in grondwaterkwaliteit is de 'support' van de meting bepalend voor de mate waarin seizoensinvloeden worden uitgedempt. Hoe kleiner de support van de meting, hoe vaker je moet meten. De filterlengte moet dus zorgvuldig worden afgestemd op het meetdoel.

## Dankwoord

Bij dit onderzoek is dankbaar gebruik gemaakt van de dataset die verzameld is door Mirjam Hack-ten Broeke in het kader van FOMA- en EU-onderzoek. Tevens gaat onze dank uit naar Frans Aarts en de medewerkers van proefboerderij De Marke, in het bijzonder Gerjan Hilhorst. Aart van Wessel willen we bedanken voor zijn creativiteit bij de diver-installatie en Geert van Wirdum voor zijn hulp bij de interpretatie, Leo Boumans en Hans Bronswijk voor het beschikbaar stellen van de ONZAT-modelresultaten en hun commentaar op de onderzoeksresultaten.

## Literatuur

- Aa, M. van der, K.Verloop, J.Griffioen en H.P. Broers (in voorbereiding)** Omzetting van nitraat in de ondergrond; kunnen we daarop vertrouwen?; Discussie naar aanleiding van waarnemingen op proefboerderij De Marke en nabijgelegen drinkwaterwinning 't Klooster.
- Barcelona, M.J., D.P.Lettenmaier en M.R. Schock (1989)** Network design factors for assessing temporal variability in ground-water quality; in: *Environmental monitoring and assessment* 12, pag 149–179.
- Boumans, L.J.M. en W. van Duijvenbouden (1985)** Grondwaterkwaliteitsvariaties naar de diepte en in de tijd; RIVM rapport nr. 840381001.
- Boumans, L.J.M., G. van Drecht, B. Fraters, T. de Haan en W. de Hoop (1997)** Effect van neerslag op nitraat in het bovenste grondwater onder landbouwbedrijven in de zandgebieden: gevolgen voor de inrichting van het Monitoringnetwerk effecten mestbeleid op Landbouwbedrijven (MOL); RIVM rapport nr. 714831002.
- Broers, H.P. (2002)** Strategies for regional groundwaer quality monitoring. *Nederlandse Geografische Studies* 30; KNAG/Ruimtelijke Wetenschappen; Universiteit Utrecht.
- Broers, H.P., M. van der Aa en A. Buijs (in druk)** Datering van jong bemest grondwater met tritium-helium; in:  $H_2O$ .
- Drecht, G. van (1983)** Simulatie van het verticale niet-stationaire transport van water en een daarin opgeloste stof in de grond, RID-mededeling 83-11, RID; Leidschendam.

- Engesgaard, P., K.H. Jensen, J. Molson, E. Frind en H. Olsen (1996)** Large-scale dispersion in a sandy aquifer: simulation of subsurface transport of environmental tritium; in: *Water Resources Research*, vol 32 (II), pag 3253–3266.
- Fraters, D., L.J.M. Boumans, G. van Drecht, T. de Haan, W.D. de Hoop (1998)** Nitrogen monitoring in roundwtaer in the sandy regions of the Netherlands; in: *Environmental Pollution* nr 102, pag 479–485.
- Griffioen, J. (2001)** Potassium adsorption ratios as indicator for the fate of agricultural potassium in groundwater; in: *Journal of Hydrology*, vol 254, pag 244–254.
- Grift, B. van der, A. Buijs en M. van der Aa (2002)** Geochemische reactiviteit van de ondergrond op proefboerderij De Marke; TNO-rapport NITG 01-141-B.
- Hack-ten Broeke, M.J.D. en H.F.M. Aarts (1996)** Integrale monitoring van stikstofstromen in bodem en gewas: Resultaten van proefboerderij De Marke; rapport nr 14, AB-DLO rapport 57.
- Hack-ten Broeke, M.J.D. (2000)** Nitrate leaching form dairy farming on sandy soils: Case studies for experimental farm De Marke; proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Meinardi, C.R. (1994)** Groundwater recharge and travel times in the andy regoins of the Netherlands; RIVM report no. 715501004.
- Montgomery, R.H., J.C. Loftis en J. Harris (1987)** Statistical characteristics of groundwater quality variables; in: *Ground water*, vol 25, nr 2.
- Oosterom, H.P en J.H.A.M. Steenvoorden (1984)** Drijfmestgiften op snijmaispercelen (zandgrond) en de uitspoelingsverliezen naar het grondwater; Nota 1499 Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.
- Pettyjohn, W.A. (1976)** Monitoring cyclic fluctuations in ground-water quality; in: *Ground Water*, vol 14, nr 6, pag 472–479.
- Robertson, W.D. en J. A. Cherry (1989)** Large-scale dispersion in a sandy aquifer: simulation of subsurface transport of environmental tritium; in: *Water Resources Research*, vol 32, pag 3253–3266.
- Saadi, Z., A. Maslouhi, M. Zeraoui en J.P. Gaudet (2000)** First attempts for predicting seasonal nitrate concentration variations at Mnasra aquifer (Morocco); in: *Environmental Technology*, vol 21, pag 671–680.
- Stuyfzand, P.J. (1991)** Samenstelling, genese en kwaliteitsvariaties van ondiep grondwater in kustduinen; KIWA rapport SWE 91.008.
- Walker, W.H. (1973)** Ground-water nitrate pollution in rural areas; in: *Ground water*, vol 11, nr 5.
- Wirdum, G. van (1991)** Vegetation and hydrology of floating rich-fens; Datawyse, Maastricht, 310 pag.