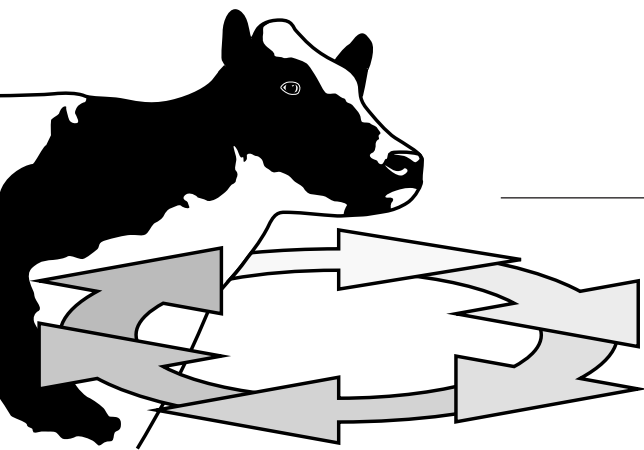


Omzetting van nitraat in de ondergrond; kunnen we daarop vertrouwen?

Discussie naar aanleiding van waarnemingen op proefboerderij
De Marke en nabijgelegen drinkwaterwinning 't Klooster

Rapport 42
September 2003





Omzetting van nitraat in de ondergrond; kunnen we daarop vertrouwen?

Discussie naar aanleiding van waarnemingen op
proefboerderij De Marke en nabijgelegen
drinkwaterwinning 't Klooster

M. van der Aa (TNO-NITG)

H.P. Broers (TNO-NITG)

J. Griffioen (TNO-NITG)

K. Verloop (PRI)

Rapport 42

September 2003



Samenvatting

Melkveehouderijbedrijven op de droge zandgronden belasten het grondwater met nitraat. Hierdoor voldoet het grondwater in veel melkveehouderijgebieden niet aan de nitraatnorm van 50 mg/l. Project De Marke is erop gericht om een bedrijfssysteem te ontwikkelen waarin productie wordt gecombineerd met milieudoelen. Een belangrijk aspect is het halen van de nitraatnorm van 50 mg/l in het bovenste grondwater. De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater is sinds de start van De Marke gedaald van meer dan 300 mg/l naar rond de 50 mg/l.

Metingen van TNO-NITG in de ondergrond tot een diepte van 20 meter onder het maaiveld geven aan dat nitraat deels op 6 meter diepte wordt omgezet en op 17 meter diepte geheel verdwijnt. Het verdwijnen van nitraat is een gevolg van een reductieproces. Nitraatreductie kan op gang komen door reactie van organische stof of pyriet onder zuurstofarme omstandigheden. TNO-NITG heeft sedimentmonsters genomen van de ondergrond onder De Marke. Hieruit bleek dat nitraat waarschijnlijk verdwijnt door een zeer kleine hoeveelheid organische stof.

Omdat de reactiviteit ten aanzien van nitraat chemisch kan worden bepaald, is het mogelijk om de nitraatreductiecapaciteit van bodemprofielen in kaart te brengen. Als deze capaciteit benut wordt, zal dat moeten gebeuren binnen de randvoorwaarden van bodembeheer. Bij benutting van nitraatreductiecapaciteit zal het proces:

- voldoende betrouwbaar moeten zijn;
- in principe geen onomkeerbare veranderingen mogen veroorzaken;
- geen nadelige neveneffecten met zich mee mogen brengen;
- voldoende stuurbaar moeten zijn;
- beheerd moeten worden vanuit een gemeenschappelijke verantwoordelijkheid van de verschillende gebruikers van de bodem.

Een algemeen antwoord op de vraag of de nitraatreductiecapaciteit binnen deze randvoorwaarden benut kan worden, is door informatiegebrek over de situatie in verschillende gebieden niet te geven. Wel kan voor dit specifieke proces aangeduid worden welke grootheden een sleutelrol zullen spelen bij beoordeling. Informatie op gebiedsniveau over de eigenschappen van de ondergrond, zal de perspectieven van benutting van nitraatreductiecapaciteit duidelijker maken. Het verkrijgen van deze informatie is wenselijk met het oog op toekomstige benutting van de denitrificatiecapaciteit, maar ook met het oog op het schatten van de risico's van de nitraatuitspoeling die momenteel nog optreedt.

Inhoudsopgave

Samenvatting

1	Inleiding	1
2	Wat doet de ondergrond met nitraat?	2
3	Nitraatreductiecapaciteit van de ondergrond in de omgeving van De Marke	3
4	Ontwikkeling van de grondwaterkwaliteit op De Marke	4
5	Nitraat verdwenen op 17 meter diepte, wat vinden we daar nu van?	7
5.1	Mogen we reactiviteit voor nitraatreductie benutten?	7
5.2	Kunnen we de nitraatreductiecapaciteit benutten binnen randvoorwaarden	8
6	Conclusies	11
	Literatuur	12

1 Inleiding

Op proefboerderij De Marke, gelegen op de voor uitspoeling van nitraat zeer gevoelige droge zandgronden te Hengelo (Gelderland), wordt een melkveehouderijsysteem ontwikkeld dat voldoet aan de milieunormen bij een gangbaar productieniveau van melk. Topprioriteit bij dit bedrijf is te voldoen aan de nitraatnorm van 50 mg/l in grondwater. Om dat te bereiken moet de stikstofkringloop op het bedrijf zoveel mogelijk gesloten worden. Om te zien welk effect de maatregelen op het bedrijf hebben op de nitraatuitspoeling, wordt jaarlijks door het RIVM de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater gemeten. In dit rapport gaan we in op TNO-NITG onderzoek dat is uitgevoerd op De Marke en dat uitwijst dat nitraat in het diepere grondwater wordt omgezet.

Allereerst geven we een toelichting over de werking van nitraatomzetting. Vervolgens tonen we enkele waarnemingen van nitraatconcentraties op verschillende dieptes in de ondergrond alsmede de reactiviteit ten aanzien van nitraat. Op grond van de resultaten werken we een discussie uit over het eventuele gebruik van de ondergrondse reactiviteit om het spanningsveld tussen agrarisch gebruik en duurzaam beheer van de ondergrond te verkleinen.

2 Wat doet de ondergrond met nitraat?

Nitraat spoelt uit de onverzadigde zone van droge zandgronden naar de diepere ondergrond. Wat er vervolgens met het nitraat gebeurt, is afhankelijk van de grondwaterstroming. De Marke ligt in een groot infiltratiegebied waar het neerslagoverschot en daarmee ook het nitraat vooral wordt afgevoerd naar een grondwatervoorraad op grotere diepte. Dit grondwater stroomt naar de beekdalen in de regio en in westelijke richting naar de IJssel. De Marke bevindt zich juist aan de westrand van het grondwaterbeschermingsgebied van drinkwaterwinning 't Klooster. Deze winning is begonnen in 1967. Het regenwater dat in het grondwaterbeschermingsgebied in de bodem wegzakt, komt uiteindelijk in de drinkwaterputten terecht. Deze bevinden zich op dieptes van enkele tientallen meters. De leeftijd van het opgepompte grondwater varieert van circa 25 tot 350 jaar. Het huidige infiltrerende neerslagoverschot met nitraat wordt dus mogelijk over enkele tientallen tot honderden jaren weer als drinkwater opgepompt. Uit metingen in de ondergrond blijkt dat we tot op heden echter geen nitraat aantreffen in de drinkwaterputten, terwijl we dit gezien de leeftijd van het water en de landbouwactiviteiten in de regio wel zouden mogen verwachten. Dit wordt veroorzaakt door de omzetting van nitraat in de ondergrond. Hoewel het nitraatfront plaatselijk tot enkele meters in het grondwater is doorgedrongen, is gezien de grote hoeveelheid organisch materiaal die de bodem bevat, de komende tijd geen doorslag van nitraat naar de drinkwaterputten van 't Klooster te verwachten (Van Beek en Vogelaar, 1998). Het vermogen van het ondergrondse sediment om nitraat om te zetten wordt wel aangeduid met reactiviteit. Voor alle duidelijkheid schrijven we hier over *nitraatreductie-capaciteit*, want het nitraat wordt in een redoxreactie gereduceerd.

3 Nitraatreductiecapaciteit van de ondergrond in de omgeving van De Marke

De ondergrond is door het grondwater luchtdicht verpakt en binnen enkele meters anaeroob. De macrochemische omstandigheden in grondwater zijn dus geschikt voor nitraatomzetting, maar dan moet er wel organische stof, pyriet of reactieve Fe(II)-mineralen (zoals FeCO_3) aanwezig zijn. Kaal zand waarin deze fasen niet aanwezig zijn, reageert niet met nitraat. Om de nitraatreductiecapaciteit van de ondergrond te bepalen zijn sedimentmonsters genomen waarvan het gehalte aan reactieve verbindingen is bepaald middels de microoxymaxtechniek (verg. Hartog *et al.*, 1999; 2002). In het studiegebied betreft dit in de bovenste 20 meter van de verzadigde zone hoofdzakelijk organisch materiaal (Van Beek en Vogelaar, 1998; van der Grift *et al.*, 2001). De fijne tot grove zanden en grinden in dit dieptetraject bevatten lage gehalten organisch materiaal: van < 0,01 tot 0,18 gewichtsprocent organisch koolstof. Het is zeer de vraag of al dit organisch materiaal reactief is, maar stel dat dat zo is, dan kunnen we dit ook omrekenen in een potentiële reactiviteit:

- Het vergt 24,2 mg organisch koolstof om 100 mg nitraat te reduceren.
- Wanneer een grond 0,01 - 0,18% organisch koolstof bevat, kan een liter grond met een porositeit van 0,33 circa 700–13000 mg nitraat reduceren.
- Dit komt overeen met een totale nitraatreductiecapaciteit van circa 160 - 2950 kg N/ha voor een grondlaag van 10 cm dikte.
- Bij een stikstofuitspoeling naar de verzadigde zone van bijvoorbeeld $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ betekent dit dat het circa 1 tot 30 jaar duurt voordat de organische stof uit een grondlaag van 10 cm dikte is opgesoupeerd door denitrificatie.

Voor de optredende nitraatreductiecapaciteit is dit een maximale schatting. Uit lopend onderzoek blijkt namelijk dat de reactiviteit van het organisch materiaal heel wisselend is. Zoals later in dit verhaal wordt toegelicht, is juist de reactiviteit en niet de totale hoeveelheid organisch materiaal bepalend voor de mate waarin denitrificatie in de ondergrond optreedt.

¹ Een N-uitspoeling van 100 kg/ha/jr leidt tot een nitraatconcentratie van circa 120 mg/l in een gemiddeld jaar met een neerslagoverschot van 365 mm/j

4 Ontwikkeling van de grondwaterkwaliteit op De Marke

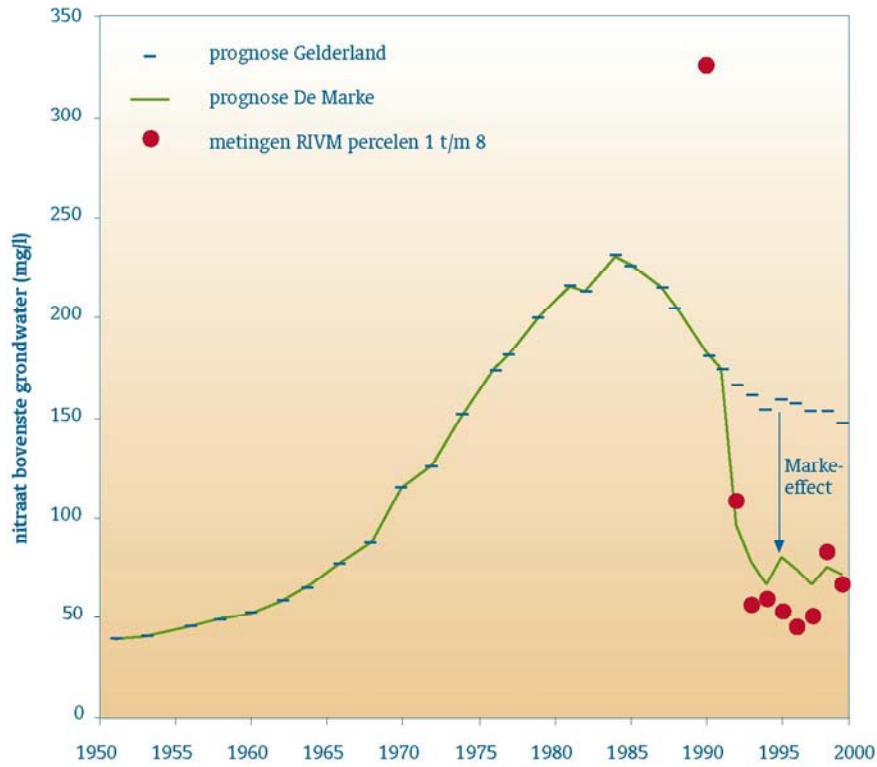
Door TNO-NITG is de ontwikkeling van de grondwaterkwaliteit op De Marke bepaald aan de hand van nitraatmetingen op diepte. Figuur 3 toont het gemeten diepteprofiel van nitraatconcentraties uit twee meetpunten (paarse lijn). Hieruit blijkt dat nitraat wordt aangetroffen tot een diepte van 17 meter. Dat is diep in vergelijking met het nabijgelegen intrekgebied van pompstation 't Klooster, waar het nitraat binnen de eerste 10 meter verdwijnt. Ook op De Marke verdwijnt nitraat uiteindelijk op grotere diepte. De vraag is nu of het gemeten diepteprofiel een verandering in de tijd van de nitraatuitspoeling weerspiegelt, dan wel in hoeverre ook nitraatreductie in de ondergrond een rol speelt.

Stel dat de ondergrond geen enkele reactie aan zou gaan met nitraat, dan zou je mogen verwachten dat veranderingen in het stikstofbeheer op het landbouwbedrijf teruggevonden worden in veranderingen van de nitraatconcentraties met de diepte. Immers, elk jaar wordt het neerslagoverschot aan de grondwatervoorraad toegevoegd: de grondwateraanvulling. De kwaliteit van deze grondwateraanvulling is afhankelijk van het bedrijfsmanagement. Als het grondwater zich naar beneden verplaatst vormt de grondwateraanvulling van elk jaar een laag die zich verplaatst naar grotere diepte in het bodemprofiel. De samenstelling van elke laag verandert bij een niet-reactieve bodem hoogstens door menging met andere lagen uit andere jaren, maar blijft verder gelijk.

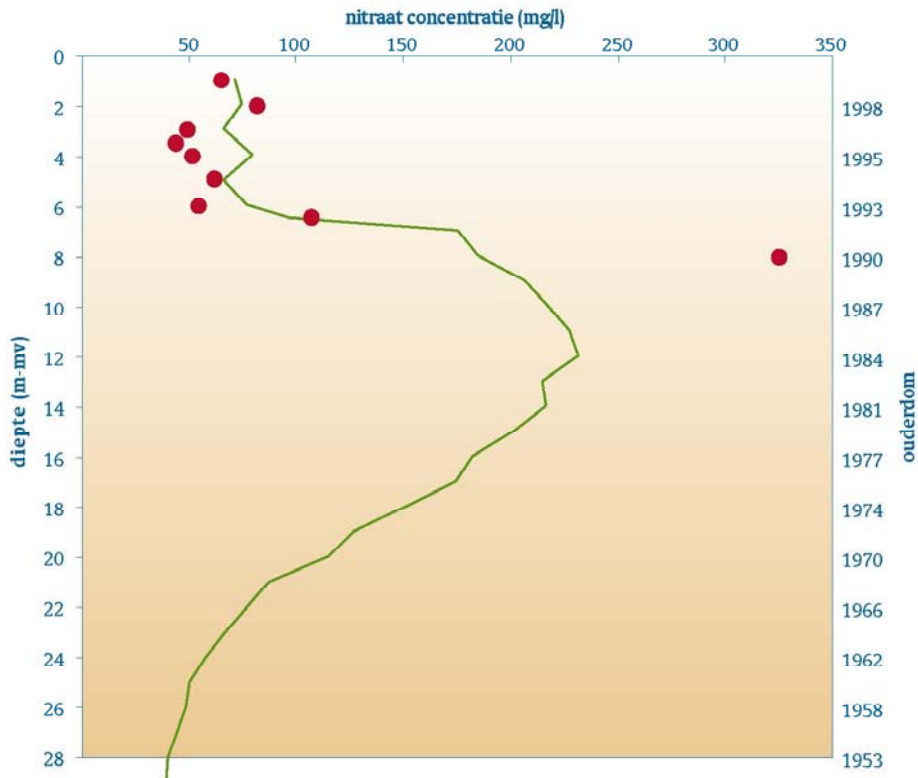
Uit twee informatiebronnen is vastgesteld hoe de nitraatconcentraties in de grondwateraanvulling op De Marke veranderd zijn sinds 1990. De Marke is als proefboerderij gestart in 1989 en daarvoor was het een regulier melkveehouderijbedrijf. Sindsdien zijn door het RIVM jaarlijks nitraatconcentraties gemeten in het bovenste grondwater (rode punten in Figuur 1). De relatief hoge nitraatconcentraties uit het eerste jaar metingen op De Marke zijn hier waarschijnlijk nog een weerslag van. Sinds 1990 zijn de nitraatconcentraties gedaald als gevolg van het veranderde melkveehouderijsysteem. Uit de periode vóór 1990 zijn geen nitraatmetingen van het bovenste grondwater voorhanden. Daarom is gebruik gemaakt van historische gegevens over de stikstofbelasting in de periode 1950-1990. De stikstofbelasting voor een gemiddelde landbouwgrond is voor de provincie Gelderland gereconstrueerd aan de hand van CBS- en LEI-gegevens. De stikstofbelasting aan maaiveld wordt vervolgens omgerekend naar een nitraatconcentratie in het bovenste grondwater met het model SPREAD (Beekman, 1998). Deze berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater voor de periode 1950-2000 zijn eveneens weergegeven in Figuur 1. Uit de vergelijking met de door het RIVM gemeten nitraatconcentraties op De Marke, blijkt dat de meting van circa 325 mg/l in het bovenste grondwater van De Marke in 1990, zelfs nog hoger ligt dan de voor de provincie Gelderland berekende gemiddelde nitraatconcentratie in dat jaar. Vanaf 1992 vertonen de RIVM metingen op De Marke duidelijk lagere concentraties dan de voor de provincie Gelderland berekende gemiddelde nitraatconcentratie. Uit modelberekeningen blijkt dat dit verschil wordt veroorzaakt door de lagere stikstofbelasting op De Marke vanaf 1990.

Onder de hypothese van een niet-reactief sediment is te verwachten dat de hogere nitraatconcentraties in de grondwateraanvulling van vóór 1990 ook terug te vinden zijn in het grondwater dat zich nu op grotere diepte bevindt. Daartoe is de concentratietijd grafiek van figuur 1 met behulp van een leeftijdsverdeling van het grondwater op verschillende dieptes, omgezet in een concentratie-dieptegrafiek (figuur 2). De leeftijd van het grondwater is bepaald met behulp van tritium/helium dateringen (Broers *et al.*, 2003). Deze bleken goed overeen te komen met een leeftijdsverdeling volgens een analytische formule die geldig is voor infiltratiegebieden waarbij rekening wordt gehouden met de hoeveelheid grondwateraanvulling, de porositeit en de dikte van het aquifer (Meinardi, 1994; Broers, 2002). Als we de gemeten concentraties in het diepere grondwater vergelijken met de prognose (figuur 3), blijkt dat deze tot circa 5 m diepte redelijk goed overeenkomen, maar dat op een diepte van circa 8 m de gemeten nitraatconcentratie lager ligt dan de voorspelde. Op deze diepte treedt waarschijnlijk enige nitraatreductie op. Dit wordt bevestigd door de redox-activiteitsexperimenten (Van der Grift *et al.*, 2002) maar de reductie is blijkbaar niet compleet. In het grondwater op grotere diepte liggen de voor de provincie Gelderland voorspelde nitraatconcentraties hoger dan de metingen. Dit wordt volgens ons veroorzaakt door de (onvolledige) nitraatreductie op circa 8m diepte, alsmede volledige nitraatreductie vanaf circa 17 meter diepte.

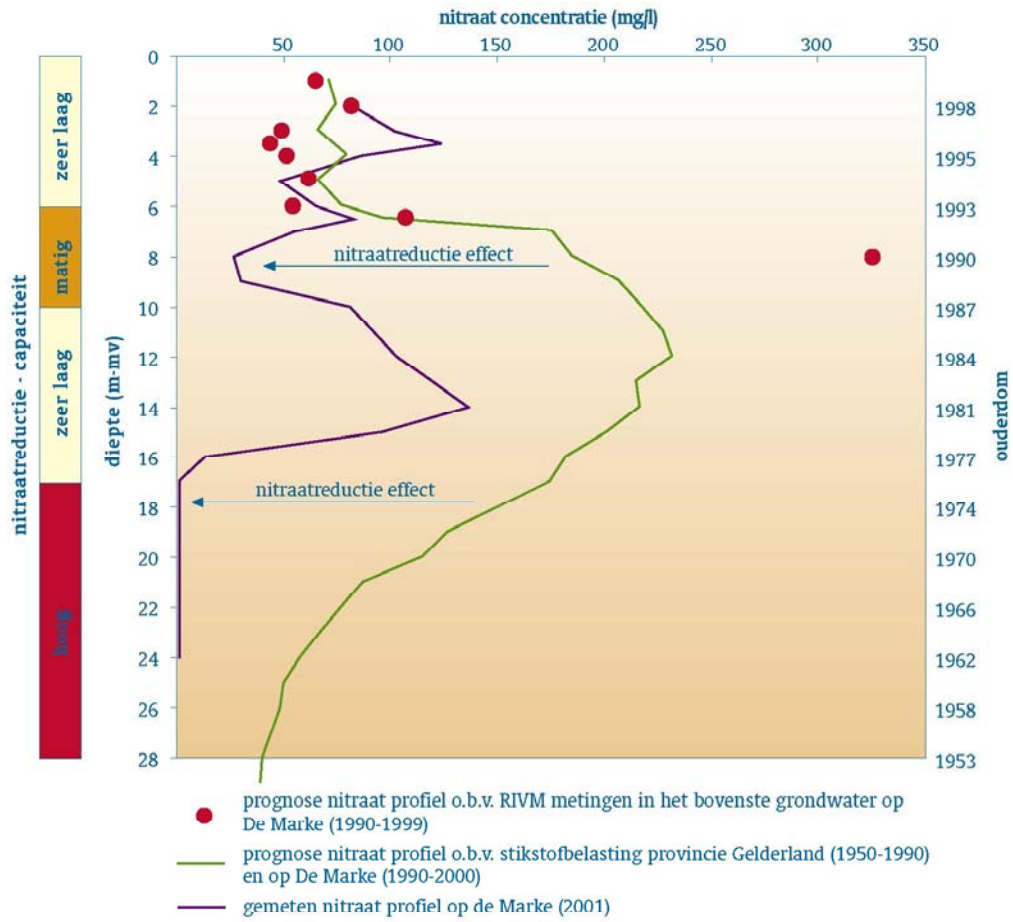
Figuur 1 Concentratie tijd grafiek voor nitraat in het bovenste grondwater op De Marke. Metingen RIVM (Boumans *et al.* 2001) en prognoses op basis van SPREAD (Beekman, 1998).



Figuur 2 Met behulp van tritium/helium leeftijdsbepalingen van het grondwater is het historisch verloop van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (figuur 1) vertaald naar een prognose voor het diepe grondwater.



Figuur 3 Vergelijking tussen gemeten nitraatconcentraties in het diepere grondwater van De Marke en prognoses figuur 2.



5 Nitraat verdwenen op 17 meter diepte, wat vinden we daar nu van?

Hoewel de droge zandgronden van De Marke in het kader van het mestbeleid als zeer uitspoelingsgevoelig worden gekarakteriseerd, vertoont de ondergrond vanaf circa 15-20 m diepte wel een aanzienlijke nitraatreductiecapaciteit. Nitraat vormt in deze regio daarom vooralsnog geen bedreiging voor het diepere grondwater en de drinkwaterwinning. De discussie over reductie van nitraat door organische stof en pyriet duikt regelmatig op en wordt vaak gerelateerd aan brongericht beleid in de landbouw. Het is echter geen automatisme dat gebruik wordt gemaakt van de reactiviteit van de ondergrond om het spanningsveld tussen melkveehouderij en drinkwaterwinning te verkleinen. Kunnen en mogen we de waargenomen reactiviteit van de ondergrond hiervoor gebruiken? We hebben met opzet een tweeledige vraag gesteld. '*Kunnen* we de reactiviteit gebruiken' doet denken aan een technische –ingenieurs- discussie; kunnen we dat regelen. '*Mogen* we de reactiviteit gebruiken' herinnert ons eraan dat technische beheersvragen zullen moeten aansluiten bij de uitgangspunten van bodem en waterbeleid; bij de maatschappelijke afspraken die we hebben gemaakt ten aanzien van de manier waarop we omgaan met bodem, water en grondwater. Hieronder wordt aangegeven hoe deze maatschappelijke afspraken uitmonden in een aantal concrete beheersvragen. Op deze beheersvragen zullen we een tentatief antwoord geven zodat de perspectieven duidelijk worden van het eventuele gebruik van de reactiviteit.

5.1 Mogen we reactiviteit voor nitraatreductie benutten?

De Wet Bodembescherming heeft als doel het voorkomen, beperken of ongedaan maken van veranderingen in de eigenschappen van de bodem, daarbij inbegrepen het grondwater. Vanuit dit vertrekpunt met als elementen het voorzorgsprincipe²; ALARA³ en het voorkomen van afwenteling⁴ heeft het bodembeleid zich ontwikkeld tot een afwegingskader voor meervoudig duurzaam bodemgebruik. Dit beleidskader moet het gebruik van de bodem voor verschillende doelen, ook voor de verre toekomst waarborgen en dient bescherming in balans te brengen met gebruik.

In situaties waarin gevoelige en belastende vormen van bodemgebruik naast elkaar voorkomen is het zaak om beheersvarianten te zoeken, waarbij beide vormen van landgebruik mogelijk zijn. In het geval van De Marke gaat het om gebruik voor landbouwproductie en drinkwaterwinning. Dit houdt in dat:

1. eigenschappen van bodem en water een rol spelen bij het gebruik (ontwerpvariabele) .
2. de gevolgen van gebruik voor bodem en water bekend moeten zijn;
3. de consequenties en risico's van het belastende bodemgebruik aanvaardbaar moeten zijn voor het meest gevoelige gebruik;
4. irreversibele veranderingen zoveel mogelijk voorkomen dienen te worden.

Dit op afstemming gerichte bodembeleid verlegt de vraag: 'mogen we de nitraatreductiecapaciteit benutten' dus naar 'wat zijn de mogelijkheden en onmogelijkheden om die benutting te beheren', 'zijn de gevolgen voldoende bekend', 'zijn de risico's aanvaardbaar', enzovoorts. De vraag wordt dus nu: Kunnen we de nitraatreductiecapaciteit benutten binnen randvoorwaarden?

² Dit houdt in dat bodem en grondwater uit voorzorg niet belast dienen te worden, ook als de risico's van de belasting niet goed vastgesteld kunnen worden.

³ Het ALARA-principe gaat er vanuit dat de belasting tot het minimum beperkt wordt. Wat het minimum is, wordt volgens ALARA bepaald door wat redelijkerwijs haalbaar is.

⁴ Hierbij staat centraal dat afwenteling van verontreiniging naar andere systemen voorkomen moet worden om ongehinderd gebruik in de toekomst mogelijk te maken.

5.2 Kunnen we de nitraatreductiecapaciteit benutten binnen randvoorwaarden

De uitgangspunten van meervoudig landgebruik zijn gewaarborgd als een bevredigend antwoord gegeven kan worden op de volgende beheersvragen:

1. *Kunnen we vertrouwen op de afbraak van nitraat in de ondergrond?*
2. *Is het benutten van de ondergrondse nitraatreductiecapaciteit duurzaam in de zin dat gebruik wordt gemaakt van een blijvend vermogen of verbruiken we een eindige voorraad?*
3. *Zijn aan de omzetting nadelige neveneffecten verbonden?*
4. *Kunnen we de ondergrondse nitraatomzetting zonodig bijsturen?*
5. *Waar leggen we de grenzen van het te beheren systeem en wat zijn de verantwoordelijkheden voor de verschillende partijen?*

Ad 1: betrouwbaarheid

Wat betreft deze vraag is allereerst relevant of de ondergrond reactieve bestanddelen zoals organische stof en pyriet bevat. Volgens RIVM (2002-1) wordt momenteel op 11 drinkwaterwinningen de streefwaarde voor nitraat (25 mg/l) overschreden, bij meerdere winningen wordt de norm van 50 mg/l benaderd (o.a. in het Limburgse lössgebied) en bij 2 winningen wordt de norm overschreden. Het betreft hier de zogenaamde kwetsbare freatische winningen in de Pleistocene zandgebieden van Nederland. Volgens Laeven et al. (1995) zijn 40 van de 228 grondwaterwinningen kwetsbaar voor nitraatuitspoeling. Hieruit blijkt dat we niet zonder meer kunnen vertrouwen op de reactiviteit van de ondergrond.

Het voorkomen van organische stof of pyriet in de ondergrond, biedt evenmin garantie op de reductie van nitraat. We moeten namelijk ook rekening houden met de ruimtelijke variabiliteit. Het bufferend vermogen van de ondergrond is sterk regionaal bepaald en hangt samen met het type geologische afzetting. Op de Peelhorst en ook in westelijk Brabant blijkt pyrietoxidatie belangrijker dan degradatie van organisch materiaal (Broers *et al.*, 1994). Op het Drents plateau komt weinig pyriet in de ondiepe ondergrond voor en is oxidatie van organisch materiaal waarschijnlijk bepalend voor de denitrificatie (Van Beek *et al.*, 1994, Broers, 2002). Bovendien moeten we er rekening mee houden dat het totaal gehalte organisch materiaal geen goede maat is voor het denitrificatievermogen. Dit komt doordat de aard van het organisch materiaal sterk kan variëren. Sommige componenten zijn makkelijk afbreekbaar en andere componenten zijn bijzonder persistent. Ook de aanwezigheid van pyriet is nog geen garantie voor reductie van nitraat, aangezien bijvoorbeeld een beschermende coating om de kristallen de reactiviteit kan beïnvloeden. Laboratoriumbepalingen van de redoxreactiviteit met bijvoorbeeld de micro-oxymax leveren daarom veel meer inzicht in de redoxreactiviteit van de grond dan analyse van totaalgehalten organisch materiaal en ijzersulfides (Hartog *et al.*, 2002). Om te kunnen vertrouwen op het proces van nitraatreductie zijn dus steeds gebiedsspecifieke studies nodig waarin de ruimtelijke variabiliteit in de nitraat-reductiecapaciteit met geschikte analysemethoden in beeld wordt gebracht.

Ad 2: Duurzaamheid

In tegenstelling tot denitrificatie in de wortelzone, hetgeen een eeuwig proces is zolang er organische stof wordt aangevuld en er zones met zuurstofloze omstandigheden zijn, is nitraatreductie in de diepe ondergrond in principe eindig. De reactieve fasen (pyriet en organische stof) worden opgesoupeerd en de grond wordt als het ware uitgeloozd. Op den duur zal nitraat dan alsnog doorslaan. In principe is gebruik van de reactiviteit dus niet een duurzame manier om landbouw in zijn huidige vorm te laten samengaan met drinkwateronttrekking. Het bodembeschermingsbeleid stelt zich op het standpunt dat onomkeerbare effecten voorkomen dienen te worden. Bij de beoordeling speelt echter ook de snelheid van processen een rol. Het maakt uit of de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond wordt opgebruikt in een snelheid die vergelijkbaar is met menselijke leeftijdschalen (tot honderden jaren) of daar ruim boven zit. Bijvoorbeeld duizenden jaren. Schattingen om de eindigheid van de reactiviteit van de ondergrond met betrekking tot pyriet en organische stof als reductoren voor nitraat te kwantificeren, zijn tot op heden echter beperkt en nog erg onnauwkeurig maar lopen uiteen van nul tot duizenden jaren.

Ad 3: Nadelige neveneffecten

Bij afbraak van organisch materiaal in de verzadigde zone wordt nitraat omgezet in onschadelijk stikstofgas en ontstaat er tevens opgelost bicarbonaat. Dit is niet nadelig voor de kwaliteit van het grondwater. De reactie beïnvloedt de pH in geringe mate waarbij de pH verschuift naar pH=7. De hardheid wordt maar in geringe mate beïnvloed, in tegenstelling tot wat vaak beweerd wordt.

Pyrietoxidatie is een veel vervelender proces voor de kwaliteit van het grondwater. We dienen onderscheid te maken tussen complete en incomplete pyrietoxidatie: bij complete oxidatie wordt zowel S(-I) als Fe(II) geoxideerd tot respectievelijk sulfaat en ijzerhydroxide, terwijl bij incomplete oxidatie alleen S(-I) wordt geoxideerd. Incomplete oxidatie doet zich waarschijnlijk voor bij hoge grondwatersnelheden ten opzichte van de mengsnelheid en/of bij geringe beschikbaarheid van oxidatoren, want dan wordt het gemobiliseerde Fe(II) vanaf het reactiefront afgevoerd met het grondwater (Postma *et al.*, 1991). Complete pyrietoxidatie met nitraat is verzurend, incomplete oxidatie heeft daarentegen een pH-stijging tot gevolg. Bij handhaving van kalkevenwicht neemt de hardheid dus toe voor de eerste situatie en af voor de tweede situatie. Pyrietoxidatie met zuurstof is altijd verzurend en geeft bij kalkevenwicht een stijging in hardheid. Een toename in de hardheid geeft ook drinkwaterkwaliteitsproblemen. Het is belangrijk om te realiseren dat overbemesting op zichzelf reeds aanleiding geeft tot een hoge hardheid van het uitspoelende grondwater, en dat het hardheidsprobleem voor de drinkwatersector veel omvangrijker is dan het nitraatprobleem (Beekman & Laeven, 1996).

Naast hardheid kan sulfaat problemen geven. Grondwater met 150 mg nitraat per liter mobiliseert bijvoorbeeld ca. 170 mg sulfaat per liter bij pyrietoxidatie, waarmee de drinkwaternorm van 150 mg/l wordt overschreden. In Noord-Brabant leidt dit nu reeds tot sulfaatproblemen in het dieptetraject van 10 tot 25 m onder maaiveld (Broers 2002). De noodzaak tot zuivering op sulfaat kan dus bestaan, en dat vraagt om een dure behandelingstechniek. Een ander belangrijk nadelig effect van pyrietoxidatie is gelegen in het feit dat pyrietkristallen van nature hoge gehalten sporenmetalen zoals nikkel, arseen en zink kunnen bevatten. Wanneer extra pyriet oplost door reactie met nitraat worden deze metalen gemobiliseerd en komen in het grondwater (Van Beek *et al.*, 1989; Broers en Buijs, 1997). Het risico van mobilisatie van metalen als gevolg van pyrietoxidatie is, met uitzondering van arseen, groot als de ondergrond niet pH-gebufferd is en gering wanneer kalkbuffering plaatsvindt. Arseen is hierop een uitzondering want arseen komt voor als anion in plaats van als positief geladen metaal. Of en in hoeverre aan de omzetting van nitraat nadelige effecten zijn verbonden, dient dus van geval tot geval te worden beoordeeld.

Ad. 4 Sturingsmogelijkheden

Uit het voorgaande blijkt dat het nitraat dat nu aan maaiveld uitspoelt in de verre toekomst in de ondergrond gereduceerd kan worden, indien de ondergrondse nitraatreductie capaciteit tenminste groot genoeg is. De consequenties van de reductie moeten echter tijdig worden voorzien. Van tevoren zal bepaald moeten worden of de ondergrond de potentie heeft om de reductie te laten plaatsvinden en of er sprake zal zijn van schadelijke neveneffecten. Tot op heden is dit echter nooit gebeurd. De grootschalige overschrijdingen van de nitraatnorm in het bovenste grondwater van de Nederlandse zandgronden van de laatste decennia, hebben er dan ook toe geleid dat er inmiddels een aanzienlijke hoeveelheid nitraat onderweg is naar de drinkwaterwinningen. Deze historische belasting is een gegeven en aanwezig op een schaal waarop geen sturing meer plaats kan vinden. Het is voor drinkwaterwinningen een open vraag of de reactiviteit in een intrekgebied voldoende is om de historische belasting nog te kunnen 'verwerken' alvorens deze bij de pompputten doorbreekt (verg. RIVM, 2002-2). Dit moet momenteel dus achteraf bepaald worden.

Ad. 5 Beheer

Tot op heden is het beleid van de Nederlandse overheid, conform de visie in EU Kaderrichtlijn Water gericht op het voldoen aan de nitraatnorm van 50 mg/l in het gehele grondwaterlichaam. Uitgangspunt is dat op deze manier een duurzaam gebruik van de zoetwatervoorraad gewaarborgd is. Bij de monitoring in het kader van het mestbeleid, is gekozen voor de bovenste meter van de verzadigde zone. Ook al weten we dat monitoring in het diepere grondwater meestal lagere nitraatconcentraties te zien geeft, toch wordt dit niet als argument voor een minder streng mestbeleid geaccepteerd. Als we de grondwaterspiegel als grens van het systeem beschouwen, is er geen noodzaak om de ondergrondse reactiviteit mee te beschouwen, aangezien reeds in de bovenste meter van het grondwater moet worden voldaan aan de drinkwaternormen. De ondergrondse reactiviteit wordt meer van belang wanneer het beleid zou stellen dat de drinkwaternorm bijvoorbeeld binnen enkele meters in de verzadigde zone bereikt moet zijn. Een soortgelijke constructie is nu reeds op bestrijdingsmiddelen van toepassing, waarbij een grens van 10 meter diepte onder maaiveld wordt gehanteerd.

Momenteel is de verantwoordelijkheid voor beheer van verschillende onderdelen van het milieu ondergebracht bij verschillende partijen die allemaal verschillende doelen nastreven. De agrariër beheert de bodem als onderdeel van het bedrijfssysteem; de grens ligt bij de onderkant van het maaiveld of hoogstens de grondwaterspiegel. Waterschappen beheren oppervlaktewater en beïnvloeden via oppervlaktewaterpeilen ook het grondwater. De overheid –met name provincies- is verantwoordelijk voor grondwaterbeschermingsgebieden en tracht zo te waken over grondwaterkwaliteit van drinkwaterwinningen. Het niet voor dit doel bestemde grondwater moet het hebben van algemene grondwaterbescherming. Deze bescherming wordt geboden vanuit het bodembeheer. Deze situatie zou goed werken als sprake zou zijn van totaal gescheiden systemen met een beperkte samenhang.

Bij meervoudig landgebruik (zoals het streven naar een optimale inpassing van drinkwaterwinning en landbouw in een gebied, bijvoorbeeld met benutting van de nitraatreductie) zijn deelsystemen niet meer strikt gescheiden. Dan zullen verantwoordelijkheden op een nieuwe manier verdeeld moeten worden. Hierin zal de landbouw de stap moeten nemen om onder het maaiveld te kijken. Voor de drinkwaterwinning is het logisch om het vraagstuk reactiviteit van de ondergrond specifiek te koppelen aan het intrekgebied. De boeren binnen een intrekgebied en de drinkwaterwinning zullen dus overeenstemming moeten bereiken over het beheer van de ondergrond en de risico's.

Wanneer grondwater niet gebruikt wordt voor drinkwaterwinning, dient het grondwater nog steeds een belang als strategische voorraad, bijvoorbeeld als voorwaarde voor grondwaterafhankelijke natuur. Daarvoor kan en dient teruggevallen te worden op generiek beleid. Steeds belangrijker hierbij wordt de Kaderrichtlijn Water. De Kaderrichtlijn Water biedt ruimte voor een systeemgerichte aanpak die inspeelt op de eigenschappen van bodem en grondwater, maar stelt ook duidelijke grenzen aan emissies van stoffen naar grondwater. Dit betekent dat we de nitraatreductiecapaciteit van de ondergrond zouden kunnen benutten zolang dit niet leidt tot te hoge concentraties sulfaat, nitraat, sporenelementen en eventueel hardheid. Als het organisch materiaal in de ondergrond hiervoor gebruikt wordt leidt dit tot meer speelruimte, maar de vraag is hoe lang we hiermee vooruit kunnen. Het is daarom noodzakelijk dat de duurzaamheid, of beter gezegd de eindigheid van het bufferend vermogen, nader wordt gekwantificeerd. Technisch-wetenschappelijke aspecten die de perspectieven bepalen van het gebruik van de reductiecapaciteit van de bodem ten aanzien van nitraat zijn samengebracht in Tabel 1. In dit stadium is het niet zo zinvol om algemene conclusies te trekken over de perspectieven van beheersmatig gebruik van de ondergrondse reductiecapaciteit. Wel kan nagedacht worden over criteria met betrekking tot betrouwbaarheid, (on)eindigheid, nadelige neveneffecten en dergelijke. Op grond van dergelijke criteria kunnen de potenties van het gebruik van de ondergrondse reductiecapaciteit binnen de randvoorwaarden van duurzaamheid in kaart worden gebracht. Dit zou men kunnen doen in specifieke situaties waarin het bodembeheer om een dergelijke analyse vraagt, maar ook in een algemene verkenning zouden de potenties ruimtelijk in kaart gebracht kunnen worden.

Tabel 1 Aandachtspunten van duurzaam beheer van ondergrondse reactiviteit ten aanzien van nitraat

Beheersaspect	Aandachtspunten m.b.t. benutten ondergrondse reductiecapaciteit
Betrouwbaarheid	<ul style="list-style-type: none"> – Zijn organische stof, pyriet en/of reactieve Fe(II)-mineralen in de ondergrond aanwezig? – Hoe reactief is het? – Hoe is de ruimtelijke variabiliteit van de voorkomens?
Eindigheid	<ul style="list-style-type: none"> – Op welke termijn leidt het benutten van de reductiecapaciteit tot het opraken ervan?
Nadelige neveneffecten	<p>Wat zijn de gevolgen voor:</p> <ul style="list-style-type: none"> – de hardheid van het grondwater? – het sulfaatgehalte in het grondwater? – vrijkomen van zware metalen?
Sturingsmogelijkheid	<ul style="list-style-type: none"> – zijn de beperkte sturingsmogelijkheden bezwaarlijk?
Verantwoordelijkheden	<ul style="list-style-type: none"> – Is het duidelijk hoe verantwoordelijkheden verdeeld zijn tussen bodemgebruikers en bevoegd gezag?

6 Conclusies

De ondergrond biedt in principe mogelijkheden voor gebruik van de nitraatreductiecapaciteit. Als we de doelstellingen voor grondwaterbescherming uit de EU Kaderrichtlijn Water serieus nemen, betekent dit dat we de nitraatreductiecapaciteit van de ondergrond zouden kunnen benutten zolang dit niet leidt tot te hoge concentraties sulfaat, nitraat, metalen en eventueel hardheid. Het kwantificeren van de mogelijkheden en de effecten ervan gaat echter nog gepaard met veel onzekerheden omtrent de redoxreactiviteit van de ondergrond, zeker als het kwantificeren op bedrijfschaal moet gebeuren. Hierdoor is het op dit moment niet mogelijk om een concrete invulling te geven met betrekking tot vragen omtrent duurzaamheid en betrouwbaarheid. Spaarzame berekeningen omtrent de eindigheid van de bufferende werking van de ondergrond met betrekking tot de reductie van nitraat lopen uiteen van nul tot duizenden jaren. De hedendaagse praktijk is dat enkele Nederlandse winningen reeds met nitraatproblemen kampen, en andere met afgeleide probleemstoffen als sulfaat, hardheid en sporenelementen. Inzicht in de ondergrondse nitraatreductie is dan ook niet alleen van belang voor de vraag 'benutten we de denitrificatiecapaciteit of niet', maar ook om problemen in kaart te brengen die we kunnen verwachten in verband met de hoeveelheid nitraat zelf die reeds onderweg is. Het feit dat neveneffecten net zo problematisch zijn voor drinkwaterwinningen als nitraat maakt duidelijk dat het probleem van belasting van grondwater met stikstof niet versmald dient te worden tot een discussie over nitraat alleen. Zo ver mogelijk verminderen van de belasting van het grondwater met stikstof blijft dus zinvol, ook als nitraat ondergronds wordt omgezet.

Literatuur

- Beek, C.G.E.M. van en A.J. Vogelaar (1998) Pompstation Hengelo 't Klooster – Geohydrologische, geochemische en hydrochemische beschrijving. Kiwa KOA 98.100
- Beek, C.G.E.M. van, M.P. Laeven en A.J. Vogelaar (1994) Modelleringsdenitrificatie in grondwater onder invloed van organisch materiaal. *H₂O* (27) nr.7
- Beek, C.G.E.M. van, Hettinga, F.A.M. & Straatman, R. (1989): Release of heavy metals in ground-water due to manure spreading, in *Water-Rock Interaction 6*, p.703-706, D.L. Miles, ed., Balkema, Rotterdam.
- Beekman, W. (1998) Beschrijving SPREAD – Voorspelling van nitraat, hardheid, chloride en sulfaat in het ondiepe grondwater. Kiwa rap SWE 98.012
- Beekman, W. en M.P. Laeven (1996) Van grondwater naar drinkwater – een toekomstschets t.b.v. prioriteitsstelling zuiverings- en voorspellingsonderzoek. Kiwa rap SWE 96.010
- Boumans, L.J.M., B. Fraters en G. van Drecht (2001) Nitraat in het bovenste grondwater van 'De Marke' en van andere bedrijven. In: Keulen, H. van en J. Oenema (Eds) Het nitraatbeleid: de wetenschap, de sector en het beleid, PRI
- Broers, H.P., J. Griffioen en E.A. Buijs (1994) Relaties tussen grondwatersamenstelling en sedimentsamenstelling voor 5 putlocaties van het provinciaal grondwaterkwaliteitsmeetnet Noord-Brabant. Instituut voor Grondwater en Geo-energie TNO, rapportno. OS94-38A.
- Broers, H.P. en E.A. Buijs (1997) De herkomst van sporenmetalen en arseen in het waterwingebied Oostrum – Speurwerk naar de rol van reactief sediment bij de totstandkoming van de grondwatersamenstelling. TNO-rapport NITG 97-198-A
- Broers, H.P. (2002) Strategies for regional groundwater quality monitoring. Proefschrift Universiteit Utrecht, Nederlandse Geografische Studies no. 306.
- Broers, H.P., M. van der Aa en E.A. Buijs (2003) Datering van jong bemest grondwater met tritium-helium. *H₂O* (36) nr.5
- 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
- Hartog, N., B. van der Grift en J. Griffioen (1999) Reactiviteit van natuurlijke reductoren in aquifer sediment. *H₂O* nr.25
- Hartog, N., J. Griffioen & C.H. van der Weijden (2002). Distribution and reactivity of O₂-reducing components in sediments from a layered aquifer. *Environ. Sci. & Technol* (36), 2338-2344.
- Laeven, M.P., C.G.E.M. van Beek, C.M. Gommer, A.J.M. Jansen, F. Schoonenberg (1995) Aanpak verontreiniging bronnen voor de drinkwatervoorziening – preventief of curatief? Kiwa rap SWE 95.021
- Meinardi, C.R. (1994) Groundwater recharge and travel times in the sandy regions of the Netherlands. Ph. D. Thesis, Free University of Amsterdam
- Postma, D., C. Boesen, H. Kristiansen en F. Larsen (1991) Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling. *Water Resources Research* 27, pp. 2027-2045
- RIVM Milieu- en Natuurplanbureau (2002-1) Minas en Milieu – Balans en Verkenning
- RIVM (2002-2) Toepassing van LGMCAD voor de berekening van nitraat in ruwwater op pompstations in Twente en de Achterhoek. RIVM, rapportno. 703717010.

Wat is De Marke?

Praktijkcentrum De Marke onderzoekt sinds 1992 hoe melkveehouders het milieu kunnen beschermen en ruimte kunnen geven aan natuur. Beheersing van mineralenverliezen en vermindering van het gebruik van milieubelastende stoffen staan centraal. De Marke staat voor samen. Het bedrijf ontleent zijn naam aan een rechtsvorm voor beheer van gemeenschappelijke gronden in de regio.

Project De Marke wordt uitgevoerd door



ANIMAL SCIENCES GROUP
WAGENINGEN UR

Praktijkonderzoek

Postbus 2176, 8203 AD Lelystad - Tel: (0320) 29 32 11



PLANT RESEARCH INTERNATIONAL

Plant Research International

Postbus 16, 6700 AA Wageningen - Tel: (0317) 47 70 01



Centrum voor Landbouw en Milieu

Centrum voor Landbouw en Milieu

Postbus 10015, 3505 AA Utrecht - Tel: (030) 244 13 01

Projectleiding en secretariaat

ASG, divisie Praktijkonderzoek
Postbus 2176, 8203 AD Lelystad
Telefoon 0320 - 293 211
Fax 0320 - 241 584
E-mail info.po.asg@wur.nl
Internet www.asg.wur.nl/po

Bestellen

ISSN 0169-3689
Eerste druk 2003/oplage 150
Prijs € 17,50 incl. BTW
Losse nummers zijn schriftelijk, telefonisch,
per E-mail of via de website te bestellen bij het
secretariaat.

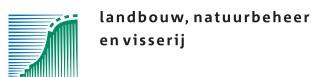
Aansprakelijkheid

De auteurs aanvaarden geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

© Project De Marke

Het is verboden zonder schriftelijke toestemming van de uitgever deze uitgave of delen van deze uitgave te kopiëren, te vermenigvuldigen, digitaal om te zetten of op een andere wijze beschikbaar te stellen.

Financiers



landbouw, natuurbeheer
en visserij



Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer