

Princetonlaan 6  
Postbus 80015  
3508 TA Utrecht

[www.tno.nl](http://www.tno.nl)

T 030 2564750  
F 030 2564755  
[info@nitg.tno.nl](mailto:info@nitg.tno.nl)

**TNO-rapport**

**NITG 04-066-A**

**Naar een andere toetsdiepte voor nitraat in  
grondwater?**

**Achtergronddocument voor de Evaluatie  
Meststoffenwet 2004**

Datum 26 april 2004

Auteur(s) H.P. Broers  
J. Griffioen  
W.J. Willems (RIVM)  
B. Fraters (RIVM)

Goedgekeurd



Opdrachtgever Milieu- en Natuur Planbureau RIVM  
Projectnaam Toetsdiepte nitraat  
Projectnummer 005.54020

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, foto-kopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst.

Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belang-hebbenden is toegestaan.

© 2004 TNO

## Inhoudsopgave

<b>1</b>	<b>Inleiding</b> .....	<b>3</b>
1.1	Vraagstelling.....	3
1.2	Doelstelling.....	3
1.3	Leeswijzer.....	4
1.4	Begeleidingsgroep .....	4
<b>2</b>	<b>Achtergrond en kader</b> .....	<b>5</b>
2.1	Achtergrond en definities.....	5
2.2	De rol van monitoring in het Nederlandse mestbeleid.....	6
2.3	Nadere uitwerking van de vraagstelling .....	10
<b>3</b>	<b>Huidige kennis van gedrag van nitraat in de ondergrond</b> .....	<b>12</b>
3.1	Biogeochemische processen .....	12
3.2	Nevengevolgen van vermesting.....	16
3.3	Nevengevolgen van denitrificatie in de grondwaterverzadigde zone .....	19
3.4	De interpretatie van nitraat diepteprofielen .....	21
3.5	Voorbeelden van verspreiding van nitraat in het grondwater .....	27
3.6	Is een ruimtelijke begrenzing van gebieden met nitraatomzetting mogelijk?.....	44
<b>4</b>	<b>Voor- en nadelen van een grotere toetsdiepte</b> .....	<b>48</b>
4.1	Inleiding.....	48
4.2	Beoordelingsaspecten voor toetsdiepten en evaluatiediepten .....	48
4.3	Toepassing van beoordelingscriteria.....	49
4.4	Wat is er nodig indien tot een grotere toetsdiepte wordt besloten? .....	51
<b>5</b>	<b>Discussie en conclusies</b> .....	<b>55</b>
5.1	Definities en achtergrond van de vraagstelling.....	55
5.2	Wat is er bekend over denitrificatie in Nederland?.....	56
5.3	Toetsdiepten, evaluatiediepten en monitoring .....	57
5.4	Alternatieve aanpak: Gebiedsgedifferentieerde mestnormen in verband met denitrificatie in de diepere ondergrond .....	59
<b>6</b>	<b>Literatuur</b> .....	<b>62</b>
	<b>Bijlage(n)</b>	
	A Terugkoppeling tussen monitoringsdata en mestgebruik; meteorologische effecten en de gemiddelde toestand.	

# 1 Inleiding

## 1.1 Vraagstelling

Voor de Evaluatie van de Meststoffenwet 2004 dient door het Milieu en Natuur Planbureau (MNP) een aantal evaluatievragen te worden beantwoord, zoals verwoord in het Projectplan Milieukwaliteit en Verliesnormen EMW 2004. Eén van die vragen is of het wenselijk en verantwoord is om in bepaalde gebieden de toetsdiepte voor nitraat in grondwater te vergroten. Het RIVM-MNP heeft NITG-TNO verzocht een bijdrage te leveren aan het achtergronddocument waarin deze vraag centraal staat. Het onderhavige rapport is het product van een samenwerking tussen RIVM en NITG-TNO, waarbij in de bijdrage van NITG-TNO de nadruk lag op technische aspecten.

In het huidige Nederlandse beleid wordt wat betreft de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat in grondwater uitgegaan van de maximumwaarde van 50 mg/l in de bovenste meter van het grondwater (VROM 1995, 1998). Achtergrond hiervan is de drinkwaternorm. Motief om deze norm ook voor de milieukwaliteit toe te passen is de invulling van het voorzorgbeginsel.

In het Landelijke Meetnet Effecten Mestbeleid (LMM) wordt het bovenste grondwater bemonsterd en worden de toestand en het voorkomen van trends beoordeeld op basis van deze meetgegevens. De uitkomsten van dit meetnet worden vervolgens gebruikt om de hoogte van de mestnormen te herevalueren, en indien nodig bij te stellen. Bekend is echter dat op veel plaatsen de nitraatconcentratie met de diepte afneemt. Daarbij spelen zowel de reistijd van het water als omzettingsprocessen een rol.

In het rapport MINAS & Milieu (RIVM 2002) is aangegeven dat in veel gebieden nitraat in de diepere bodemlagen wordt omgezet (denitrificatie). Daarom is de aanbeveling gedaan om na te gaan of de toetsdiepte van nitraat zou kunnen worden vergroot, dat wil zeggen dat niet in het bovenste grondwater, zoals nu gebeurt, maar op een dieper niveau getoetst wordt of aan de doelstelling voor nitraat van 50 mg/l wordt voldaan (p.16 en p. 127). Hierbij is wel aangetekend dat rekening gehouden moet worden met het feit dat denitrificatie tot ongewenste nevengevolgen voor de (grond)waterkwaliteit kan leiden.

Voor beleid en praktijk zou aanpassing van de toetsdiepte ertoe kunnen leiden dat bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden met omzetting/denitrificatie rekening wordt gehouden waardoor het uiteindelijk aan te wijzen areaal beperkt zou kunnen worden.

## 1.2 Doelstelling

Doel van de voorliggende studie is om antwoord te geven op de volgende vragen:

(i) Zijn gebieden met een voldoende mate van nauwkeurigheid te identificeren waar denitrificatie zonder nadelige gevolgen optreedt? En als dit het geval is:

(ii) Op welke diepte zou dan getoetst moeten worden? Hierbij moet dan aangegeven worden wat de voor- en nadelen van het vergroten van de toetsdiepte zijn.

Deze vraagstelling is in hoofdstuk 2 nader uitgewerkt.

### **1.3 Leeswijzer**

In hoofdstuk 2 wordt de vraagstelling nader uitgewerkt en wordt het kader waarin de analyse plaatsvindt geschetst. Hoofdstuk 3 geeft een overzicht van wat er momenteel bekend is over het gedrag van nitraat in de ondergrond en tevens of gebieden te onderscheiden zijn waar met nitraatomzetting rekening gehouden kan worden. Hoofdstuk 4 behandelt de voor- en nadelen van een andere toetsdiepte in het licht van de functies die de monitoring van de grondwaterkwaliteit vervult. In hoofdstuk 5 zijn de belangrijkste bevindingen samengebracht.

### **1.4 Begeleidingsgroep**

Dank is verschuldigd aan dr. C. Meinardi en ir. L. Boumans (RIVM) en ir. C. van Beek (KIWA) voor hun opmerkingen en suggesties over de conceptversies van het rapport.

## 2 Achtergrond en kader

### 2.1 Achtergrond en definities

Nitraat in grondwater wordt in Nederland op verschillende diepten gemeten en getoetst aan normen. In het huidige Nederlandse beleid wordt wat betreft de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat in grondwater uitgegaan van de maximumwaarde van 50 mg/l in de bovenste meter van het grondwater. Achtergrond hiervan is de drinkwaternorm. Motief om deze norm ook voor de milieukwaliteit toe te passen is de invulling van het voorzorgbeginsel. Voor het mestbeleid is daarom de toetsing van de samenstelling van het bovenste grondwater aan de norm voor nitraat maatgevend; deze toetsing wordt namelijk gebruikt om na te gaan of de mestnormen voldoende zijn om de doelstelling voor nitraat van 50 mg/l overal in het grondwater te realiseren. Feitelijk worden de concentraties in het bovenste grondwater dus gebruikt om de mestnormen zelf te onderbouwen en te toetsen. Een belangrijk aanvullend motief voor de keuze voor het bovenste grondwater is dat de mestnormen ook zijn gerelateerd (zij het nog zwak) aan de kwaliteitsdoelstellingen van het oppervlaktewater. Juist het bovenste grondwater heeft grote invloed op de oppervlaktewaterkwaliteit via ondiepe stroombanen met korte verblijftijd. Dit laat onverlet dat er ook op andere niveaus kan en moet worden gemeten o.a. in kader van Europese richtlijnen (Nitraatrichtlijn en Kader Richtlijn Water). Het begrip toetsdiepte kan dus op twee manieren worden geïnterpreteerd:

1. de diepte die voor afleiding van mestnormen<sup>1</sup> maatgevend wordt geacht;
2. elke diepte op basis waarvan geëvalueerd wordt of aan de EU-norm voor nitraat in grondwater wordt voldaan.

Om mogelijke verwarring te voorkomen is in dit rapport de toetsdiepte gedefinieerd als de maatgevende diepte die bepalend is voor de afleiding van mestnormen (functie 1; onderbouwen en toetsen *van* de mestnorm). Alle andere meetdiepten zijn in dit rapport samengenomen in de bredere term evaluatiediepten (functie 2: toetsen *aan* de norm voor nitraatconcentraties in grondwater). Hoe toets- en evaluatiediepten passen in de monitoringspraktijk is nader uitgewerkt in paragraaf 2.2

Bekend is dat op veel plaatsen de nitraatconcentratie in de verzadigde zone met de diepte afneemt. Daarom is in dit rapport onderzocht of de toetsdiepte van nitraat zou kunnen worden vergroot. Een grotere toetsdiepte heeft voordelen voor de landbouw: er zouden minder strenge mestnormen worden opgelegd in specifieke gebieden waar denitrificatie optreedt zonder dat daarbij nadelige milieueffecten optreden.

In dit rapport is onderscheid gemaakt in:

- Toetsdiepte: de maatgevende diepte die bepalend is voor de onderbouwing en toetsing van de mestnorm
- Evaluatiediepte: (elke) diepte waarop wordt beoordeeld of aan de doelstelling voor nitraat in grondwater wordt voldaan

<sup>1</sup> onder mestnorm wordt hier verstaan de verliesnorm of de gebruiksnorm

## 2.2 De rol van monitoring in het Nederlandse mestbeleid

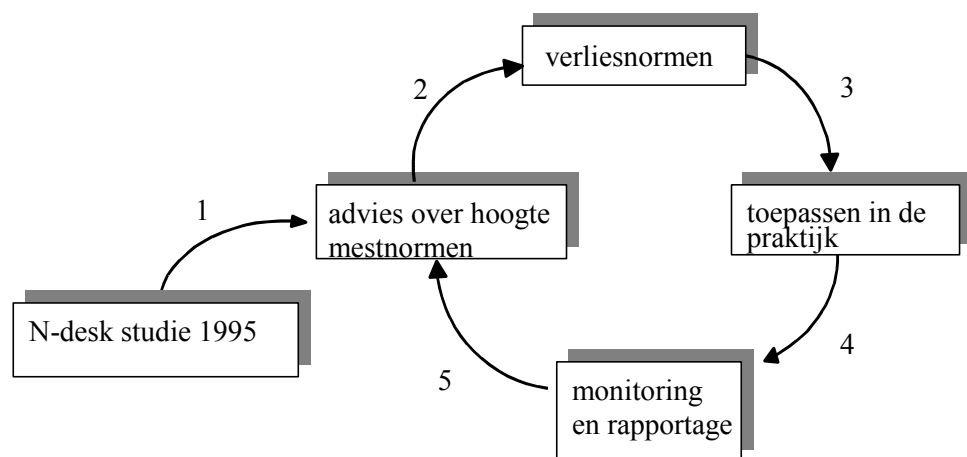
In overeenstemming met de in de vorige paragraaf gedefinieerde begrippen bestaan ook voor de monitoring van nitraatconcentraties in het grondwater een aantal duidelijk verschillende doelstellingen. Monitoring informatie wordt voor twee hoofddoelstellingen gebruikt:

- (1) het vormt mede de basis voor het afleiden van verliesnormen/gebruiksnormen;
- (2) het biedt de mogelijkheid de gevolgen van het beleid in de praktijk te beoordelen (effectbeoordeling en evaluatie).

Deze doelstellingen hangen weliswaar samen, maar stellen elk specifieke eisen aan de opzet van meetprogramma's en de uitwerking van meetresultaten. In onderstaande paragrafen zijn deze monitoringsdoelstellingen nader uitgewerkt en is aangegeven hoe op dit moment monitoringsinformatie wordt verzameld.

### 2.2.1 Monitoring ten behoeve van normstelling voor mestgebruik

Het mestbeleid is erop gericht met de huidige verliesnormen, of nog te formuleren gebruiksnormen, nitraatconcentraties in het grondwater te bereiken die langjarig gemiddeld onder het niveau van 50 mg/l liggen. Om vast te stellen of de verliesnormen of gebruiksnormen in de praktijk voldoende zijn om die doelstelling te bereiken, is een snelle terugkoppeling vanuit de monitoringsgegevens noodzakelijk. Onder een snelle terugkoppeling wordt hier verstaan: de effecten van de mestgift in een bepaald jaar zijn via monitoring na circa een jaar of hooguit enkele jaren te traceren, waarna de mestnorm eventueel kan worden bijgesteld. Figuur 2.1 geeft aan welke rol monitoring speelt in het vaststellen van de mestnormen.



Figuur 2.1. Mestbeleid en rol monitoring daarin.

In 1995 zijn relaties gelegd tussen N-overschot en kwaliteit bovenste grondwater (N-desk studie; Van Eck & Meijs 1995). Hierbij is behalve van monitoring data, waaronder gegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM), ook van expert judgement en modelberekeningen gebruik gemaakt. Hieruit zijn voorstellen voor toelaatbare N- en P-overschotten voortgekomen. (pijl 1).

Na een beleidsmatige/politieke afweging heeft dit geresulteerd in de verliesnormen c.q. normen voor o.a. het acceptabel geachte N-overschot (pijl 2). Deze normen zijn in 1998 ingevoerd waarbij sprake was van een geleidelijke

aanscherping in een periode van ca. 10 jaar tot 2008/2010. In 2001 zijn de normen voor 2008/2010 in de tijd naar voren gehaald: ze dienden al in 2003 gerealiseerd te worden. De verliesnormen voor de periode 1998-2003 en volgende jaren die in de Meststoffenwet staan zijn vermeld in tabel 2.1.

Het effect van de beleidsmaatregelen in de landbouwpraktijk (pijl 3) wordt via monitoring gevolgd (pijl 4). Met name het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) is op deze monitoringsdoelstelling gericht. Voor het LMM wordt het bovenste grondwater bemonsterd op een groot aantal agrarische bedrijven. De gegevens worden geaggregeerd gepresenteerd voor agrarische bedrijfstypen en hoofdgrondsoortgebieden (zand, klei, veen). Het LMM beoogt nadrukkelijk niet om individuele agrarische bedrijven te controleren of af te rekenen. Deze aanpak is in 1995 en 1998 ook kenbaar gemaakt aan de Europese Commissie (zie tekstbox). Op dit moment is de toetsdiepte dus gelijk aan de bovenste meter grondwater.

Voor het beoordelen en onderbouwen van de mestnormen is het essentieel dat de meetgegevens kunnen worden gerelateerd aan het mestgebruik in een zo recent mogelijk verleden. Zelfs bij de huidige meetdiepte van de bovenste meter grondwater is deze snelle terugkoppeling niet zonder meer verzekerd, onder andere als gevolg van meerjarige weerspatronen die de nitraatconcentratie beïnvloeden. Soms bereikt de nitraatlast binnen een jaar het bovenste grondwater, soms duurt dit enkele jaren. Het is dus niet altijd mogelijk om monitoringsgegevens van een meetjaar direct te relateren aan mestgebruik in het voorafgaande jaar. Dit is nader uitgewerkt in bijlage A. Ook in het bovenste grondwater is daardoor een langere meetperiode nodig om vast te stellen of de langjarige gemiddelde nitraatconcentratie onder de 50 mg/l blijft. Omdat er inmiddels een flink aantal jaren wordt gemeten, en er een correctiemethode beschikbaar is, is het toch mogelijk om vast te stellen in hoeverre de verlies/gebruiksnorm voldoet op het schaalniveau van het Nederlandse zandgebied of van een bepaald bedrijfstype.

#### **Huidige beleidsstandpunt over de toetsdiepte zoals gecommuniceerd naar de EU**

In vervolg op het beleidsstandpunt zoals verwoord in het 2<sup>e</sup> Nationaal Milieubeleidsplan (NMP2) heeft de Nederlandse regering aan de Europese Commissie over de toetsdiepte het volgende meegedeeld.

Zowel in het 1<sup>e</sup> Actieprogramma (VROM,1995) als in de brief aan EU-commissaris Bjerregaard van d.d. 7/12/98 (VROM,1998) is bericht dat de nitraatdoelstelling in nieuw gevormd grondwater gerealiseerd moet worden. Dit komt in Nederland neer op de eerste meter van het grondwater.

In de brief van 29/11/99 (brief aan EU-commissaris mw. Wallström; VROM,1999) staat dat de verliesnorm voor stikstof conform MINAS afgestemd is op het halen van de doelstelling voor nitraat in het bovenste grondwater.

Momenteel bevindt het beleid zich in de fase dat nader bezien wordt of de milieuresultaten aanleiding geven de mestnormen bij te stellen (pijl 5). Dit is actueel geworden nu Nederland naar aanleiding van de veroordeling van het Europese Hof van Justitie (2/10/03) over zal gaan van verliesnormen naar een stelsel van

gebruiksnormen. De verliesnormen zullen nog tot en met 2005 van kracht blijven. De fasering en de hoogte daarvan is in tabel 2.1 aangegeven. De in februari 2004 aanvaarde wijzigingen (LNV 2004) zijn daarin ook vermeld. Voor grasland is sprake van een gewijzigde fasering. Voor bouwland is sprake van zowel een andere fasering als een versoepeling.

*Tabel 2.1 Verliesnormen voor N in de periode 1998 t/m 2005 (kg N ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup>). In vet zijn de wijzigingen aangegeven in de Nota van Wijziging (NvW) van de Meststoffenwet ten opzichte van de in de Meststoffenwet (MW) opgenomen waarden (LNV 2004)*

		1998	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Grasland overig	MW	300	275	250	220	180	180	180
	NvW 2004				220	<b>220</b>	180	180
Grasland droog	MW			250	190	140	140	140
	NvW 2004				190	<b>190</b>	<b>160</b>	140
Bouwland overig	MW	175	150	150	150	100	100	100
	NvW 2004				150	<b>150</b>	<b>135</b>	<b>125</b>
Bouwland droog	MW		150	125	100	60	60	60
	NvW 2004				100	<b>100</b>	<b>80</b>	<b>80</b>

### 2.2.2 Monitoring ten behoeve van beleidsevaluatie

Behalve monitoring voor de specifieke doelstelling van het evalueren en bijstellen van de mestnormen, wordt in Nederland ook voor andere doelstellingen gemeten. Van oudsher gebeurde dit met name om de menselijke effecten op de kwaliteit van het diepere grondwater vast te stellen met het oog op het veiligstellen van de drinkwatervoorziening. In eerste instantie werd daartoe de kwaliteit van het opgepompte water bij drinkwateronttrekkingen structureel gemonitord en gerapporteerd aan het ministerie van VROM in het kader van het Waterleidingbesluit. Sinds 1984 verzamelt de rijksoverheid zelf grondwaterkwaliteitsgegevens via het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG). Vanaf begin jaren negentig zijn ook veel provinciale meetnetten in gebruik (PMG's). Doelstelling van deze meetnetten was om de toestand van het grondwater vast te stellen op twee diepteniveaus van circa 10 en ca. 25 m diepte onder maaiveld, en om na te gaan of er stijgende of dalende trends optreden die het gevolg zijn van menselijke activiteiten. Bij de opzet van het meetnet en de beschrijving van de resultaten wordt gedifferentieerd naar landgebruik, bodemtype en geohydrologische situatie. De monitoring is meer gericht op het in beeld brengen van de lange termijn effecten van menselijke activiteiten op de kwaliteit van het diepere grondwater. Inmiddels beschikken ook veel provincies over een zogenaamde bodemkwaliteitsmeetnet (PMB's), waarbij volgens de technische methodiek van het LMM informatie wordt verzameld over de kwaliteit van het bovenste grondwater. Hiermee hoopt men ontwikkelingen in de kwaliteit van het infiltrerende grondwater eerder te detecteren.

De gegevens uit al deze meetnetten worden gebruikt voor de vaststelling van de milieukwaliteit in vierjaarlijkse landelijke en provinciale rapportages. Sinds de totstandkoming van de EU-Nitraatrichtlijn en de EU Kaderrichtlijn water leveren deze meetnetten ook belangrijke informatie voor de verplichte rapportages naar de EU (bijv. Fraters et al. 2000, 2004, Meinardi et al. in voorbereiding). Voor de Kaderrichtlijn Water bijvoorbeeld, is Nederland verplicht gemiddelde



nitraatconcentraties en trends in nitraatconcentraties te rapporteren voor zogenaamde ‘grondwaterlichamen’. Het is de bedoeling om voor deze rapportages de meetdiepten van het Landelijke Meetnet Grondwaterkwaliteit te gebruiken; de evaluatiediepten voor de Kaderrichtlijn Water zijn dan de facto 10 en 25 m beneden maaiveld. De monitoringsgegevens van het bovenste grondwater uit het LMM worden daarbij gebruikt bij de zogenaamde ‘impact assessment’ om vast te stellen voor welke gebieden een risico op grondwaterverontreiniging bestaat. Bovendien kan de ingezette daling van de nitraatconcentraties met deze ondiepste gegevens worden aangetoond naar de Europese Unie. In Europa is overigens een discussie gaande over de vraag of het nodig is om de meetdiepten ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water rapportages te uniformeren.

Voor de landelijke en EU rapportages is dus sprake van meerdere meetdiepten waarvan informatie wordt verwerkt. In dit rapport spreken we over evaluatiediepten. Voor nitraat wordt daarbij getoetst aan de norm van 50 mg/l; er wordt nagegaan of de gemiddelde concentratie deze norm overschrijdt en bij welke fractie van de bedrijven per bedrijfstype of in welke fractie van het gebied deze norm wordt overschreden. Tabel 2.2 vat de belangrijkste evaluatiediepten die voor deze rapportages gebruikt worden samen.

Tabel 2.2 *Evaluatiediepten voor nitraat in landelijke en EU rapportages<sup>1</sup>*

<b>Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid</b>	
Doelstelling:	Vaststellen effecten mestbeleid op de waterkwaliteit op landbouwbedrijven in samenhang met de landbouwpraktijk
Methode	Tijdelijke boorgaten (filter van 0,5 meter lengte), drainwater, bodemvocht, (slootwater)
Diepte	Bovenste meter grondwater; ca. 1-5 m beneden maaiveld
Rapportage landelijk per	- agrarisch bedrijfstype (melkveehouderij, overige landbouw) - zandgebied/kleigebied/veengebied
Resultaat	(trend in) gemiddelde nitraatconcentratie (trend in) fractie van bedrijven waar overschrijding norm optreedt
<b>Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit</b>	
Doelstelling:	Vaststellen menselijke invloed op de kwaliteit van het diepere grondwater; toestand en trends
Methode	Waarnemingsputten met vaste filters van 2 m lengte
Diepte	Ca. 10 en ca. 25 m beneden maaiveld
Rapportage landelijk per	- combinatie landgebruik-bodemtype - fysisch-geografische regio
Resultaat	(trend in) gemiddelde nitraatconcentratie (trend in) percentage gebied waar overschrijding norm optreedt
<b>Drinkwateronttrekkingen</b>	
Doelstelling:	Kwaliteitsborging drinkwaterkwaliteit
Methode	Ruwwater uit pompputten met vaste lange filters
Diepte	variabel; dieper dan 25 meter
Rapportage landelijk per	Winningsstype (freatisch water/spanningswater/overig)
Resultaat	(trend in) gemiddelde nitraatconcentratie (trend in) percentage winningen waar overschrijding norm optreedt

<sup>1</sup> gegevens uit de provinciale meetnetten worden tot op heden niet of zeer beperkt gebruikt voor landelijke en EU rapportages

### 2.3 Nadere uitwerking van de vraagstelling

De vraag die hier voorligt is of er gebieden zijn waar afname van nitraatconcentraties met de diepte optreedt waarbij geen afwenteling optreedt in de vorm van een belasting van oppervlaktewater of een verslechtering van de grondwaterkwaliteit, zodat in dergelijke gebieden een hogere mestbelasting kan worden toegestaan.

Gelet op de bodemkundige en hydrologische omstandigheden is het voor het beantwoorden van deze vraag van belang om onderscheid te maken tussen:

- Laag Nederland: de lager gelegen klei- en veengebieden in het westen en noorden
- Hoog Nederland: de zand- en lössgebieden van de centraal gelegen, oostelijke en zuidelijke delen van het land.

#### *Laag Nederland*

Voor de lager gelegen klei- en veengebieden (maar ook in de nattere delen van de zandgebieden) is de kwaliteit van het oppervlaktewater en de hier te realiseren kwaliteit maatgevend. De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater zijn hier altijd veel hoger dan op grotere diepte omdat de invloed van activiteiten aan maaiveld hier niet diep doordringt. De kwaliteit van het oppervlaktewater wordt in belangrijke mate bepaald door de af- en uitspoeling van het ondiepe grondwater.

Wijziging van de toetsdiepte in grondwater is hier dan ook niet relevant omdat de toetsing vanuit de gewenste kwaliteit van het oppervlaktewater moet plaatsvinden.

#### *Hoog Nederland*

Voor het zandgebied van Hoog Nederland is het van belang om verder onderscheid te maken tussen gebieden waar wel en waar geen directe relatie bestaat tussen de landgebruiksintensiteit en de grondwaterkwaliteit enerzijds en de oppervlaktewaterkwaliteit anderzijds. Er zijn daarbij twee situaties te onderscheiden:

1. Situaties waar het grondwater via ondiepe stroombanen of oppervlakkige afspoeling het oppervlaktewater voedt. Het gaat daarbij met name om de gebieden die worden ontwaterd met sloten en drains. In dergelijke gebieden levert het bovenste grondwater een belangrijke bijdrage aan de totstandkoming van de kwaliteit van het oppervlaktewater. De bijdrage van deze bovenste meter grondwater is relatief het grootst in situaties met een dun watervoerend pakket of in situaties met ondiepe grondwatersystemen (zie bijvoorbeeld Van den Eertwegh 2002).
2. Situaties waar het grondwater via diepe stroombanen het regionale oppervlaktewater voedt. Daar draagt het grondwater niet op korte termijn bij aan de kwaliteit van het oppervlaktewater. Het gaat vooral om infiltratiegebieden met een minimale reistijd van bijvoorbeeld 30 jaar naar het oppervlaktewater.

In situatie 1 is wijziging van de toetsdiepte is eveneens niet relevant omdat de relatie tussen mestgebruik en concentraties in het grondwater niet meer kan worden vastgesteld; het relevante grondwater is mogelijk reeds naar het oppervlaktewater afgevoerd. Dieper monitoren lijkt bovendien in strijd met het monitoren van de goede toestand van grond- en oppervlaktewater ten behoeve van de EU Kaderrichtlijn Water.

De discussie over een andere toetsdiepte is dus vooral relevant voor gebieden zonder directe relatie met het oppervlaktewater. Het areaal van deze gebieden komt naar verwachting voor een groot deel overeen met het areaal uitspoelingsgevoelige gronden met grondwatertrappen VII en VIII, zoals die voor het mestbeleid zijn vastgesteld. Deze gebieden hebben meestal geen oppervlakkig drainagestelsel en ze komen grotendeels overeen met de gebieden waar het neerslagoverschot het diepere grondwater voedt.

Voor dergelijke gebieden is het van belang om vast te stellen of in de diepere ondergrond de nitraatconcentraties afnemen, zonder dat daarbij nadelige neveneffecten optreden voor de grondwaterkwaliteit. Indien dit geval is zou er vervolgens beleidsmatig voor kunnen worden gekozen om deze gebieden nader te begrenzen en het areaal uitspoelingsgevoelige zand- en lössgronden waarvoor aangescherpte mestnormen gelden te beperken.

In hoofdstuk 3 is daarom onderzocht wat er nu reeds bekend is over het optreden van denitrificatie in de verzadigde zone van de Nederlandse ondergrond en of het mogelijk is om dergelijke gebieden te begrenzen. In hoofdstuk 4 worden vervolgens de voor- en nadelen van dieper toetsen in dergelijke gebieden op een rij gezet.

## 3 Huidige kennis van gedrag van nitraat in de ondergrond

### 3.1 Biogeochemische processen

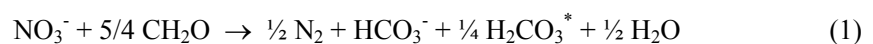
Nitraat is een anion dat nagenoeg geen complexen in oplossing vormt en als zout is het goed oplosbaar. De enige belangrijke reacties die nitraat vertoont in de ondergrond zijn redoxreacties. Verschillende bestanddelen in aquifers kunnen redoxreacties aangaan met nitraat. Organisch materiaal, sideriet (of vivianiet) en pyriet ( $\text{FeS}_2$ ; of andere ijzersulfiden) zijn de belangrijkste redoxgevoelige componenten in het grondwatermilieu. Andere bestanddelen zoals glauconiet of geadsorbeerd Fe(II) zijn ook potentiële reductoren voor nitraat. In dit rapport wordt de term *denitrificatie* in ruime zin gebruikt om alle processen aan te duiden waarbij nitraat via reductie wordt omgezet in reactie met één van bovengenoemde reductoren.

Denitrificatie reacties zijn meestal microbiel gecontroleerde reacties. Zonder de fysiologische aspecten van denitrificatie nader te beschouwen, kan in algemene zin gesteld worden dat in aquifersedimenten het microbiel potentieel aanwezig is om denitrificatie op de tijdschaal van maanden en langer uit te voeren. Er zijn verschillende studies die duidelijk maken dat sprake kan zijn van een adaptatiefase of lag-fase van enkele dagen tot weken, maar volledige reductie van nitraat naar stikstofgas kan gevoegelijk verondersteld worden in het grondwatermilieu bij langere reistijden. De limiterende factor voor denitrificatie in Nederlandse grondwatersystemen is vooral de *redoxreactiviteit* van het sediment. Reductie naar ammonium in plaats van naar stikstofgas valt te verwachten als niet de reductoren limiterend zijn, maar nitraat limiterend is. Deze conditie valt niet te verwachten bij niraatuitspoeling uit landbouwgronden en zal in de onderhavige studie daarom niet verder beschouwd worden.

#### *Denitrificatie met organisch materiaal*

Denitrificatie leidt niet alleen tot het verdwijnen van nitraat, maar beïnvloedt ook de algemene grondwatersamenstelling, want als nitraat in milligrammen per liter voorkomt dan is het ook een hoofdbestanddeel van het poriewater. De reacties beïnvloeden de pH en het evenwicht van carbonaatspecies, en hiermee voor kalkhoudende systemen ook het calcietevenwicht. Van primair belang is hierbij de hoeveelheid anorganisch koolstof die geproduceerd wordt en de verhouding tussen  $\text{H}_2\text{CO}_3^*$  en  $\text{HCO}_3^-$ .

De redoxreactie voor denitrificatie door organisch materiaal is:

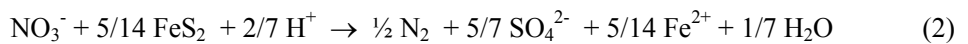


De samenstelling van organisch materiaal wordt hier vereenvoudigd tot  $\text{CH}_2\text{O}$ . Bij de reactie verdwijnt nitraat en er komt hiervoor extra alkaliniteit ( $\text{HCO}_3^-$ ) in de plaats. De reactie heeft een geringe invloed op de pH en een geringe verschuiving in het kalkevenwicht kan optreden bij handhaving van kalkevenwicht tijdens denitrificatie. De reactie wordt vooral bepaald door de reactiviteit van het sedimentair organisch materiaal (SOM) in de ondergrond. Dit kan sterk uiteenlopen en hangt af van de oorsprong van het sediment en de paleohydrologische situatie. Hierop wordt later teruggekomen. Naast SOM kan ook opgelost organisch materiaal betrokken zijn in denitrificatie. De DOC concentraties in het ondiepe grondwater

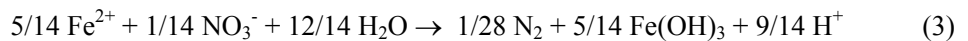
onder landbouwgronden variëren tot maximaal 100 mg/l. Het wordt verondersteld dat een deel van dit DOC afbreekbaar zal zijn, maar goed inzicht in denitrificatie door DOC dat uit de bodem spoelt bestaat niet. Stoichiometisch geldt dat 50 mg  $\text{NO}_3^-$  afgebroken kan worden door 12 mg C/l.

#### *Denitrificatie met ijzersulfiden*

Bij ijzersulfides zoals pyriet hebben we te maken met twee gereduceerde verbindingen, Fe(II) en S(-I) die thermodynamisch gezien beide door nitraat geoxideerd kunnen worden. We moeten daarom onderscheid maken tussen complete en incomplete oxidatie van Fe-sulfide. Bij *incomplete oxidatie* van pyriet wordt alleen S(-I) geoxideerd door nitraat:



Deze reactie consumeert zuur en er komt sulfaat bij vrij. Merk op dat deze reactie langs indirecte weg een extra belasting met sulfaat geeft, naast de directe belasting van het grondwater door de bemesting aan maaiveld. Hierop wordt later uitgebreid teruggekomen. Bij *complete oxidatie* van pyriet wordt het gemobiliseerde Fe(II) ook geoxideerd:

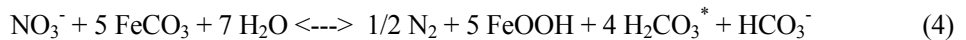


Dit is een zuurproducerende reactie waarbij ijzerhydroxide,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , gevormd wordt. De twee reacties tezamen zijn ook zuurproducerend: bij consumptie van één mol nitraat wordt 5/14 mol  $\text{H}^+$  geproduceerd. Het wel of niet optreden van complete oxidatie van pyriet hangt waarschijnlijk af van de pyrietoxidatiesnelheid ten opzichte van de grondwaterstromingssnelheid. Als de grondwaterstromingssnelheid groot is, wordt het gemobiliseerde Fe(II) afgevoerd van de reactiezone voordat het in die zone door nitraat wordt geoxideerd naar Fe(III) en neerslaat als hydroxide. Reactief Fe(III) en pyriet komen moeilijk samen voor in een dynamisch milieu waarin ook nog andere oxidatoren als nitraat aanwezig zijn, want Fe(III) is een snelle oxidator van pyriet-S(-I). Afhankelijk van de grondwater-pH en het optreden van complete of incomplete pyrietoxidatie treedt enige kalkneerslag op of kan in de sedimenten aanwezig kalk in oplossing gaan bij handhaving van kalkevenwicht tijdens denitrificatie.

De reactie vergt het voorkomen van pyriet in de ondergrond. In algemene zin geldt dat mariene afzettingen meer pyriet bevatten dan fluviatiele of glaciële afzettingen. Dit hangt samen met de hoge  $\text{SO}_4$  concentratie van zeewater, dat als bron van zwavel dient bij de vorming van pyriet. Overigens kunnen ook in fluviatiele afzettingen pyrietgehalten voorkomen die uiterst relevant zijn voor denitrificatie. Mogelijkerwijs hangt dit samen met ondergrondse brak of zout water intrusie die sulfaat aan heeft gevoerd, of is eeuwenlange inspoeling van sulfaat met regenwater voldoende geweest voor dergelijke pyrietvoorkomens. Voor niet-begraven eolische afzettingen zoals de dekzanden, valt geen pyriet te verwachten, alhoewel bedacht moet worden dat dekzanden meestal uit lokaal geremaneerd materiaal bestaan en het oorspronkelijke materiaal misschien wel pyriethoudend was. Pyriet bevat sporenelementen zoals nikkel en arseen, die met sulfaat en ijzer vrijkomen. Deze sporenelementen kunnen op zich weer een probleem voor de drinkwaterwinning vormen (Van Beek *et al.*, 1989; Broers en Buijs, 1997; zie later).

#### *Denitrificatie met sideriet*

Reductie van nitraat door Fe[II] van sideriet is als volgt te schrijven:



Als eerste moet opgemerkt worden dat bij denitrificatie met sideriet, Fe altijd moet neerslaan als oxide. Bij denitrificatie met pyriet is ook Fe(II) beschikbaar maar is het niet noodzakelijk dat gereduceerd Fe ook geoxideerd wordt naast gereduceerd zwavel. De productie van anorganisch koolstof (TIC; hier bestaand uit  $\text{H}_2\text{CO}_3^*$  en  $\text{HCO}_3^-$ ) is bij deze reactie veel groter dan bij die van denitrificatie door organisch materiaal. Dit komt doordat bij organisch materiaal de stoichiometrische verhouding tussen nitraatconsumptie en TIC-productie 5 op 4 is en bij oxidatie van sideriet is deze 5 op 1. Bovendien is de verhouding tussen  $\text{H}_2\text{CO}_3$  en  $\text{HCO}_3^-$  verschillend, waarbij een hogere verhouding de reactie zuurder maakt, of bij aanwezigheid van kalk tot meer kalkoplossing leidt. Afhankelijk van de initiële pH zal bij handhaving van kalkevenwicht ook een forse toe- of afname optreden in Ca-concentratie en alkaliniteit.

Denitrificatie middels organisch materiaal en sideriet is experimenteel aangetoond (Korom, 1992; Weber et al., 2001). Denitrificatie door pyriet is wel in allerlei veldstudies overtuigend aangetoond, maar het is niet experimenteel in het laboratorium waargenomen. Algemene aanwijzingen voor denitrificatie zijn dus naast het verdwijnen van nitraat, een toename in TIC, het verschijnen van Fe(II) en veranderingen in alkaliteit, Ca of  $\text{SO}_4$  in grondwater onder nitraathoudend grondwater.

#### *Ondergrondse denitrificatie capaciteit*

Het vermogen van de ondergrond om nitraat te reduceren, kunnen we aanduiden met de term 'denitrificatie-capaciteit'. Het gaat dan om de som van de aanwezige verbindingen die nitraat kunnen reduceren, bijv. uitgedrukt op basis van het aantal elektronen dat overgedragen kan worden of de hoeveelheid nitraat die gereduceerd kan worden. Een rekenvoorbeeld maakt duidelijk dat het potentieel van de ondergrond om nitraat te reduceren zeer groot kan zijn. Typische gehalten voor organische koolstof in Nederlandse aquifer-afzettingen zijn 0,01 tot 0,2%

- Het vergt 24,2 mg organisch koolstof om 100 mg nitraat te reduceren.
- Wanneer een grond 0,01-0,2 % organisch koolstof bevat, kan een liter grond met een porositeit van 0,33 circa 700–14000 mg nitraat reduceren
- Dit komt overeen met een totale denitrificatiecapaciteit van circa 160 - 3300 kg N/ha voor een grondlaag van 10 cm dikte
- Bij een N-uitspoeling naar de verzadigde zone van bijv. 100 kg N/(ha.jr)<sup>2</sup> betekent dit dat het circa 1,5 tot 30 jaar duurt voordat de organische stof uit een grondlaag van 10 cm dikte is opgesoupeerd door denitrificatie.

Het gelijkstellen van de denitrificatiecapaciteit aan de gehalten aan aanwezige reductoren, betekent dat aangenomen wordt dat de reductoren voor 100% reactief zijn. In werkelijkheid doet zich deze situatie niet voor. Het moet verder bedacht worden dat bij redoxreacties tussen nitraat en vaste bestanddelen zoals pyriet of sedimentair organisch materiaal (SOM), het reductievermogen van de ondergrond opgesoupeerd wordt en de redoxovergang geleidelijk in de ondergrond verschuift. Met redoxovergang wordt hierbij bedoeld de overgang van nitraathoudend grondwater naar nitraatvrij grondwater dat bij neutrale pH dan ijzerhoudend is. Het

<sup>2</sup> 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

eerste wordt *oxisch* of *suboxisch* grondwater genoemd (wel of geen aanwezigheid van opgelost zuurstof naast nitraat). Het tweede wordt *Fe-anoxisch* grondwater genoemd, of *methanogeen* en *sulfaatreducerend* als de redoxtoestand nog lager is en sulfides en methaan ook voorkomen in het grondwater.

Ijzersulfides en sideriet mogen biogeochemisch reactief verondersteld worden in aanwezigheid van nitraat, maar fysische limitaties zoals coatings kunnen aanwezig zijn, die het optreden van denitrificatie met deze verbindingen verhinderen of vertragen. De redoxreactiviteit van (SOM) is zeer variabel en hangt af van de moleculaire samenstelling van het SOM (Hartog et al. 2004). De redoxreactiviteit van SOM voor opgelost zuurstof is ook niet gelijk aan die voor nitraat, want de enzymactiviteit van aërobe afbraak is anders dan van anaërobe afbraak: aërobe bacteriën kunnen complexe organische verbindingen afbreken die niet of moeilijk door anaërobe bacteriën afgebroken kunnen worden. In conclusie moet gesteld worden dat de totale hoeveelheid sedimentair organisch materiaal en andere reductoren dus geen goede maat is voor de hoeveelheid denitrificatie die in de ondergrond kan optreden. Het gaat om een maximale schatting als de denitrificatiecapaciteit gebaseerd wordt op de totaalgehalten SOM, Fe-sulfide, etc.

Het wel of niet optreden van denitrificatie is dus afhankelijk van de *reactiviteit* van de doorstroomde sedimenten. Dit is in eerste instantie afhankelijk van de heersende geohydrologie: de geohydrologie bepaalt immers welke geohydrologische eenheden doorstroomd worden. De redoxreactiviteit van een geohydrologische eenheid is afhankelijk van de input aan redoxgevoelige verbindingen zoals organisch materiaal tijdens sedimentatie, en de diagenetische en paleohydrologische processen na sedimentatie. De algemene verwachting is bijvoorbeeld dat na vroege diagenese, mariene afzettingen meer sulfiden bevatten dan terrestrische afzettingen, omdat zeewater veel meer  $\text{SO}_4$  bevat dan infiltrerend, historisch regenwater. De aard van het afgezette SOM in sedimenten is afhankelijk van het moedermateriaal waarbij de input van marien organisch materiaal versus terrestrisch materiaal vooral een rol speelt. Het reductievermogen van een sedimentaire afzetting is na sedimentatie op de geologische tijdschaal aangetast (vanuit de infiltratiegebieden bij grondwater-systemen) en de huidige verdeling in reductiecapaciteit is dus het resultaat van enerzijds de input tijdens sedimentatie en anderzijds biogeochemische reacties tijdens grondwatertransport door de sedimenten onder paleohydrologische condities (Hartog et al. 2002,2004). De redoxreactiviteit en het denitrificatievermogen zullen dientengevolge verschillend zijn voor verschillende geohydrologische eenheden binnen de Nederlandse ondergrond. In paragraaf 3.5 zullen enkele voorbeelden gegeven worden van de verspreiding van nitraat en het optreden van denitrificatie in de ondergrond.

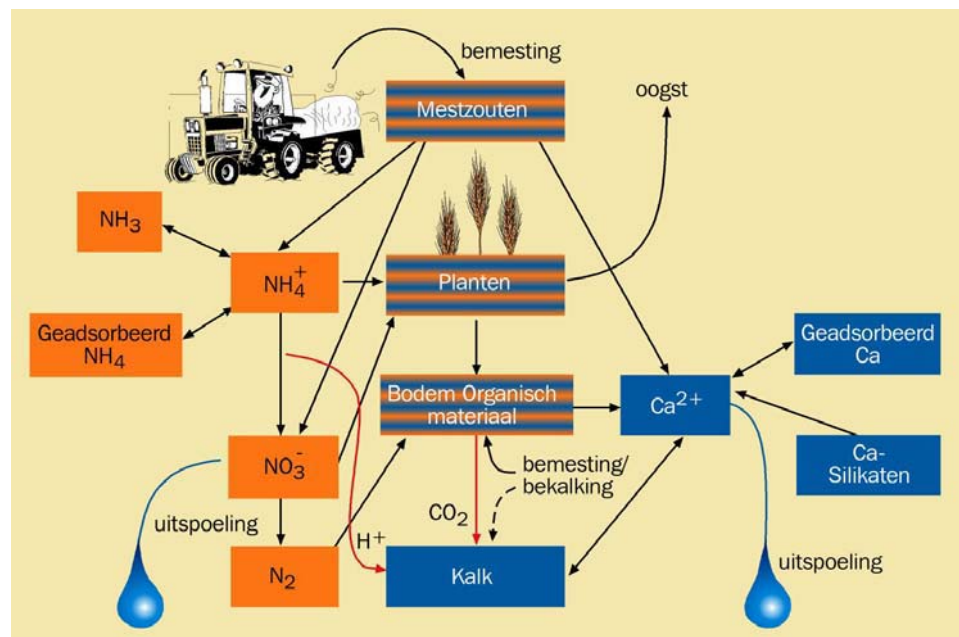
De redoxreactiviteit van sediment kan bepaald worden met de micro-oxymaxtechniek, waarbij onderscheid gemaakt kan worden in oxidatie van SOM, sulfides en sideriet. De micro-oxymax is een instrument dat volledig automatisch de zuurstofconsumptie en koolzuurproductie meet van een geïncubeerd (grond)monster dat wordt blootgesteld aan lucht. De verhouding tussen  $\text{O}_2$ -consumptie en  $\text{CO}_2$ -productie tezamen met het verschil in watersamenstelling voor en na incubatie, maken het mogelijk om: 1. de oxidatiekinetiek te bepalen en 2. aan de hand van een massabalansbenadering te bepalen wat de bijdragen in  $\text{O}_2$ -consumptie waren van SOM, sulfides, sideriet en eventuele andere aanwezige reductoren. Voor een uitgebreide beschrijving van de micro-oxymax methode wordt verwezen naar Van der Grift et al. (1999) en Hartog et al. (2002,2004). De techniek is tot op heden

alleen ingezet voor aërobe oxidatie, maar in principe is het ook mogelijk om de techniek in te zetten voor oxidatie met denitrificatie.

Het wel of niet optreden van denitrificatie is afhankelijk van de *reactiviteit* van de doorstroomde sedimenten. Deze reactiviteit hangt samen met de aanwezigheid en de beschikbaarheid van reductoren zoals organisch materiaal, sulfiden en sideriet.

### 3.2 Nevengevolgen van vermesting

In de vorige paragraaf is reeds aandacht geschonken aan de effecten van denitrificatie in de grondwaterverzadigde zone op de grondwaterkwaliteit. Hier zal nader worden stilgestaan bij de effecten van hoge mestbelasting op de kwaliteit van infiltrerend grondwater. Nitraat in infiltrerend grondwater is voor een niet onaanzienlijk deel afkomstig van nitrificatie van ammonium, dat hetzij direct als mestzout op de bodem komt of vrijkomt bij afbraak van dierlijke mest. Nitrificatie is een verzurende reactie en de hardheid van het poriewater neemt toe ten gevolge van bemesting, zoals hieronder wordt toegelicht (Figuur 3.1).

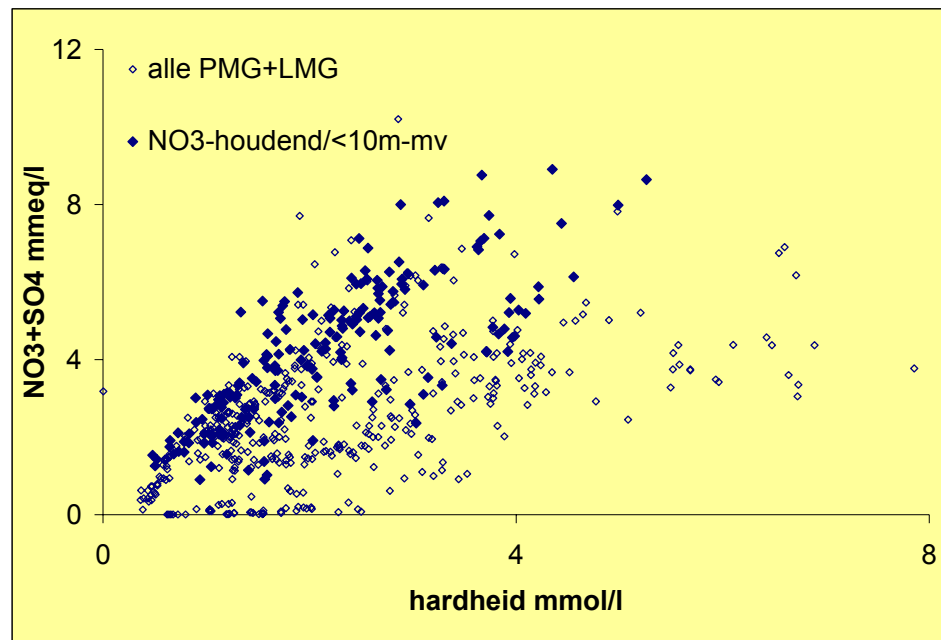


Figuur 3.1. Samenhang tussen de stikstofcyclus en de Ca cyclus in de bodem.

Onder natuurlijke omstandigheden wordt de hardheid van een kalkhoudende of bekalkte bodem vooral bepaald door de  $\text{CO}_2$ -spanning van het poriewater. Opgelost  $\text{CO}_2$  is een zwak zuur, waardoor aanwezige kalk zal oplossen. Primair bepalen afbraak van organisch materiaal in de bodem en de wortelademhaling deze  $\text{CO}_2$ -spanning, en daarmee de hoeveelheid zwak zuur. Bij bemesting van landbouwgronden met ammoniumhoudende stoffen wordt indirect een sterk zuur toegevoegd aan de bodem. Aanwezig ammonium wordt met zuurstof genitrificeerd, waarbij de protonen van ammonium als vrij zuur,  $\text{H}^+$ , vrijkomen. Met het sterke zuur,  $\text{HNO}_3$  lost, indien in de bodem aanwezig, extra kalk op ten opzichte van de



natuurlijke situatie. Het extra oplossen van kalk leidt tot harder bodemvocht, want de hardheid is gelijk aan de concentratie calcium en magnesium.



*Figuur 3.2. De concentraties van hardheid en hardzure anionen in ondiep grondwater in grondwater onder droge eerdgronden in oost- en zuid Nederland volgens het landelijke en de provinciale grondwaterkwaliteitsmeetnetten. Ondiep nitraathoudend grondwater geeft hierbij het beste de grondwatersamenstelling weer bij de grondwaterspiegel, want hiervoor zijn nog geen of weinig redoxtransformaties opgetreden in de grondwaterverzadigde zone<sup>3</sup>.*

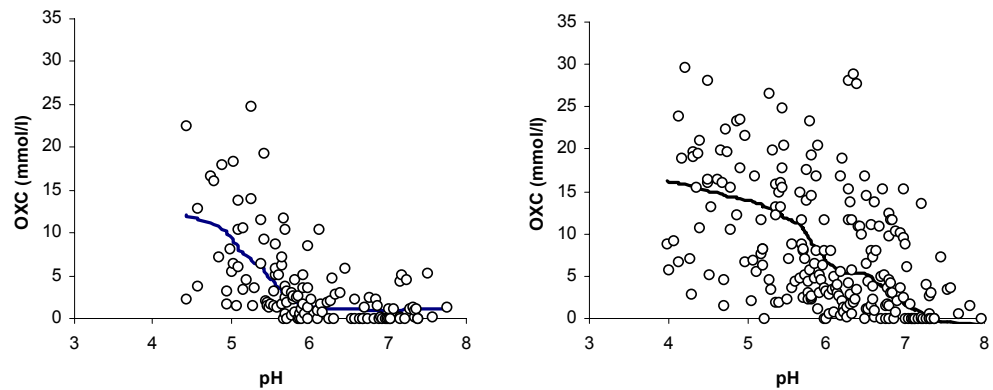
Overigens wordt bij de bemesting ook rechtstreeks kalium, calcium en magnesium toegevoegd. Omdat kalium vervolgens in de bodem uitwisselt tegen calcium en magnesium kan ook deze input tot een extra toename van calcium en magnesium leiden in het water, en dus tot een toename van de hardheid (Griffioen 2001, Broers & Van der Grift 2004)

Figuur 3.2 laat zien dat er een sterke samenhang is tussen de hardheid van grondwater onder droge zandgrond met landbouw en de som van de nitraat- en sulfaatconcentratie. Hierbij moet bedacht worden dat  $\text{SO}_4$  in ondiep, jong grondwater voor een groot deel afkomstig is van atmosferische depositie van  $\text{SO}_x$  dat zich in de bodem ook als een sterk zuur gedraagt. Het bodemvocht spoelt in infiltratie- of intermediaire gebieden uit naar het diepere grondwater en hardheid ten gevolge van overbemesting is dientengevolge een groter waterkwaliteitsprobleem voor de drinkwaterwinning dan nitraatuitspoeling (Laeven et al., 1995).

Bij beperkte beschikbaarheid van kalk in de bouwvoor wordt de verzurende werking van nitrificatie niet gecompenseerd door kalkoplossing. Vrije protonen blijven in oplossing of hoge concentraties aluminium doen zich voor bij zure pH. In zulke gevallen is een duidelijke relatie tussen verzuring en vermesting aanwezig (zie bijvoorbeeld Figuur 3.3). Toch is ook in dit water een verhoogde hardheid aanwezig

<sup>3</sup> De punten in Figuur 3.2 die onder de 1 op 1 lijn liggen zijn zure grondwatermonsters waarvoor de som van nitraat en sulfaat niet gecompenseerd wordt door hardheid maar door de zuurlast

door de rechtstreekse input van calcium en magnesium uit mest. Als dit zure water vervolgens in een pH-neutrale aquifer stroomt wordt de zuurlast in de vorm van  $H^+$  en aluminium alsnog omgezet in hardheid door kationuitwisseling of kalkoplossing. Vermesting leidt dus altijd tot verzuring en, direct of vertraagd, tot een ongewenste toename van de hardheid in het grondwater uit landbouwgebieden.



*Figuur 3.3 Relatie tussen OXC (som sulfaat en nitraat op basis van electronequivalenten) en de pH voor gegevens uit de provinciale meetnetten van Drenthe (links) en Noord-Brabant (rechts). Het typische verband in de datawolk is weergegeven met een zogenaamde LOWESS-smooth. Uit de figuur blijkt een duidelijke relatie tussen verzuring (lage pH) en vermesting (hoog OXC).*

Het is in dit licht belangrijk om op te merken dat bekalkte landbouwgronden niet noodzakelijkerwijs neutrale pH's hebben. Een inventarisatie van bodem- en grondwaterkwaliteitsmeetnetten (Van der Aa et al. 2001) geeft aan dat sprake moet zijn van onderhoudsbekalking waardoor de verzurende werking van bemesting niet leidt tot een ongewenste daling in pH maar tot het handhaven van de bodem-pH, die zelf kan variëren van 4 tot 7. De zuurlast van infiltrerend regenwater in landbouwgronden is groter dan die in natuurgebieden en de verzuring van het bovenste grondwater onder landbouwgebieden is vrijwel identiek aan die onder bosgebieden (ongepubliceerde resultaten NITG-TNO). Zo is de mediaanwaarde van de pH van freatisch grondwater onder landbouwgronden op droge podzolen 4,95 en die onder natuurgebieden 4,8. De spreiding (p75 – p25) is ook zeer vergelijkbaar en bedraagt minder dan 1 pH-eenheid. De mediaanwaarde van het grondwater tot maximaal 15 m-mv onder droge podzolen (volgens landelijke en provinciale grondwaterkwaliteitsmeetnetten) is met 5,5 versus 5,85 zelfs iets lager voor de landbouwgebieden ten opzichte van de natuurgebieden.

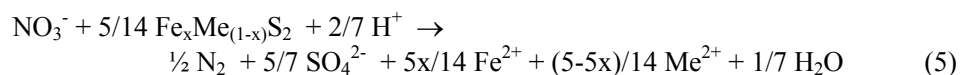
Vermesting leidt tot verzuring en, direct of indirect, tot een ongewenste toename van de hardheid in het infiltrerende grondwater. Deze toename in hardheid is een ongewenst effect voor de drinkwaterwinning in Nederland en natuur in kwelgebieden. Vermesting leidt dus niet alleen tot verhoogde nitraatconcentraties maar ook tot duidelijke verhoogde concentraties van veel andere stoffen. Mest vormt direct een belangrijke bron van macro-ionen als sulfaat, kalium, chloride in grondwater en van sporenmatalen zoals zink en koper.

### 3.3 Nevengevolgen van denitrificatie in de grondwaterverzadigde zone

Bij uitspoeling van nitraat in tientallen tot honderden milligrammen per liter, moet nitraat als een hoofdbestanddeel van de poriewatersamenstelling gezien worden. Denitrificatie in de grondwaterverzadigde zone zal daarom ook de macrogrondwatersamenstelling beïnvloeden. Hierboven zijn de verschillende denitrificatiereacties beschreven. Bij denitrificatie door organisch materiaal of sideriet, wordt nitraat ingewisseld voor alkaliniteit. Verder wordt meer of minder koolzuur geproduceerd en treedt een verschuiving op in de pH. Bij siderietoxidatie treedt op molbasis een grote productie aan koolzuur op, waardoor bij handhaving van kalkevenwicht en een begin-pH van ongeveer 5,5 of hoger (wat normaal is voor een systeem in evenwicht met kalk) een forse hoeveelheid kalk zal oplossen (verg. Griffioen & Hoogendoorn, 1994). De hardheid neemt hierdoor ook fors toe, hetgeen meestal als een ongewenst effect gezien moet worden. Bij oxidatie van organisch materiaal treedt een geringe productie aan koolzuur op en treden geringe verschuivingen in hardheid op bij handhaving van kalkevenwicht. Denitrificatie met organisch materiaal leidt tot een afname van de nitraatconcentratie zonder nadelige gevolgen voor de concentraties van andere milieubelastende stoffen.

Bij oxidatie van Fe-sulfide wordt nitraat ingewisseld voor sulfaat. Sulfaat is een stof waarvoor waterkwaliteitsnormen bestaan en de stof speelt een rol bij interne eutrofiëring. Stijging van de SO<sub>4</sub>-concentratie tot boven de normen creëert een waterkwaliteitsprobleem, wat op zijn merites beschouwd moet worden. Stoichiometrisch geldt dat een afname van 50 mg NO<sub>3</sub>/l samengaat met een stijging van 55 mg SO<sub>4</sub> bij incomplete en 52 mg SO<sub>4</sub>/l bij complete pyrietoxidatie. De streefwaarde voor SO<sub>4</sub> is 150 mg/l. Afhankelijk van de beginconcentraties aan SO<sub>4</sub> en NO<sub>3</sub> leidt denitrificatie tot een normoverschrijding voor SO<sub>4</sub> bij kwel van grondwater dat ondergronds is aangerijkt met SO<sub>4</sub>.

Ijzersulfides bevatten ook sporenelementen en deze kunnen gemobiliseerd worden tijdens oxidatie van Fe-sulfides. Incomplete oxidatie van een sporenmetaalhoudende pyriet met nitraat is als volgt te beschrijven:



waarin Me een metaal is zoals Ni, Co of Zn. Arseen komt ook geïncorporeerd voor in pyriet en substitutie voor S wordt waarschijnlijker geacht dan microscopische insluiting van arsenopyriet (Wolthers, 2003).

Tabel 3.1 presenteert de gehalten aan sporenelementen in pyriet zoals afgeleid middels selectieve extractie van pyriet (Broers & Buijs, 1997) en electronen-microscopische (SEM-WDAX) analyse van pyriet (Huisman, 1998). Het gehalte Fe in zuivere pyriet is 46,6%. Merk op dat de waarden van Broers & Buijs (1997) tussen die van Huisman (1998) liggen, met uitzondering van zink. Wanneer we de gemiddelde gehalten volgens Broers & Buis als uitgangspunt nemen dan komt er bij reductie van 50 mg NO<sub>3</sub>/l aan As, Co, Ni en Zn respectievelijk 43, 12, 8,5 en 17 µg/l vrij. In de tabel worden deze concentraties vergeleken met de geldende streef- en interventiewaarden. Overschrijding van de streefwaarde treedt dus snel op voor As, Co en Ni, en overschrijding van de interventiewaarde voor arseen is ook waarschijnlijk bij forse uitspoeling van nitraat. Het moet hierbij bedacht worden dat de vrijgemaakte sporenelementen mogelijk gereadsorbeerd worden na mobilisatie en dat oxidatie van Fe-sulfide parallel kan gebeuren naast oxidatie van SOM en/of

pyriet (Hartog et al., 2002,2004). Een doorvertaling van nitraatafname naar concentratieverhoging aan sporenelement is dan niet direct mogelijk. Hetzelfde geldt voor de relatie tussen nitraatafname en sulfaattoename, want het tweede argument geldt ook voor zwavel.

*Tabel 3.1. Gemiddelde gehalten van sporenelementen in pyriet (in ppm) volgens Broers & Buijs (1997) en Huisman (1998), en concentraties ( $\mu\text{g/l}$ ) die gemobiliseerd worden bij denitrificatie van grondwater met een concentratie van 50  $\text{mg NO}_3/\text{l}$ .*

Analyse	As	Co	Ni	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm
mediaan/sel. Extractie <sup>1</sup>	2900	700	500	900
75-percentiel/sel.extractie <sup>1</sup>	5800	1000	900	1700
minimum/SEM <sup>2</sup>	595	1	15	9
maximum/SEM <sup>2</sup>	3739	2409	2719	145
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
Gemobiliseerde concentratie bij denitrificatie van 50 $\text{mg NO}_3/\text{l}$	43	12	8,5	17
Streefwaarde	7,2	0,7	2,1	24
Interventiewaarde	60	100	75	800

<sup>1</sup> bron: Broers & Buijs (1997)

<sup>2</sup> bron: Huisman (1998)

Denitrificatie verbruikt vrijwel altijd een ondergrondse energiebron in de vorm van organisch materiaal, sulfiden of sideriet. In die zin is denitrificatie niet duurzaam; de voorraad van deze reductanten is in principe beperkt en de reactie is onder normale omstandigheden en op redelijke tijdschaal niet omkeerbaar. Weliswaar zijn geringe hoeveelheden pyriet of organische stof voldoende om een oprukkend nitraatfront sterk te vertragen, maar vaak is slechts een deel van het organisch materiaal of pyriet reactief of beschikbaar. Eén van de nevenevolgen van denitrificatie is dus de (mogelijk geleidelijke) afname van het denitrificatievermogen van de ondergrond.

Denitrificatie met organisch materiaal leidt tot een afname van de nitraatconcentratie zonder nadelige gevolgen voor de concentraties van andere milieubelastende stoffen.

Bij denitrificatie met sulfiden treden neveneffecten op in de vorm van een toename van de concentraties van sulfaat en mogelijk toename van de concentraties van ijzer en sporenelementen zoals arseen, nikkel, kobalt en zink.

Het optreden van denitrificatie heeft een afname van de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond tot gevolg en is in die zin niet duurzaam.

### 3.4 De interpretatie van nitraat diepteprofielen

De vraag of een andere toetsdiepte voor nitraat wenselijk en verantwoord is, is gebaseerd op de veronderstelling dat de nitraatconcentratie in veel gevallen met de diepte afneemt als gevolg van denitrificatie-processen. In deze paragraaf wordt nagegaan welke factoren de vorm van het nitraat diepteprofiel conceptueel bepalen. In de navolgende paragraaf worden anekdotische voorbeelden gegeven van nitraat diepteprofielen zoals die in verschillende delen van Nederland zijn gemeten.

In grote lijn wordt de vorm van een nitraat diepteprofiel door de volgende aspecten bepaald:

1. reistijd of verblijftijd van het water tussen het aardoppervlak en het diepteniveau
2. de historische belasting van het grondwater met stikstof uit dierlijke mest, kunstmest en atmosferische depositie
3. processen in de ondergrond, in de onverzadigde en verzadigde zone.

Op deze aspecten wordt hier nader ingegaan.

#### 3.4.1 Reistijd

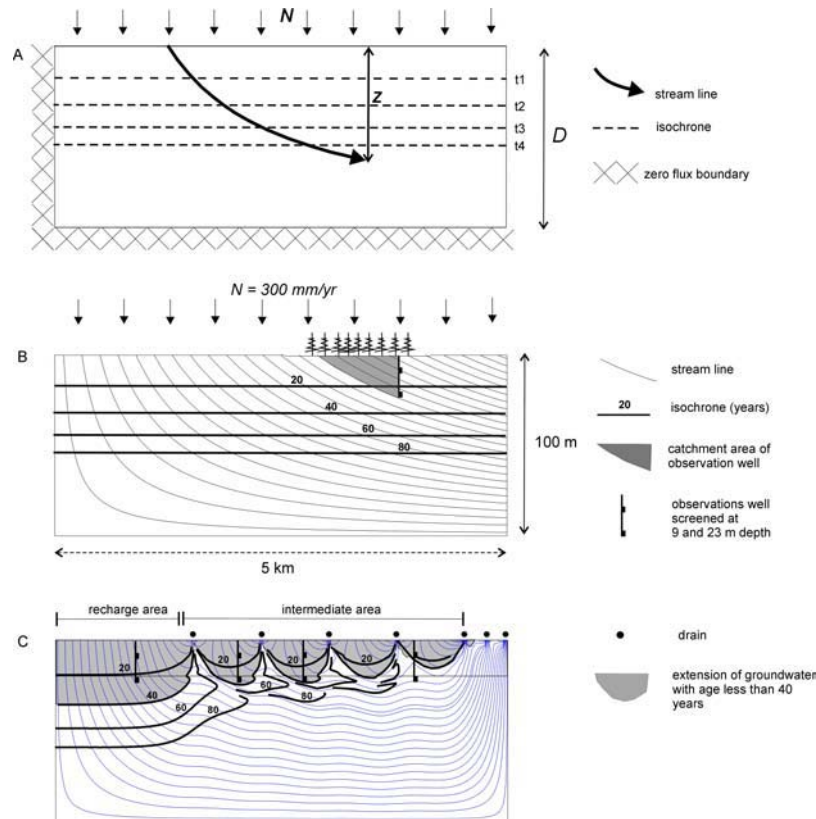
Voor de evaluatie van toetsdiepten is, zoals hieronder uitgewerkt, vooral de verticale stromingscomponent van het grondwater van belang. Die verticale stromingssnelheid is normaal gesproken beperkt tot ca. 1 m per jaar in gebieden waar het grondwater wordt gevoed door infiltratie van het netto neerslagoverschot. Deze situatie doet zich voor in vrijwel het gehele zandgebied van Nederland. Met name in infiltratiegebieden, hier gedefinieerd als gebieden zonder sloten en overige drainagemiddelen, zijgt het gehele netto neerslagoverschot weg en geldt een relatief simpele relatie voor de reistijd op een bepaalde diepte:

$$t_z = \frac{\varepsilon D}{N} \ln\left(\frac{D}{D-z}\right) \quad (6)$$

waarin  $t_z$  = reistijd (leeftijd op diepte  $z$  [dagen],  $D$  = aquiferdikte [m],  $\varepsilon$  = porositeit,  $N$  = grondwateraanvulling [m dag<sup>-1</sup>] en  $z$  = diepte [m]. De vergelijking leidt tot horizontale isochronen (lijnen van gelijke leeftijd, zie Figuur 3.4). Deze benadering geldt voor een homogene, isotrope ondergrond. Toch blijft de verticale opeenvolging van lagen grondwater ook bij een zekere heterogeniteit in grote lijnen bestaan. In Figuur 3.4a en b is de situatie weergegeven voor uittreden van grondwater over de gehele rechtermodelrand. Het isochronenpatroon verschilt niet wezenlijk van dit patroon, wanneer het water niet over de modelrand maar in een drain aan de rechterbovenzijde uittreedt. Slechts op ca. 100 meter van de drain buigen de isochronen af.

Het horizontale isochronenpatroon heeft een belangrijke implicatie voor de interpretatie van concentratie-diepteprofielen. Mits in een gebied met een redelijk uniform landgebruik wordt gemeten, kan het dieptepatroon uit een put als een leeftijdspatroon worden geïnterpreteerd, met jong grondwater bovenin het profiel en met de diepte ouder worden grondwater. In wezen versimpelt de situatie tot een 1D probleem waarin vooral de verticale stromingscomponent telt. De aanname van uniform landgebruik en uniforme toepassing van meststoffen is wel van belang. De horizontale stromingscomponent leidt weliswaar tot een horizontale verplaatsing van het infiltrerende grondwater, maar uit bovenstrooms gelegen gebieden stroomt

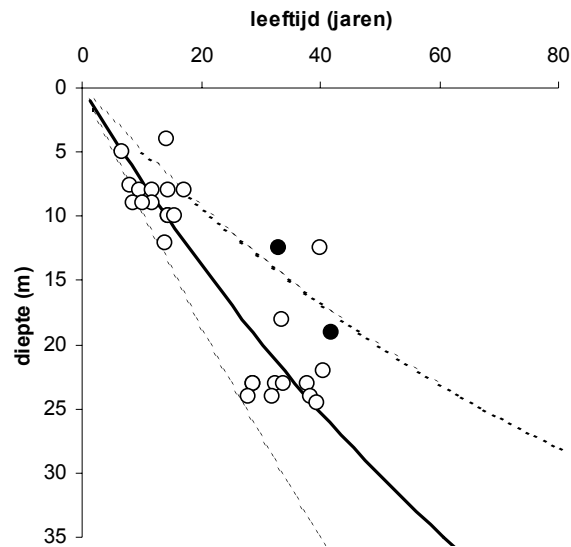
dan in principe water met gelijke leeftijd en concentraties toe (vgl. Appelo & Postma 1993, Raats 1978, Meinardi 1994, Broers 2002).



*Figuur 3.4: Concept van de leeftijdsopbouw van het grondwater voor. Vergelijking (6) leidt tot een verticale opeenvolging van isochronen in gebieden zonder sloten (A). Het diepteprofiel in een put kan daardoor als een leeftijdsprofiel worden opgevat, mits het landgebruik en de belasting stroomopwaarts gelijksoortig zijn (B). In gebieden met sloten ontstaan locale stromingssystemen en wordt het isochronenpatroon verstoord (C).*

Een relatief grote verstoring van het isochronenpatroon treedt echter op in gebieden die zijn gedraineerd door sloten (zie Figuur 3.4 C). In die gebieden ontstaat een veel ingewikkelder leeftijdsopbouw van het grondwater. In de directe omgeving van de sloten wordt oud water omhooggetrokken. Dit geldt ook in het regionale kwelgebied rechts in de figuur. Tussen de sloten blijft nog steeds een patroon aanwezig van ouder water met de diepte. Vanaf circa 15 m diepte bestaat in dergelijke gebieden een grote kans op het aantreffen van water dat meer dan 40 jaar oud is.

Om een concentratie-diepteprofiel goed te kunnen interpreteren is het dus nodig om de leeftijd van het grondwater vast te stellen. Daartoe bestaan diverse methoden. In Nederland is het meest gebruik gemaakt van tritium (Meinardi 1994, Bronswijk & Prins 2001, Broers 2002, Broers & Van der Grift 2004). Een voorbeeld van het vaststellen van een leeftijd-diepte relatie is gegeven voor infiltratiegebieden in Noord-Brabant (Figuur 3.5). Deze figuur is gebaseerd op gegevens uit het provinciale meetnet. In het landelijk meetnet grondwaterkwaliteit (LMG) en veel provinciale meetnetten zijn tritiumgehalten op twee diepten vastgesteld. Uit de figuur blijkt ook dat er een behoorlijke mate van onzekerheid is rond de meest waarschijnlijke leeftijd-diepte relatie, zelfs voor infiltratiegebieden.



*Figuur 3.5 Leeftijd-diepte relatie voor infiltratiegebieden met intensieve veehouderij in Noord-Brabant. De bolletjes geven de leeftijden van individuele meetfilters uit 14 meetpunten op 2 diepten. De vette lijn is de mediane leeftijd-diepte verdeling. De stippellijnen zijn gebaseerd op het 10 en 90 percentiel en geven de onzekerheid rond de mediane lijn aan.*

Uit recent onderzoek blijkt dat de onzekerheid in de leeftijd van het grondwater nog groter is dan gesuggereerd in Figuur 3.5. Zo blijkt uit toepassing van de tritium-helium techniek dat de leeftijd in het gebied van Figuur 3.5 veel sterker varieert dan op basis van de tritiummetingen was verwacht (Broers et al. 2003). Tabel 3.2 geeft een overzicht van de tritium en tritium-helium leeftijden zoals die voor het ondiepe filter zijn afgeleid.

*Tabel 3.2: Frequentieverdeling van leeftijden van het grondwater op 7-12 m diepte in het gebiedstype intensieve veehouderij-infiltratie-zand volgens tritium (fit van 2 metingen) en volgens tritium-helium datering.*

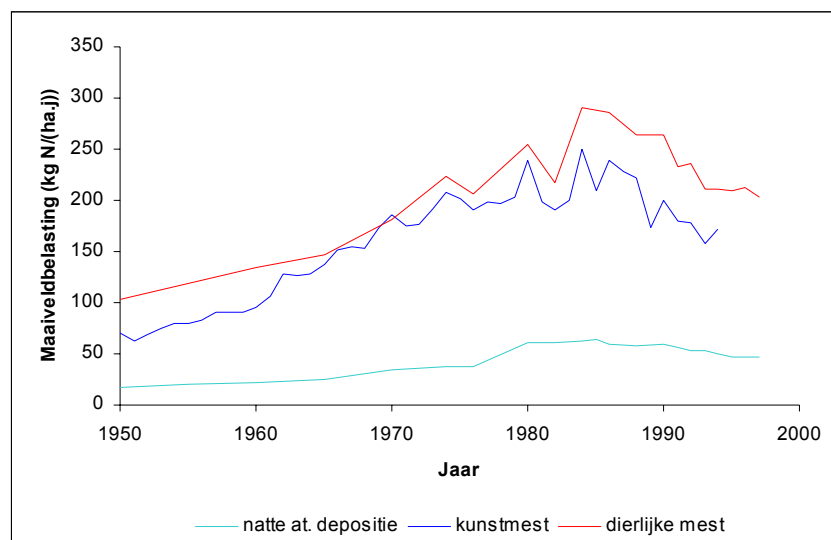
Statistiek	Leeftijd op basis van 2 tritiummetingen uit LMG en PMG (jaar)	Leeftijd volgens Tritium-helium (jaar)
10-percentiel	8	6,2
25 percentiel	10	6,6
Mediaan	13	14,0
75 percentiel	14	28,2
90 percentiel	16	44,3

Uit de tabel blijkt met name dat ook op een relatief ondiep niveau in infiltratiegebieden een groter percentage oud grondwater wordt aangetroffen dan van te voren werd verwacht op basis van toepassing van vergelijking (6) en tritiummetingen. De vergelijking blijkt de gemiddelde of mediane verticale leeftijdsopbouw dus wel goed te beschrijven, maar lokaal is dus sprake van duidelijk ouder of jonger grondwater dan voorspeld.

De grote onzekerheid in grondwaterleeftijden wordt ook door recente internationale literatuur bevestigd. Zo claimen Weismann et al. (2002) op basis van tracer- en modelonderzoek dat zelfs bij een puntmeting een grote range aan leeftijden kan worden gevonden op één en dezelfde meetdiepte, afhankelijk van de kleinschalige heterogeniteit en dispersie- en diffusieprocessen in de ondergrond. In het algemeen is er dus wel een duidelijke relatie tussen diepte en leeftijd van het grondwater, maar bij interpretaties van kwaliteitsgegevens moet toch met vrij grote onzekerheidsmarges rekening worden gehouden.

### 3.4.2 Historische belasting

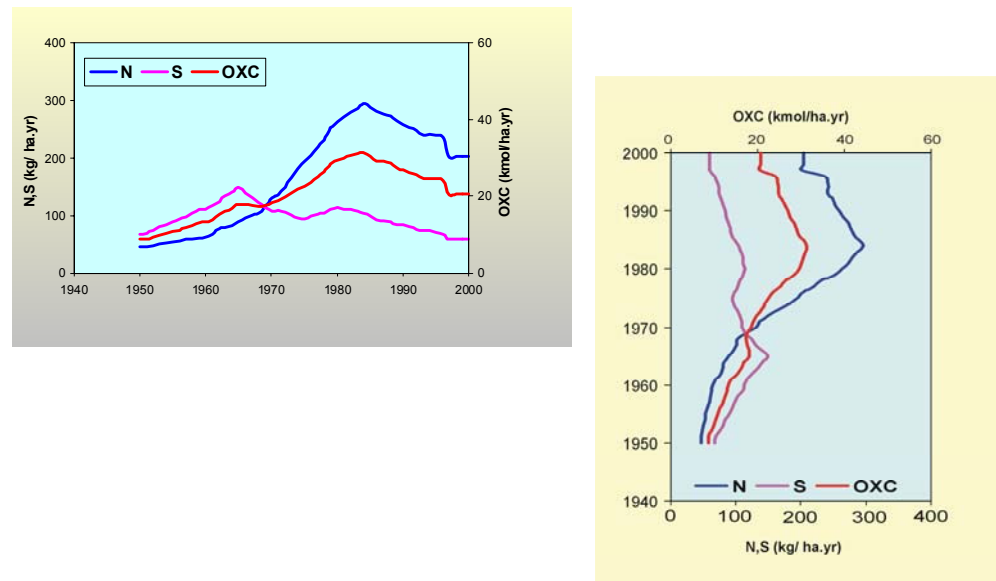
Bij het beschouwen van nitraatuitspoeling uit landbouwgronden is het van belang wat de stikstofbelasting aan maaiveld geweest is en hoeveel daarvan in de loop der tijd naar het grondwater is uitgespoeld. Het bepalen van de maaiveldbelasting kan op allerlei schalen gebeuren: nationaal, regionaal, gemeentelijk, boerderij en perceel. De algemene benadering is zeer vergelijkbaar en bestaat uit een massabalansbenadering waarin atmosferische depositie, dierlijke mest en kunstmest invoertermen zijn en gewasopname, vervluchtiging en uit- en afspoeling uitvoertermen zijn. Afhankelijk van de tijdschaal en benadering wordt rekening gehouden met ophoping en verlies in de bodem zelf.



Figuur 3.6. Gemiddelde historische maaiveldbelasting met stikstof rondom drinkwaterwinning Holten. (gebaseerd op Griffioen et al., 2002). Droge depositie en atmosferische emissie van ammonia zijn niet meegenomen. Voor mest is de belasting per hectare cultuurgrond weergegeven.

Figuur 3.6 geeft een reconstructie van de maaiveldbelasting van cultuurgrond bij Holten (Overijssel). Het patroon is indicatief voor de situatie in oost- en zuid-Nederland. Vanaf de Tweede Wereldoorlog tot eind jaren 80 van de vorige eeuw treedt een scherpe toename in belasting op met kunstmest en dierlijke mest, met een piek in de belasting omstreeks 1985. De atmosferische depositie blijft hier ver bij achter, maar kent ook een parallele toename. Sinds eind jaren 80 is sprake van een afname in de atmosferische depositie van stikstof, maar de huidige situatie is niet terug bij de situatie voor de Tweede Wereldoorlog.





*Figuur 3.7 Principe van de tijd-diepte transformatie. De historische belasting (links) kan worden omgezet in een concentratie-diepte profiel (rechts) zo gauw de leeftijds-diepte relatie is vastgesteld met bijvoorbeeld grondwaterdatering of een theoretische relatie.*

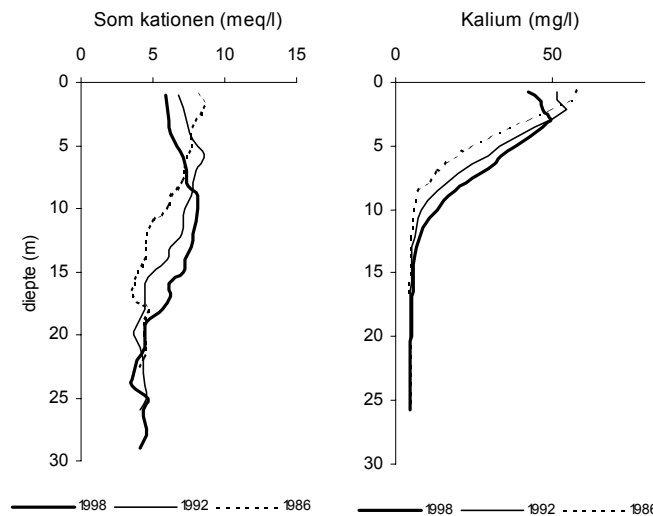
De historische belasting curves kunnen worden omgezet in concentratie-diepte curves zodra een leeftijd-diepte relatie als in Figuur 3.5 is vastgesteld op basis van bijvoorbeeld tritiumdatering of een theoretische relatie. Het principe is weergegeven in Figuur 3.7. Een dergelijk concentratie diepte patroon is in de ondergrond te verwachten als de stoffen zich conservatief gedragen. Dat wil zeggen dat ze even snel reizen als het water zelf en geen reacties met de ondergrond aangaan. De resulterende concentratie-diepte plot kan vervolgens worden vergeleken met gemeten gehalten op verschillende diepten in de ondergrond. Voorbeelden van dergelijke diepteprofielen worden in paragraaf 3.5 uitgewerkt voor diverse locaties in Nederland.

Overigens is in principe ook de omgekeerde aanpak mogelijk, waarbij de gemeten concentraties worden teruggeschaald naar hun infiltratiejaar op basis van een ouderdomsdatering. Dat is de zogenaamde bronjaar-aanpak zoals die is gekozen door Bronswijk & Prins (2001). Voor de beoordeling van toetsdiepten is die aanpak echter minder geschikt, omdat de relatie tussen concentraties en meetdiepten niet direct duidelijk is.

Beide data-analysemethoden zijn sterk afhankelijk van de onzekerheid in de ouderdomsdatering. Het interpreteren van voorspelde en gemeten concentratie-diepte profielen moet daarom met voorzichtigheid gebeuren, en in ieder geval gebaseerd zijn op een conceptueel beeld van de leeftijdsopbouw op de betreffende locatie in de aquifer.

### 3.4.3 Processen in de ondergrond

Processen in de ondergrond kunnen het concentratie-dieptepatroon aanzienlijk wijzigen. Vrijwel altijd leidt dit ertoe dat een verontreinigingsfront netto minder snel de diepte in zakt. Een voorbeeld van een dergelijk verschuiven van een dieptefront wordt gegeven voor transport van Som Kationen en kalium in Figuur 3.8.



Figuur 3.8 Reconstructie van het transport van Som Kationen en Kalium tussen 1986 en 1998. Transport Som Kationen is conservatief, transport kalium is berekend op basis van kationuitwisseling tegen Ca en Mg met PHREEQC (naar Broers 2002)

In dit geval is Som Kationen een indicatie van de totaal opgeloste stof in het water. Indien er geen oplossing van mineralen uit de ondergrond optreedt zal Som Kationen zich conservatief gedragen. Te zien is dat de vermistingspiek uit 1985 tussen 1986 en 1998 opschuift van 2 meter diepte naar circa 10 meter diepte. Op basis van deze conservatieve reconstructie zouden de concentraties boven 8 meter diepte in de tijd moeten zijn gedaald, en tussen 8 en 18 meter diep te zijn gestegen door het in de diepte oprukken van het conservatieve front.

Voor kalium is gerekend met reactief transport omdat kalium kan uitwisselen tegen calcium en magnesium volgens:



Netto levert deze reactie een vertraging (retardatie) op van de verplaatsing van het kaliumfront, zoals gereconstrueerd in Figuur 3.8b. De kaliumpiek uit 1985, die samenhangt met de hoge mestdruk in dat jaar, verschuift tussen 1986 en 1998 van 0,5 naar 3 meter diepte. Dat komt ongeveer overeen met een retardatie van een factor 3. De vorm van het kaliumfront in 1998 is als het ware in verticale zin in elkaar gedrukt. De reconstructie komt goed overeen met het daadwerkelijk tussen 1985 en 1998 gemeten concentratie-dieptepatroon van kalium in Brabantse infiltratiegebieden met intensieve veehouderij (Broers 2002).

Ook nitraat-diepteprofielen kunnen door geochemische processen worden bepaald. Zoals betoogd in paragraaf 3.1 komen voor denitrificatie met name organisch materiaal, pyriet en sideriet in aanmerking. Om deze processen te kunnen identificeren is het noodzakelijk ook concentratie-diepteprofielen van andere stoffen in beschouwing te nemen. Met name diepteprofielen van sulfaat en oxidatievermogen kunnen helpen om nitraatafname door pyrietoxidatie aan te tonen. Oxidatievermogen (OXC) is hier gedefinieerd als de som van nitraat en sulfaat, volgens de methodiek van Postma et al. (1991):

$$OXC = 5 * (NO_3) + 7 * (SO_4) \text{ (mmol/l)} \quad (8)$$

Het gebruik van deze indicator heeft het voordeel dat OXC zich conservatief gedraagt onder de voorwaarde dat alleen pyrietoxidatie in de ondergrond optreedt. Immers, volgens reactie (2) komt 5/7 mmol/l sulfaat vrij als 1 mmol/l nitraat reageert met pyriet. Voor en na deze reactie bedraagt de OXC 5 mmol/l en dus gedraagt OXC zich conservatief. We noemen OXC daarom een conditioneel conservatieve indicator. We kunnen de historische OXC belasting dus rechtsreeks transformeren naar een OXC-diepteprofiel en die vergelijken met de meetgegevens. Een voorbeeld van een dergelijke analyse wordt gegeven in paragraaf 3.5.2.

De vorm van een concentratie-diepteprofiel is een resultante van de leeftijdsopbouw van het grondwater, de historische uitspoeling naar het grondwater en het optreden van reactieve processen in de ondergrond. Met name de datering van de leeftijd van het grondwater blijkt met grote onzekerheid gepaard te gaan. Het interpreteren van voorspelde en gemeten concentratie-diepte profielen moet daarom met voorzichtigheid gebeuren, en in ieder geval gebaseerd zijn op een betrouwbaar beeld van de leeftijdsopbouw op de betreffende locatie in de aquifer, de historische belasting en een idee over de optredende reactieve processen. Voor nitraat gaat het daarbij met name om reductie met organisch materiaal, sulfiden en sideriet. Om deze reacties te kunnen identificeren is het noodzakelijk ook diepteprofielen van andere chemische indicatoren te interpreteren, zoals oxidatievermogen, sulfaat en som kationen.

### 3.5 Voorbeelden van verspreiding van nitraat in het grondwater

Enkele gebiedsstudies naar gedrag van nitraat in de ondergrond zullen hier op beknopte wijze gepresenteerd worden. Gekozen is voor een anekdotische opzet, waarin diepteprofielen worden gepresenteerd van relatief goed onderzochte locaties en gebieden. De studies zijn divers van opzet en dit stuk dient om te illustreren hoe verschillend het lot van nitraat in de ondergrond is.

#### 3.5.1 Drinkwaterwinning Holten

*Bronnen: Griffioen et al., 2002; 2003*

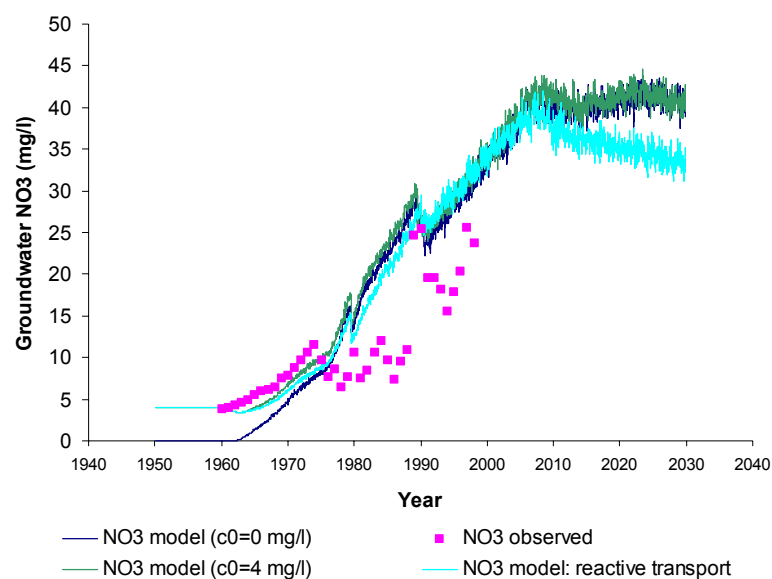
Het betreft hier een studie naar de relatie tussen ruimtelijke ontwikkelingen en grondwaterbeheer, waarbij de relatie tussen nitraatuitspoeling en drinkwaterwinning centraal staat. De studie bestond uit drie onderdelen: 1. geowetenschappelijke gebiedskarakterisatie en –inventarisatie, 2. transportmodellering van maaiveld naar winputten in twee-staps benadering en 3. processpoor waarin middels een consensusbenadering de toekomstige ruimtelijke ontwikkelingen gepland worden. Hier wordt stilgestaan bij het lot van nitraat uit de landbouwgebieden.

Het gebied wordt geologisch gekenmerkt door de gestuwde afzettingen van de Holterberg ten noorden van het dorp Holten en de Zuurberg ten zuiden van het dorp. Tussen de stuwwallen ligt het fluvioglaciale gebied van 12 tot 30 m +NAP. Vanaf maaiveld tot 50 m-NAP (op de Holterberg) of 10 m-NAP (buiten de berg) komen twee aquifers met weinig reactiviteit voor, waarvan het tweede aquifer overwegend

grof en zeer goeddoorlatend is (fluviatiele Formatie van Urk). Het derde aquifer is minder goeddoorlatend en reactief (mariene Formatie van Oosterhout). De hydrologische basis wordt gevormd door de Tertiaire, mariene Formatie van Breda, wiens basis op 73 m-NAP ligt. Grondwater wordt vooral uit het 2e wvp onttrokken. Om putverstopping te voorkomen ten gevolge van menging van Fe-houdend en O<sub>2</sub>-houdend grondwater zijn sinds 1986 vier diepe putten in gebruik die met hun filters grotendeels in het 3e wvp staan.

De redoxreactiviteit van de verschillende wvp's is herleid met de micro-oxymax techniek (zie hiervoor). Grondmonsters van twee recente boringen nabij de winning dienden hiertoe. Qua redoxreactiviteit is de situatie bij de twee boringen vrij eenvoudig. Het 1<sup>e</sup> en 2<sup>e</sup> wvp (Formaties van Twente en Urk) zijn niet reactief. Het 3<sup>e</sup> wvp (Formatie van Oosterhout) is wel reactief. In dit pakket zijn zowel pyriet, sideriet en organisch materiaal reactief.

Het landgebruik op de Holterberg en rondom het drinkwater-winningsterrein is natuur en buiten de stuwwallen is het landgebruik overwegend agrarisch. Op basis van de resultaten van de geohydrochemische parametrisatie blijkt dat het water dat door het eerste en tweede watervoerende pakket stroomt, met uitzondering van het zuidelijk gedeelte van het intrekgebied, nog vrijwel overal nitraat bevat waardoor conservatief transport van nitraat en sulfaat in deze aquifers kan worden aangenomen. Het water dat door het derde watervoerende pakket stroomt is wel anoxisch. Nitraat wordt omgezet door reactie met sedimentair organisch materiaal, ijzersulfides en sideriet. Conservatief transport gaat hiervoor niet meer op.



*Figuur 3.9. Vergelijking tussen de waargenomen gemiddelde nitraatconcentratie van het ruwwater bij drinkwaterwinning Holten en de gemodelleerde concentratie voor verschillende modelscenario's. c<sub>0</sub> betreft de concentratie in de 1e en 2e niet-redox-reactieve watervoerende pakketten in 1950; scenario met 'reactive transport' betreft scenario met denitrificatie in 3de wvp.*

Voor de periode 1960-2000 is een vergelijking gemaakt tussen de gemeten samenstelling van het ruwwater (per put en gemiddeld over de winning) en de samenstelling zoals berekend met de benadering. Daarbij is voor de berekende

nitraatuitspoeling overigens wel uitgegaan van denitrificatie in de onverzadigde zone, uitgaande van gegevens over bodemtype en grondwaterstandsdiepte. Voor nitraat en ook sulfaat doen zich geringe maar systematische verschillen voor tussen het concentratieverloop van het ruwwater bij conservatief transport en het actuele verloop (Figuur 3.9). Deze verschillen kunnen maar ten dele aan ondergrondse, hydrogeochemische processen geweten worden. Verkeerde inschatting van de samenstelling van het uitspoelende bodemvocht geeft ook fouten.

Denitrificatie treedt niet of weinig op in de verzadigde zone bij drinkwaterwinning Holten; met name de grove zanden van Urk hebben een gering reactief vermogen. Bij deze winning is dus sprake van een potentiële bedreiging met nitraat op de korte termijn

### 3.5.2 Proefboerderij De Marke

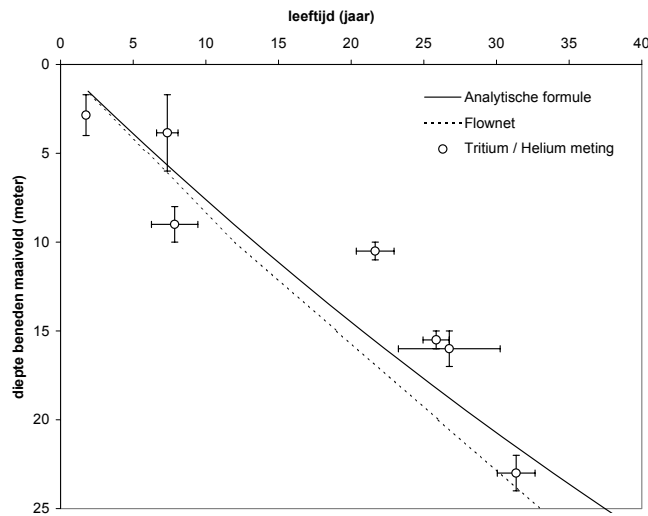
*Bronnen: Van der Grift et al. 2002, Broers et al., 2003. Van der Aa 2003a,b*

Op proefboerderij De Marke 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 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 (Boumans et al. 2001). Daarnaast is in 2002 ook nagegaan hoe het verloop in het nitraatconcentratie met de diepte verloopt en is nagegaan hoe reistijd en omzettingsprocessen dit nitraatprofiel beïnvloeden.

De Marke ligt aan de rand van 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. Van Beek et al. (1994) deden onderzoek naar de nitraatontwikkeling bij deze winning en concludeerden dat 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 is.

#### *Grondwaterdatering*

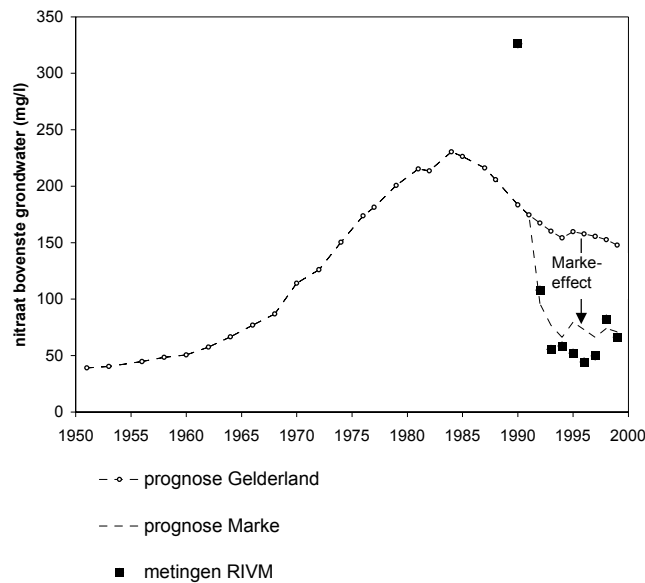
De leeftijd van het grondwater is bepaald met behulp van tritium-helium dateringen (Broers et al., 2002). De met tritium-helium gemeten grondwaterleeftijden blijken op de Marke goed overeen te komen met de berekeningen volgens de analytische oplossing (vergelijking (6)) en een Flownet model dat voor de locatie was opgezet (Figuur 3.10).



Figuur 3.10: Vergelijking leeftijdsbepaling grondwater middels drie methodes. Error bars tonen in X-richting de nauwkeurigheid van de tritium-helium leeftijdsbepaling, in de Y-richting de lengte van het peilbuisfilter

#### Historische belasting

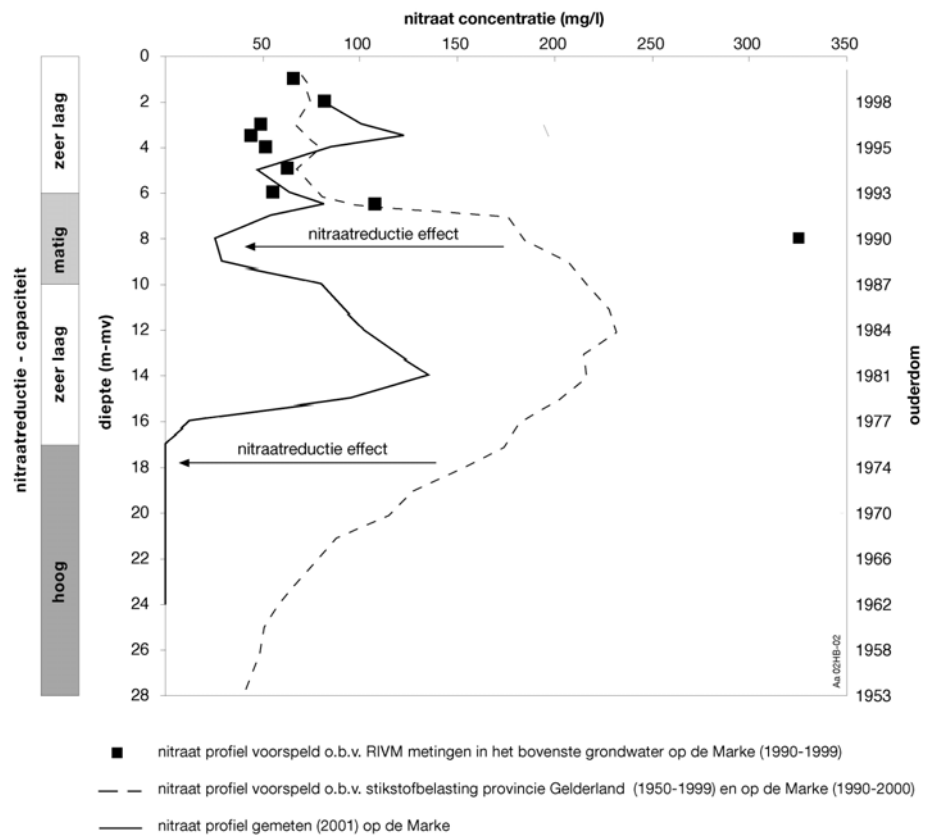
Uit twee informatiebronnen is vastgesteld hoe de nitraatconcentraties in de grondwateraanvulling op De Marke veranderd zijn sinds 1990. De Marke is als proefboerderij gestart in 1989 en daarvoor was het een regulier melkveehouderijbedrijf. Sindsdien zijn door het RIVM jaarlijks nitraatconcentraties gemeten in het bovenste grondwater. De zwarte blokjes in Figuur 3.11 geven de gemiddelde nitraatconcentraties weer van het bovenste grondwater in de vijf bovenstrooms gelegen percelen van de Marke. Deze percelen horen bij de droge gronden op de Marke. De relatief hoge nitraatconcentraties uit de metingen uit het eerste jaar op De Marke zijn waarschijnlijk nog een weerslag van het reguliere bedrijfssysteem. 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 is 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 3.11. Uit de vergelijking met de door het RIVM gemeten nitraatconcentraties op de Marke, blijkt dat de waarneming van circa 325 mg/l in het bovenste grondwater van de 5 droge percelen 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.



*Figuur 3.11 Reconstructie van de historische uitspoeling van nitraat naar het bovenste grondwater op De Marke en in geheel Gelderland. De blokjes representeren de gemiddelde concentratie in het bovenste grondwater in de bovenstrooms gelegen droge percelen van de Marke*

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 concentratie-tijd grafiek van Figuur 3.11 met behulp van de leeftijdsverdeling uit Figuur 3.10 omgezet in een concentratie-diepte grafiek (Figuur 3.12). Uit de tritium-helium metingen blijkt dat de grondwateraanvulling uit de eerste jaren van De Marke zich nu op circa 8 tot 10 meter diepte zou moeten bevinden. Uit indicatieve modelberekeningen bleek dat de bovenste 20 meter grondwater op de betreffende meetlocaties afkomstig is van de nul tot 500 meter bovenstrooms gelegen Markepercelen. Op grotere diepte is het grondwater afkomstig van verder weg gelegen landbouwpercelen die niet meer tot De Marke behoren.

Figuur 3.12 toont het gemiddelde diepteprofiel van nitraatconcentraties uit 2 minifilterputten op de Marke (doorgetrokken 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 denitrificatie in de ondergrond een rol speelt.



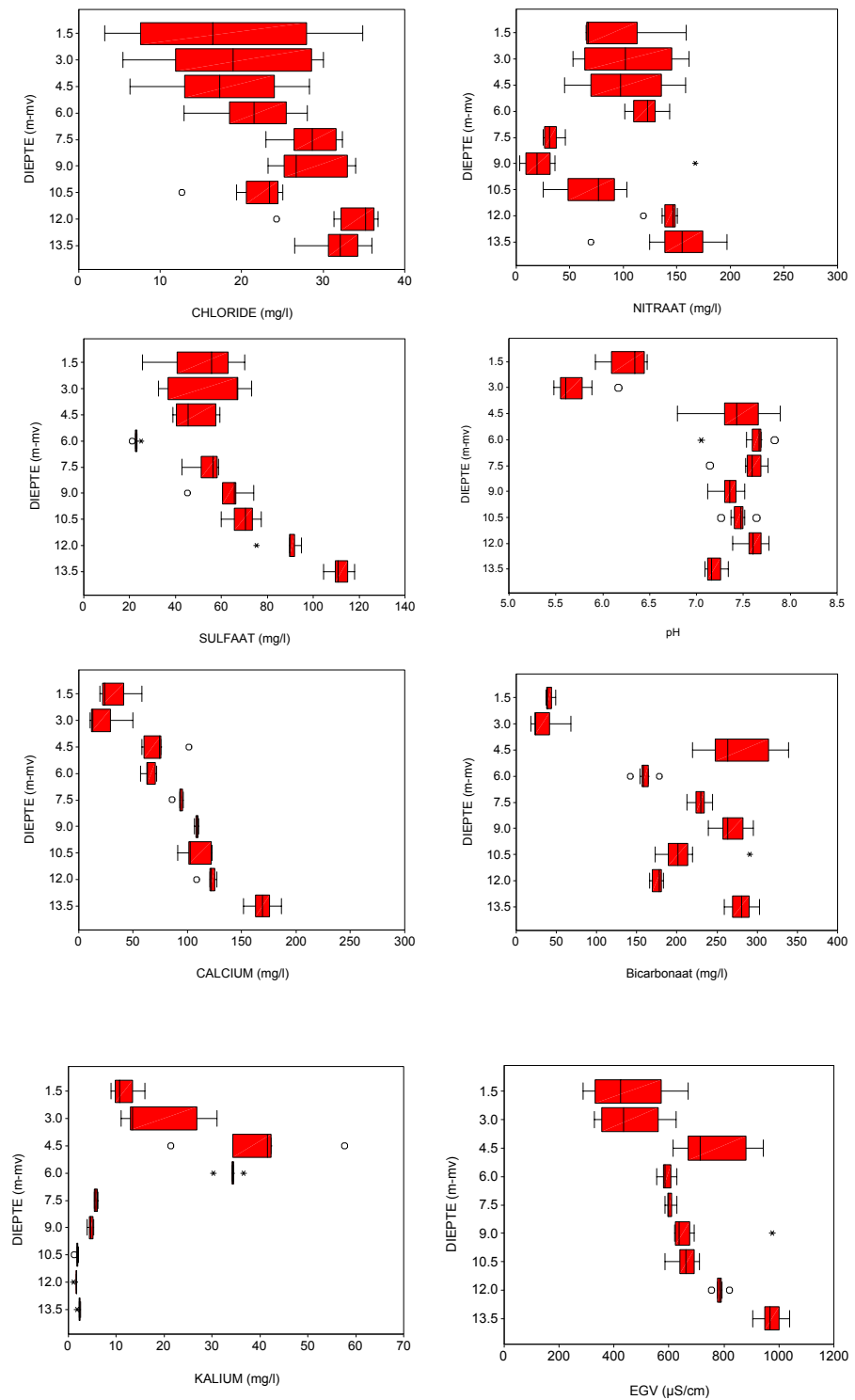
Figuur 3.12: Vergelijking tussen gemeten nitraatconcentraties in het diepere grondwater van De Marke en reconstructies op basis van Figuur 3.11 en 3.12

Als we de gemeten concentraties in het diepere grondwater vergelijken met de reconstructie, blijkt dat deze tot circa 7 m diepte redelijk goed overeenkomen, maar dat op een diepte van circa 8 m de gemeten nitraatconcentratie lager ligt dan de voorspelde. In dat dieptebereik zouden we op basis van de reconstructie grondwater met hoge nitraatconcentraties verwachten die samenhangen met het landbouwkundig gebruik uit de periode voor de Marke. De lagere nitraatconcentraties worden waarschijnlijk veroorzaakt door (onvolledige) denitrificatie op circa 8 m diepte.

Dit wordt bevestigd door redox-activiteitsexperimenten waarmee het gehalte aan reactieve verbindingen is bepaald middels de micro-oxymaxtechniek (paragraaf 3.1). De experimenten geven een matige reductiecapaciteit rond 8 meter diepte (Figuur 3.12). De reductie is blijkbaar niet compleet, want er is nog nitraat in het water aanwezig. Op 17 meter diepte bevindt zich een laag met reactief organisch materiaal met een hoge denitrificatiecapaciteit. Vanaf die diepte is de denitrificatie compleet.

In het studiegebied wordt de reductiecapaciteit in de bovenste 20 meter van de verzadigde zone dus inderdaad hoofdzakelijk bepaald door organisch materiaal. De fijne tot grove zanden en gronden in dit dieptetraject bevatten lage gehalten organisch materiaal: van < 0,01 tot 0,18 gewichtsprocent organisch koolstof.





Figuur 3.13 Concentratie-diepteprofielen voor chloride, nitraat, sulfaat, pH, calcium, bicarbonaat, kalium en EGV op de Marke. De boxplots geven een indicatie van de temporele variatie in elk meetfilter over de meetperiode maart 2000-mei 2001. In die periode zijn de filters 4 tot 8 keer bemonsterd. De boxplots tonen de mediaan (middenstreep) en het 25- en 75-percentiel (randen van de box), de minimum en maximumconcentraties (einden lijnstukken) en eventuele uitschieters (sterretjes/bolletjes).

Ook in het concentratie-diepteprofiel van andere stoffen is het effect van het terugdringen van de bemesting op de Marke overigens meetbaar. Figuur 3.13 toont concentratie-diepteprofielen voor andere chemische indicatoren. Daarbij is het water in de eerste 7 meter diepte dus gerelateerd aan het nieuwe mestbeleid op De Marke en bevindt de 1985 mestpiek zich op circa 13,5 m diepte. Voor de EGV, sulfaat en calcium is een duidelijk graduele stijging van concentraties beneden de 7 meter diepte zichtbaar, die gerelateerd is aan het reguliere mestgebruik voor de start van de Marke. Kalium laat een typisch reactief front zien (zie paragraaf 3.4). Bicarbonaat en pH laten een heel ander diepteprofiel zien, doordat de ondergrond vanaf ca. 4 meter diepte kalk bevat, die in oplossing gaat met stabilisatie van pH als gevolg. Het bicarbonaatprofiel is ingewikkeld en kan wellicht met hydrogeochemische modellering met kalkoplossing en denitrificatie verklaard worden. Uit de figuur wordt duidelijk dat bemesting ook in het geval van denitrificatie met organische stof tot een duidelijk verslechterde waterkwaliteit leidt met hoge concentraties opgeloste stof (zie EGV) en verhoogde concentraties van calcium en sulfaat.

Op proefboerderij De Marke gedraagt nitraat zich in de eerste 6 meter van de verzadigde zone conservatief. Vanaf 8 meter diepte onder maaiveld treedt incomplete reductie op met organisch materiaal. Toch wordt op 13 meter diepte nog 150 mg/l nitraat gemeten die gerelateerd is aan de bemestingspiek in 1985. Vanaf 17 meter diepte is de reductie compleet en is het water nitraatloos. Behalve aan de nitraatconcentraties is de vermestingspiek duidelijk herkenbaar aan verhoogde concentraties sulfaat en opgeloste stof.

### 3.5.3 Intensieve veehouderijgebieden in Noord-Brabant

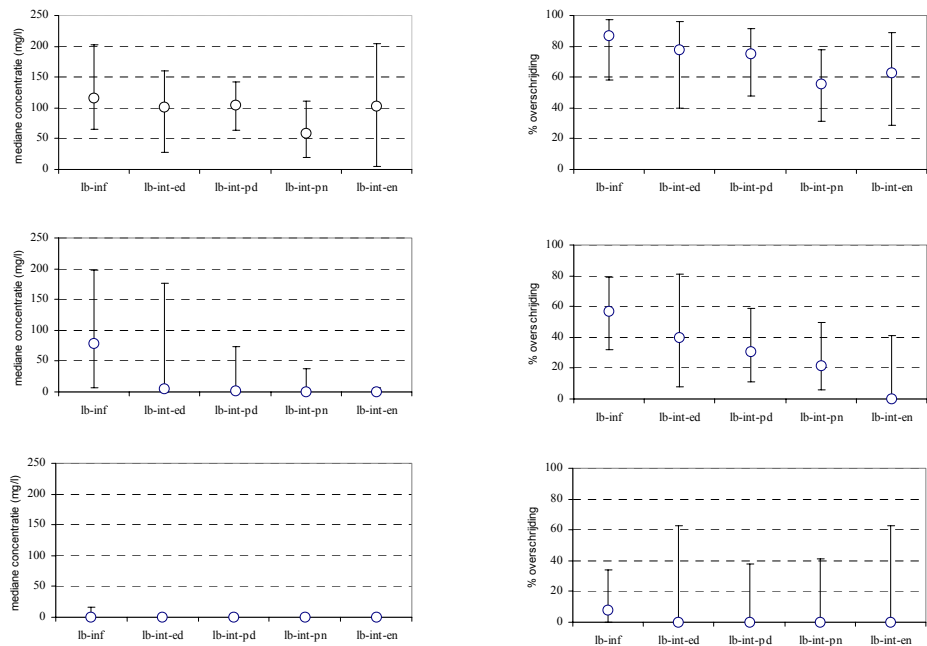
*Bronnen: van der Aa et al. 2001, van der Grift et al. 2002, Broers 2002, Broers et al. 2003*

De provincie Noord-Brabant beheert provinciale bodem- en grondwaterkwaliteitsmeetnetten. Het provinciaal grondwaterkwaliteitsmeetnet bestaat uit ca 52 meetputten uit het landelijke meetnet grondwaterkwaliteit (LMG) en 66 eigen provinciale meetpunten (PMG), het bodemkwaliteitsmeetnet uit circa 120 meetlocaties. Tot het jaar 2000 werden de bodem- en grondwaterkwaliteitsmeetnetten afzonderlijk geëxploiteerd en gerapporteerd. Vanaf begin 2001 is een begin gemaakt met het integreren van de meetnetuitvoering en de rapportages. Eén van de voordelen daarvan was dat een duidelijker beeld wordt verkregen van de opbouw van verontreinigingsfronten met de diepte. Voor twee gebiedstypen van het provinciaal grondwaterkwaliteitsmeetnet, te weten *intensieve veehouderij-infiltratie-zand* en *intensieve veehouderij-intermediair-zand*, is in samenwerking tussen provincie en NITG-TNO een nadere analyse van concentratie-diepteprofielen gedaan. Daarbij is o.a. een tritium-helium datering uitgevoerd en is eenmalig ook het filter op 15 m diepte bemonsterd, om een compleet diepteprofiel te verkrijgen. Een verschil met andere case studies zoals hier gepresenteerd is dat de gegevens afkomstig zijn van een steekproef met meerdere meetpunten in de genoemde gebiedstypen, en dus representatief verondersteld worden op regionale schaal.

### Geïntegreerde analyse bodem- en grondwaterkwaliteitsmeetnet

Voor de integratie van het Brabantse bodem- en grondwaterkwaliteitsmeetnet zijn zogenaamde overkoepelende gebiedstypen gedefinieerd. Figuur 3.14 toont mediane nitraatconcentraties en percentage overschrijding van de 50 mg NO<sub>3</sub>/l norm voor vijf landbouw gebiedstypen in het zandgebied van Noord-Brabant. De balkjes geven het 95% betrouwbaarheidsinterval aan. Het freatisch niveau is afkomstig van de bemonstering van het grondwater direct onder de waterspiegel via de open boorgatmethode. De niveaus 5-15 m en 15-30 m diep zijn afkomstig van het provinciaal meetnet grondwaterkwaliteit. Uit de figuur komt een aantal opmerkelijke patronen naar voren:

1. De mediane nitraatconcentratie neemt in alle gebiedstypen met de diepte af, naar <0,5 mg/l op 15-30 m diepte
2. Op het ondiepste niveau is de mediane nitraatconcentratie tussen alle gebiedstypen in dezelfde orde van grootte (60-120 mg NO<sub>3</sub>/l) en ook het percentage normoverschrijding is niet wezenlijk verschillend (60-90%) zeker als de betrouwbaarheidsintervallen in de beschouwing worden betrokken.
3. De mediane nitraatconcentratie en het percentage normoverschrijding nemen het snelst met de diepte af in intermediaire gebieden met natte eerdgronden en het langzaamst in de infiltratiegebieden.



Figuur 3.14 Mediane nitraatconcentratie (links) en percentage overschrijding nitraatnorm (rechts) voor drie diepteniveaus: freatisch, 5-15 m diep en 15-30 m diep voor 5 overkoepelende gebiedstypen in Noord-Brabant, nl. landbouw-infiltratie (lb-inf), landbouw-intermediair-eerd/droog (lb-int-ed), landbouw-intermediair-podzol/droog (lb-int-pd); landbouw-intermediair-podzol/nat (lb-int-pn) en landbouw-intermediair-eerd/nat (lb-int-en).

In Noord-Brabant is dus duidelijk sprake van een afnemende nitraatconcentratie met de diepte, zowel in infiltratiegebieden als in intermediaire gebieden. Voor een deel is die toe te schrijven aan een leeftijdseffect; in de intermediaire natte gebieden blijkt op 5-15 m diepte al in 30% van de gevallen tritiumloos water van voor 1950

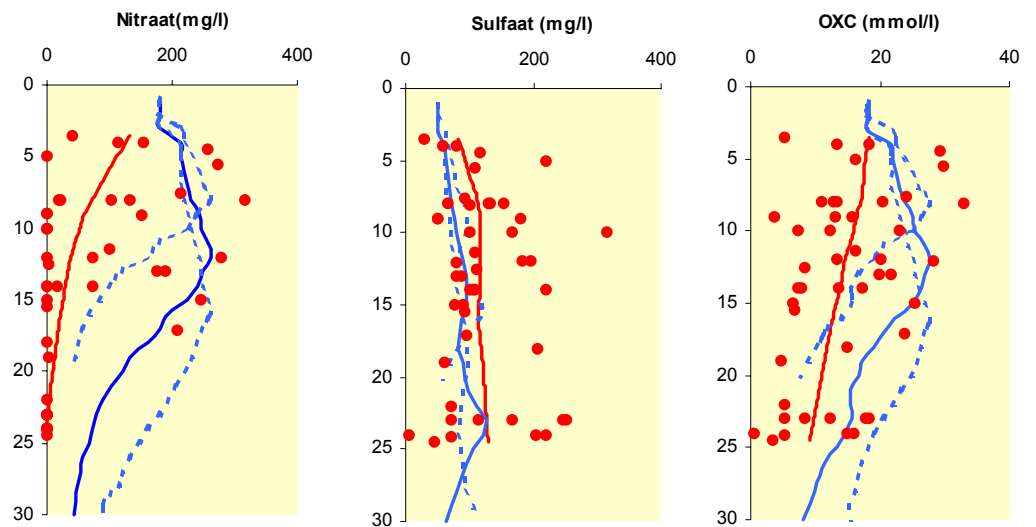
voor te komen, waarin vanzelfsprekend geen nitraat voorkomt. Maar ook in het tritiumhoudende water blijkt nitraat te zijn verdwenen. Zoals later zal blijken is dit waarschijnlijk voor een groot deel aan denitrificatie met pyriet te relateren.

Opvallend is echter ook dat het bovenste grondwater in de natte intermediaire gebieden zeer hoge mediane nitraatconcentraties en percentages overschrijding laat zien. Van belang is te realiseren dat in deze gebieden een dicht drainagestelsel aanwezig is dat voor een deel gevoed wordt door dit ondiepe water. In deze gebieden zijn dus problemen met de oppervlaktewaterkwaliteit te verwachten of reeds reëel aanwezig.

#### *Concentratie-diepteprofielen in twee gebiedstypen*

Voor de in de inleiding genoemde twee gebiedstypen zijn de concentratie-diepteprofielen nader bestudeerd. Het gaat om de meest kwetsbare en belaste gebieden in Noord-Brabant.

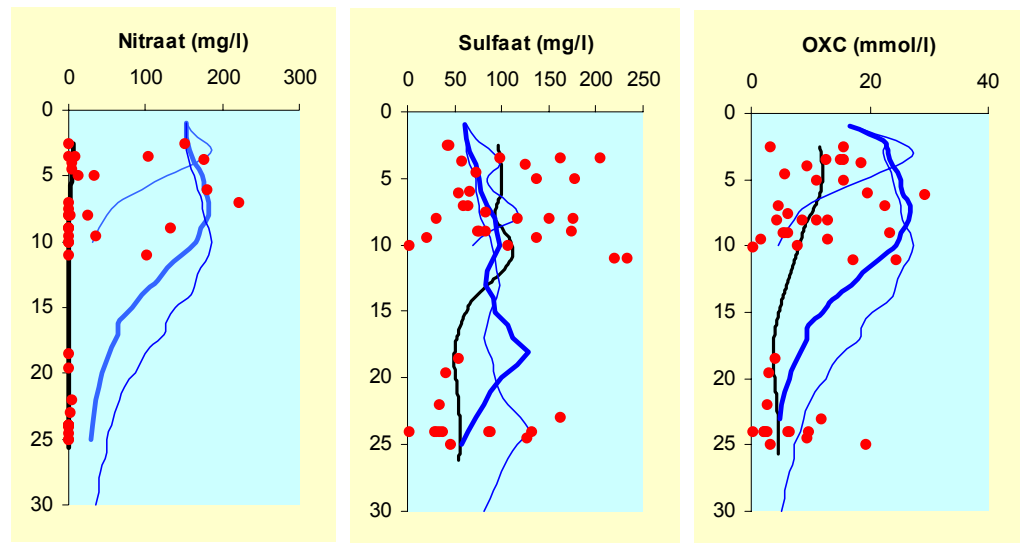
De concentratie-diepteprofielen van het gebiedstype *intensieve veehouderij-infiltratie-zand* zijn weergegeven in Figuur 3.15. De figuur is gebaseerd op meetgegevens en een reconstructie uit 2001, het jaar waarin een compleet diepteprofiel is gemeten. De onzekerheid in de leeftijd-diepte relatie is hier aangegeven met de 10 en 90 percentielen uit Figuur 3.5. Het 10 percentiel representeert het geval van een relatieve hoge verticale grondwatersnelheid. Het 90 percentiel een geval met relatief lage snelheid. Uit de nitraatreconstructie blijkt dat dit tot infiltratiedieptes van de 1985-mestpiek van respectievelijk 8 en 16 meter leidt. Indien conservatief transport van nitraat, sulfaat en oxidatievermogen zou optreden dan zouden de meetgegevens naar verwachting tussen de 3 blauwe reconstructielijnen moeten liggen. In de praktijk blijken de nitraatconcentraties voor het grootste deel veel lager dan op basis van de reconstructie kan worden verwacht. Het tegenovergestelde geldt voor de gemeten sulfaatconcentraties; zeker de sulfaatconcentraties van > 100 mg/l zijn nauwelijks verklaarbaar vanuit de input van zwavel uit mest en atmosferische depositie. Dat pyrietoxidatie voor een deel verantwoordelijk is voor deze lage nitraatconcentraties en hoge sulfaatconcentraties, wordt aannemelijk door het diepte-patroon van oxidatievermogen. Een relatief groot deel van de meetgegevens ligt tussen de reconstructielijnen, en wordt dus goed verklaard met conservatief transport van OXC, hetgeen erop wijst dat pyrietoxidatie het enige proces was dat de nitraat en sulfaatconcentraties heeft bepaald. Toch moet ook denitrificatie met organische stof voor een ander deel van het gebied niet worden uitgesloten omdat circa 40% van de meetgegevens duidelijk lagere concentraties te zien geeft dan de conservatieve reconstructie.



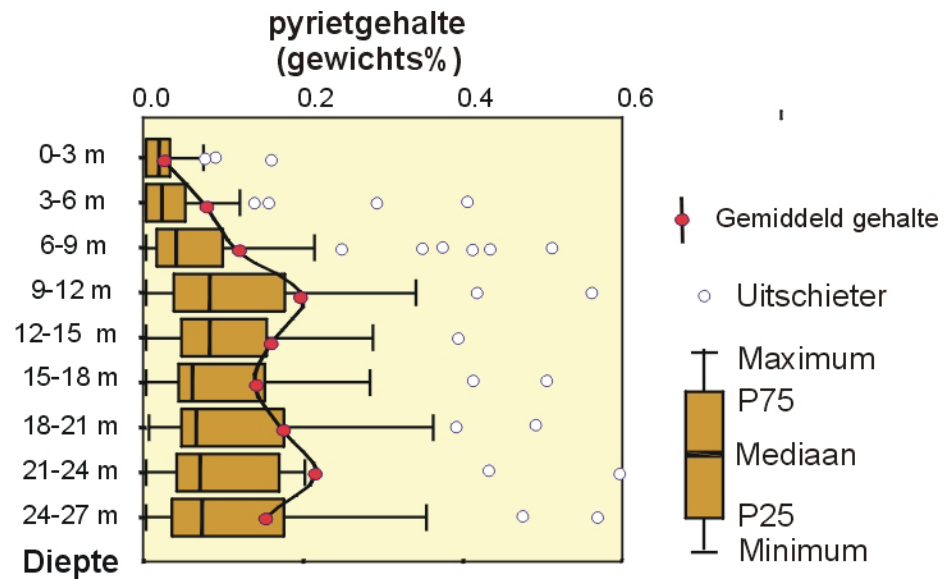
*Figuur 3.15 Gemeten concentratie-diepteprofielen van nitraat, sulfaat en oxidatievermogen in het jaar 2001 (rode stippen). De LOWESS smooth (rode lijn) geeft het centrum van de datawolk aan. De blauwe lijnen geven reconstructies van conservatief transport, zoals gebaseerd op de historische belasting uit Figuur 3.7 en de leeftijd-diepte relatie van Figuur 3.5. De stippellijnen indiceren de betrouwbaarheidsband rond de mediane reconstructie.*

Voor het gebiedstype intensieve veehouderij-intermediair-zand was geen compleet diepteprofiel beschikbaar. Hier is de figuur gebaseerd op gemiddelde gemeten concentraties tussen 1995 en 1998 (Figuur 3.16). De onzekerheid in de leeftijd-diepte relatie was voor dit gebiedstype veel groter, hetgeen blijkt uit de ver uit elkaar liggende 10 en 90 percentiel lijnen. Toch moet ook voor dit gebiedstype worden vastgesteld dat de nitraatconcentraties ver achter blijven bij de reconstructie, met name in de ondiepste 10 meter. De sulfaatconcentraties daarentegen zijn op dit dieptetraject echter duidelijk verhoogd, hoogstwaarschijnlijk door pyrietoxidatie. Klaarblijkelijk treedt pyrietoxidatie in deze gebieden al op relatief geringe diepte op. Dit zal ongetwijfeld consequenties hebben voor de sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater in deze intensief gedraineerde gebieden. De aanwezigheid van pyriet in de Brabantse ondergrond wordt overigens bevestigd door geochemische analyses van sedimenten (Figuur 3.17).

In grote delen van Noord-Brabant is sprake van een afnemende nitraatconcentratie met de diepte, zowel in infiltratiegebieden als in intermediaire gebieden. Voor een deel is die toe te schrijven aan een leeftijdseffect. Voor een belangrijk deel hangt dit echter samen met denitrificatie door pyrietoxidatie. Dit leidt tot duidelijk verhoogde sulfaatconcentraties, zowel in het grondwater in de infiltratiegebieden, maar hoogstwaarschijnlijk ook in het oppervlaktewater in intermediaire gebieden met een dicht afwateringsstelsel.



Figuur 3.16 Gemeten concentratie-diepte profielen van nitraat, sulfaat en oxidatievermogen in het jaar 1995-1998 voor het gebiedstype intensieve veehouderij-intermediair-zand (rode stippen). De LOWESS smooth (rode lijn) geeft het centrum van de datawolk aan. De blauwe lijnen geven reconstructies van conservatief transport, zoals gebaseerd op de historische belasting. De stippellijnen indiceren de betrouwbaarheidsband rond de mediane reconstructie.

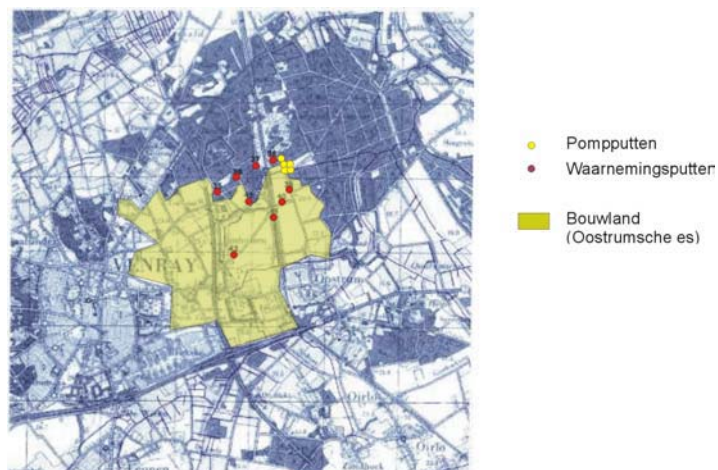


Figuur 3.17: Gemiddelde pyrietgehalten en frequentieverdeling (box plots) van 433 sedimentmonsters uit 24 waarnemingsputten in de provincie Noord-Brabant

### 3.5.4 Waterwingebied Oostrum

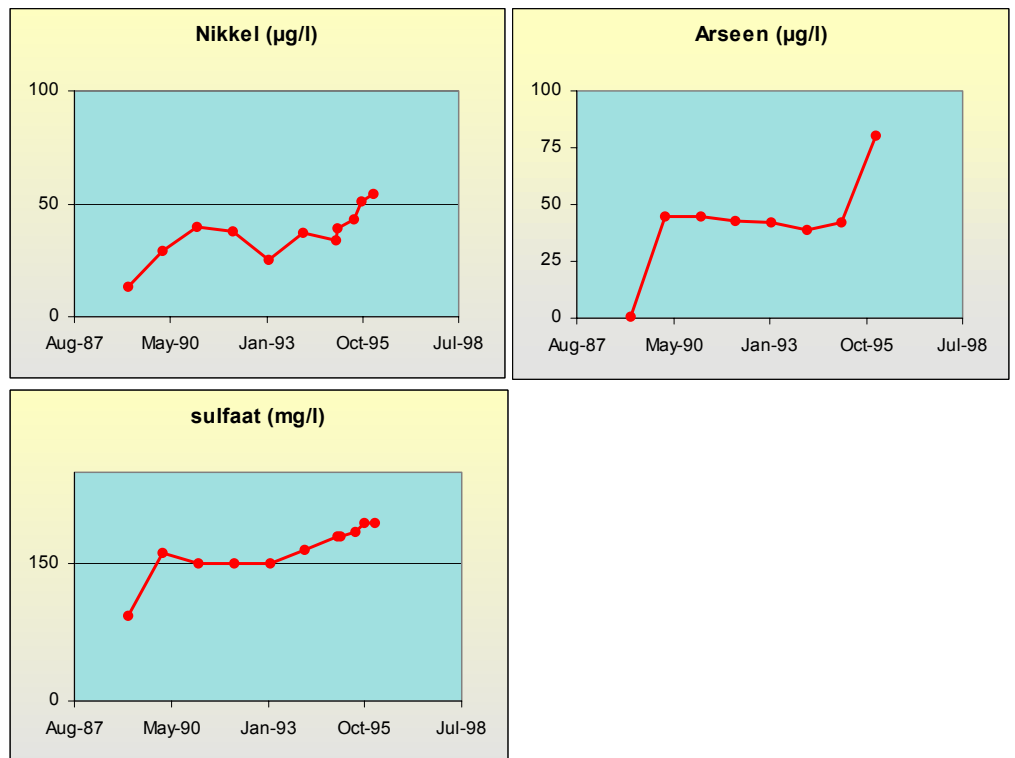
*Bronnen: Broers & Buijs 1997, van Helvoort et al. 2000, Schipper et al. 2000*

Locale studies van grondwaterkwaliteit en sedimentreactiviteit in freatische waterwingebieden tonen aan dat pyrietoxidatie en kationuitwisseling, die beide worden geïnduceerd door een infiltrerend vermistingsfront, kunnen leiden tot de mobilisatie van zware metalen en arseen uit de sedimenten. Van Beek et al. (1989) maakten een dergelijke mobilisatie aannemelijk voor de waterwinning Vierlingsbeek (Noord-Brabant). Ook bij de nabijgelegen waterwinning Oostrum (Noord-Limburg, Figuur 3.18) was sprake van toenemende concentraties van sulfaat, arseen en nikkel in de pompputten. Sulfaatconcentraties in enkele pompputten hadden in 1997 reeds de drinkwaternorm van 150 mg/l overschreden (Figuur 3.19). Tussen 1996 en 2000 is door NITG-TNO, de Vrije Universiteit en de Universiteit Utrecht onderzoek gedaan naar de herkomst van de zware metalen en arseen. De winning is inmiddels gesloten, hetgeen deels samenhangt met de exploitatiekosten van een relatief kleine winning, maar mede was ingegeven door de potentiële waterkwaliteitsproblemen in de toekomst.

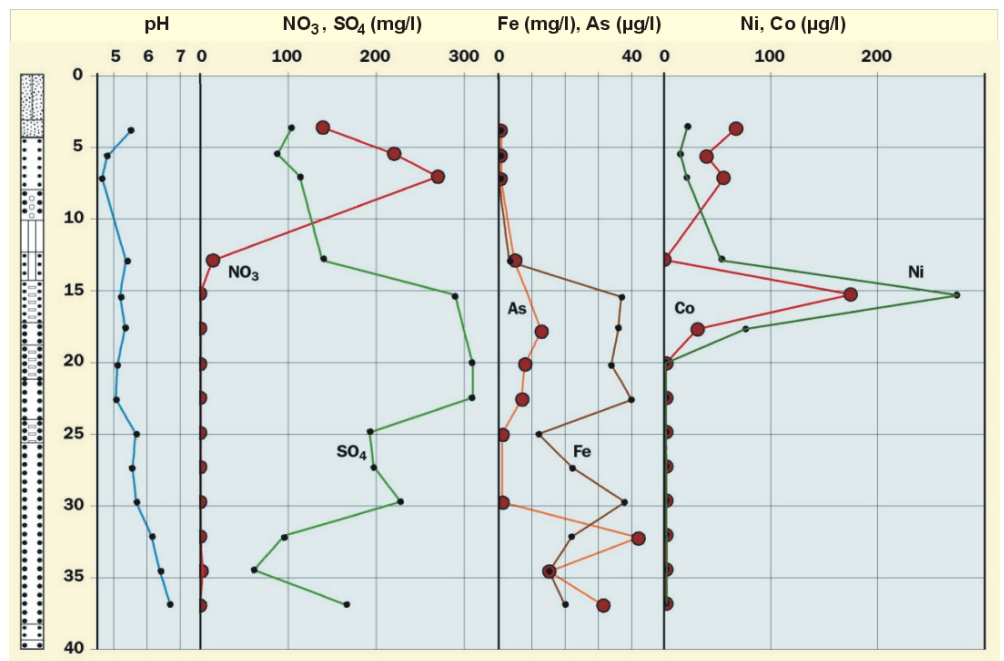


*Figuur 3.18: Locatie van pompputten en waarnemingsputten in het waterwingebied Oostrum*

Zowel het grondwater als het sediment zijn geanalyseerd om de herkomst en het lot van zware metalen te reconstrueren. De toenemende trend in nikkel- en arseenconcentraties is uiteindelijk toegeschreven aan het in oplossing gaan van nikkel- en arseen houdende pyriet door nitraat- en zuurstofuitspoeling (zie ook paragraaf 3.3). Nikkel komt ook vrij bij kationuitwisseling tijdens het neerwaartse transport van het mestfront. Indicaties voor het vrijkomen van nikkel op de overgang van het nitraathoudende en ijzerhoudende grondwater werden gevonden in minifilterputten (Figuur 3.20) en in oxidatie-experimenten (Figuur 3.21).

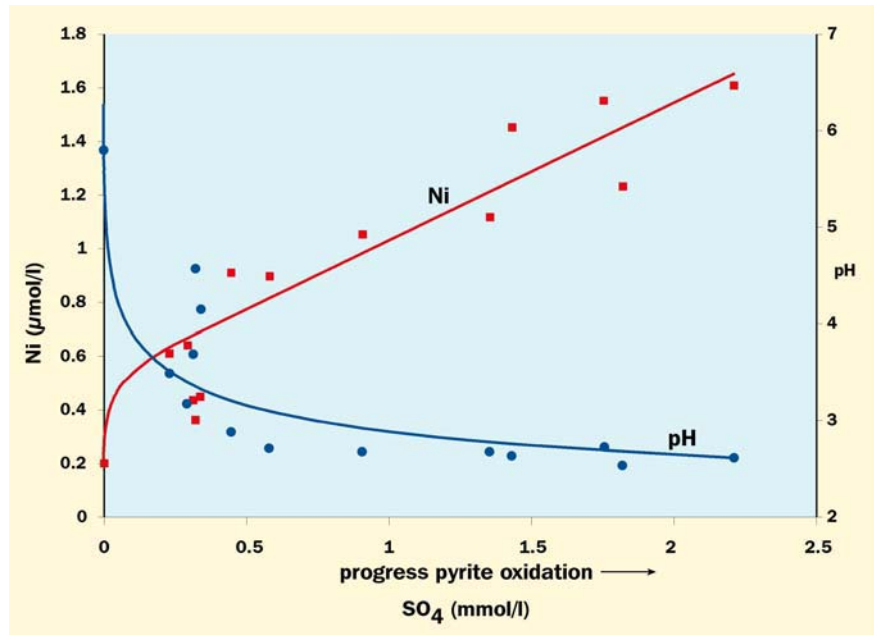


Figuur 3.19: Toenemende concentraties van nikkel (µg/l), arseen en sulfaat (mg/l) in pompput III



Figuur 3.20: Grondwaterkwaliteitsprofiel van waarmemingsput 40 in het waterwingebied Oostrum. Piepkoncentraties van Ni, Co en As werden gevonden onder het nitraat-ijzer redoxfront





Figuur 3.21: Nikkel-mobilisatie bij oxidatie batch experimenten. Na een initiële mobilisatie van Ni van uitwisselplaatsen is een constante nikkel/sulfaat oplossingsratio zichtbaar die wijst op nikkel-mobilisatie vanuit de pyriet zelf

De situatie bij de winning Oostrum toont aan dat het in de diepte oprukken van een vermistingsfront met nitraat kan leiden tot een serie reacties die het vrijkomen van reactieproducten en sporenelementen tot gevolg heeft. Daarbij kunnen drinkwaternormen, streefwaarden en zelfs interventiewaarden eenvoudig worden overschreden.

Bij de winning Oostrum leidt het in de diepte oprukken van het mestfront tot een reeks reacties, waaronder pyrietoxidatie en kationuitwisseling. Bij deze reacties worden o.a. sulfaat, arseen en nikkel gemobiliseerd, die tot kwaliteitsproblemen bij de waterwinning hebben geleid.

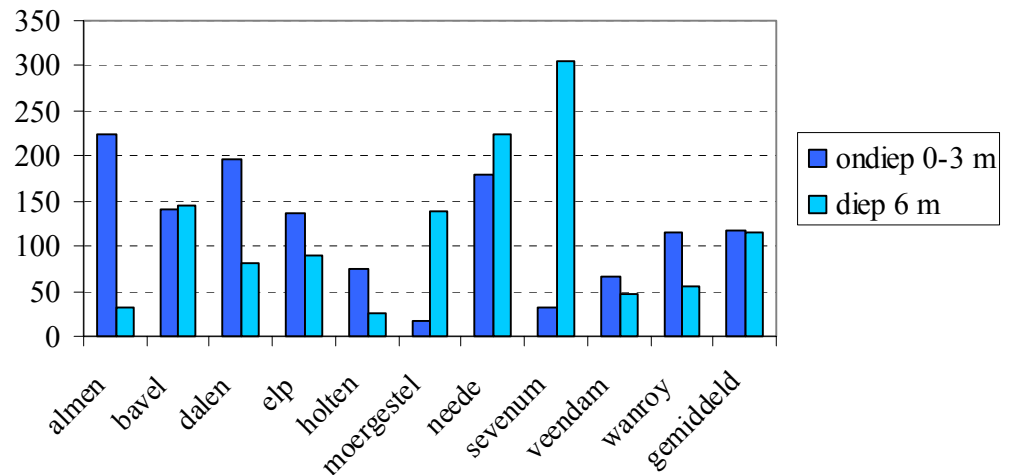
### 3.5.5 Onderzoek melkveebedrijven

bron: Boumans et al. (1989)

In 1987 zijn door RIVM op 10 intensieve melkveebedrijven in het zandgebied op verschillende diepte grondwatermonsters genomen. Deze bedrijven werden door het NMI (thans Nutriënten Management Instituut) begeleid. Het bovenste grondwater werd door middel van open boorgaten bemonsterd. De diepte van bemonstering varieerde van 0-3 m minus maaiveld. In totaal werden op de 10 bedrijven circa 900 boorgaten bemonsterd in de periode maart-mei 1987. Daarnaast werd op 90 locaties het grondwater op een diepte van ca 6 meter minus maaiveld bemonsterd door middel van vaste meetputten. De gevolgde werkwijze is beschreven in Boumans et al (1989).

De meetdichtheid was voor het bovenste grondwater veel groter dan op 6 meter diepte. Daardoor is de ruimtelijke verdeling ook niet geheel vergelijkbaar. De resultaten staan weergegeven in Figuur 3.22.

### melkveebedrijven op zandgrond



Figuur 3.22 Gemiddelde nitraatconcentratie in het grondwater op verschillende diepten onder grasland van melkveebedrijven op zandgrond in 1987 (bron: Boumans et al, 1989)

Gemiddeld genomen waren de concentraties op beide diepten niet verschillend. Per bedrijf was echter sprake van geen verschil (Bavel) tot een duidelijk lagere concentratie op 6 m diepte (Almen, Dalen, Wanroy). Bij de bedrijven te Sevenum en Moergestel is het opvallend dat de concentraties op 6 meter zeer veel hoger waren dan bovenin het profiel. Dit kon niet goed verklaard worden, mogelijk speelde denitrificatie door natte weersomstandigheden hier een rol (zie Boumans et al. 1989).

Een eerder onderzoek uit 1989 op het schaalniveau van 10 agrarische bedrijven toont aan dat het nitraatverloop met de diepte allesbehalve eenduidig is; er komen zowel bedrijven waar de gemiddelde nitraatconcentratie met de diepte stijgt als bedrijven waar de concentratie daalt. In deze studie was de gemiddelde concentratie op 0-3 meter en 6 meter diepte vrijwel gelijk.

#### 3.5.6 Laag Nederland

Bronnen: Meinardi & Van den Eertwegh, 1995, Willems et al. 2002, Schoumans et al. 2002, Griffioen et al. 2002, Bardoel et al. 2003

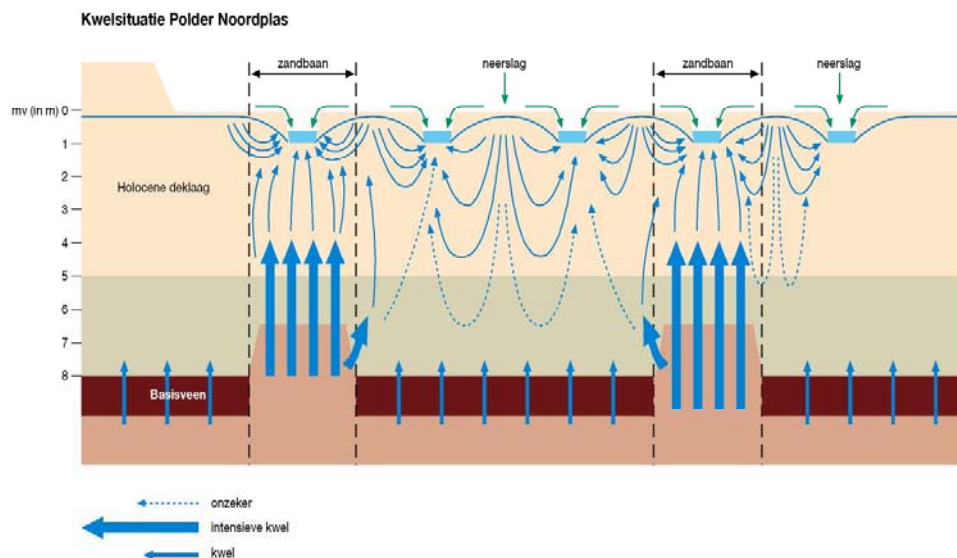
Nitraatuitspoeling in laag-Nederland heeft minder aandacht gekregen dan nitraatuitspoeling in hoog-Nederland. Dit hangt samen met het feit dat de redoxreactiviteit van de deklaag in laag-Nederland in algemene zin veel groter is dan de redoxreactiviteit van de zandgebieden in hoog-Nederland. De infiltratiediepte van nitraat is daarom gering en er is geen sprake van nitraatverontreiniging van het diepere grondwater. Enkele opmerkingen zijn niettemin op zijn plaats als het gaat om de relatie tussen bemesting en

oppervlaktewaterkwaliteit. Hieronder worden enkele constatering gepresenteerd zonder dat naar volledigheid wordt gestreefd. De constatering zijn afkomstig van vier studies:

- Onderzoek naar kwaliteit van drainwater in kleigebieden in Noord- en West-Nederland (Meinardi & Van den Eertwegh, 1995)
- Achtergrondrapport van RIVM bij evaluatie rapport MINAS en Milieu (Willems et al., 2002)
- Modelonderzoek met Stone 2.0 door Alterra (Schoumans et al., 2002)
- Onderzoek door TNO-NITG en anderen naar achtergrondbelasting van oppervlaktewatersysteem door kwel (Griffioen et al., 2002; Bardeel et al., 2003).

Hier zal worden stilgestaan bij de belasting in kleigebieden. Voor veengebieden (incl. het rivierengebied) is de achtergrondbelasting door basisbodemuitspoeling bijzonder hoog, waardoor het moeilijk is om uitspraken te doen omtrent de antropogene belasting met nutriënten. De studie van Alterra geeft aan dat de stikstofbelasting van het oppervlaktewater in laag-Nederland hoog is en van eenzelfde grootte is als die van het oppervlaktewater in intermediaire gebieden in hoog-Nederland. De hoge belasting in laag Nederland wordt hierbij mede, maar niet alleen, veroorzaakt door nutriëntrijke kwel uit de diepere ondergrond.

De RIVM-studie geeft aan dat nitraatconcentraties in het bovenste grondwater onder landbouwbedrijven op kleigrond enkele tientallen milligrammen per liter tot ruim 100 mg/l bedragen. Dit nitraathoudende grondwater kan via drainbuizen en greppels afstromen naar het oppervlaktewatersysteem (Figuur 3.23)



*Figuur 3.23. Stromingscomponenten van grondwater in een diepgelegen kwelpolder met slechtdoorlatend basisveen aan de onderkant van de deklaag, dat deels doorsneden is geweest door wad- of riviergeulen.*

Een eigen inventarisatie van grondwateranalyses in de deklaag geeft aan dat de nitraatconcentratie hooguit enkele milligrammen per liter bedraagt. Dit suggereert in eerste instantie dat nitraat gedenitrificeerd raakt tijdens transport in de reactieve deklaag. Deze bevinding valt zowel af te leiden op basis van Willems et al. (2002) als op de gegevens voor de zeekleigebieden en droogmakerijen, die door Griffioen et al. (2002) gebruikt zijn.

De studie van Willems et al. (2002) geeft aan dat in drainwater in kleigebieden nitraat gemiddeld 75% van totaal-N is. De rest is dus ammonium of organisch

gebonden N. Men is snel geneegen om ammonium in grondwater in kleigebieden toe te schrijven aan de bodemgesteldheid of diepe kwel; de herkomst hangt samen met kwel uit diepere watervoerende pakketten of is het gevolg van mineralisatie van organisch materiaal in de deklaag die vaak parallel plaats vindt met oxidatie van Fe-sulfides. Het laatste leidt tot hoge  $\text{SO}_4$  concentraties, mogelijk hoge Fe-concentraties en, als de grond onvoldoende kalkhoudend is, een lage pH. Echter, een antropogene herkomst van ammonium kan niet altijd uitgesloten worden. De gegevens van Meinardi & Van den Eertwegh (1995) geven aan dat ammonium tot max. 1,5 - 2 mg/l in zoet drainwater met lage  $\text{SO}_4$  concentraties voorkomt. Een evaluatie van analyses van zoet grondwater in de deklaag van zeeleigebieden en droogmakerijen geeft aan dat grondwater dat een hogere  $\text{SO}_4/\text{Cl}$  dan de zeewaterverhouding heeft (ofwel waarschijnlijk jong infiltrerend regenwater), ammoniumconcentraties van 0,1 tot 40 mg N/l bevat (Griffioen et al. 2002). Een antropogene herkomst van ammonium door incomplete nitrificatie valt derhalve niet uit te sluiten. De veronderstelling is dat de kans hierop het grootst is bij bodems met een slechte structuur, die vaker op grasland dan op akkerlanden voorkomen.

De stikstofbelasting van het oppervlaktewatersysteem door landbouwactiviteiten is in laag-Nederland vergelijkbaar aan die in hoog-Nederland en bestaat zeer waarschijnlijk niet alleen uit nitraat maar ook uit ammonium en organisch gebonden N. Nitraat verdwijnt snel met de diepte in de deklaag in laag-Nederland; ammonium komt alom voor in het grondwater in de deklaag. Het onderscheid tussen ammonium afkomstig van landbouwactiviteiten en ammonium uit de ondergrond (kwel en basisbodemuitspoeling) is niet altijd goed te maken in kleigebieden.

### 3.6 Is een ruimtelijke begrenzing van gebieden met nitraatomzetting mogelijk?

De verschillende studies geven aan dat het lot van nitraat niet identiek is in de ondergrond van Nederland. De geologische opbouw lijkt een rol te spelen naast de paleohydrologische ontwikkeling. Griffioen & Broers (1999) hebben een eerste poging gedaan om het lot van nutriënten te koppelen aan de geologische opbouw van Nederland. Meer recentelijk heeft Van Beek (in Willems et al., 2002) de kwetsbaarheid van drinkwaterwinningen voor nitraat gekoppeld aan landschapsgeografische gebieden. Deze studies vormen de basis voor het onderstaande stuk tekst, naast enkele recente studies.

In algemene zin moet de ondergrond als reductor gezien worden en infiltrerend regenwater als de oxidator (Griffioen et al., 2003). De 'oxidatie' van de ondergrond zou in principe dus het verst gevorderd zijn in gebieden die op de geologische tijdschaal al geruime tijd infiltratiegebied zijn. Het gaat daarbij bijvoorbeeld om de hoger gelegen stuwwallen in Nederland (zie ook Van Beek et al. 2001). De oxidatie vond in de prehistorie plaats door in regenwater opgelost zuurstof en eventueel sulfaat (dat in Nederland meestal van mariene herkomst moet zijn geweest). Toch is hieromtrent geen definitieve zekerheid te verschaffen. Infiltrerend regenwater kan slechts weinig zuurstof oplossen en in gebieden met bijv. grasbegroeiing zou ook redox-reactief opgelost organisch materiaal kunnen uitspoelen (DOC). Als DOC met opgelost zuurstof reageert tijdens infiltratie, zou de ondergrond netto gereduceerd blijven. De geoxideerde zone in de stuwwallen is vaak van een aanzienlijke dikte met betrekkelijk diep voorkomen van zuurstofhoudend

grondwater. Dit maakt het plausibel dat ondergrondse natuurlijke oxidatie op de geologische tijdschaal optreedt.

Vast staat wel dat met de uitspoeling van nitraat door het menselijk handelen een versnelde oxidatie van de ondergrond op is getreden. De oxidatiecapaciteit van het infiltrerende grondwater is namelijk sterk verhoogd door de aanwezigheid van nitraat (en extra sulfaat). Eerder is aangegeven dat de intensivering van de landbouw vooral na de Tweede Wereldoorlog plaats heeft gevonden en de versnelde oxidatie is dus van de afgelopen tientallen jaren. Bemesting van oude bouwlanden (essen) in hoog-Nederland vindt echter al eeuwen plaats. Onder deze oude bouwlanden lijkt de geoxideerde zone vaak dikker dan in omliggende gebieden. In Holten bijvoorbeeld is nitraat reeds in 1913 in een concentratie van 35,6 mg/l op 21 m-mv waargenomen (Griffioen et al., 2001). De algemene veronderstelling is daarom dat de oxidatie van de ondergrond op regionale schaal het verst gevorderd is in zogenaamde 'kerninfiltratiegebieden' waarin tijdens het Holoceen geen afzettingen zijn afgezet, zoals de stuwwallen. Op lokale schaal kunnen zich ruimtelijke afwisselingen voordoen door historische landbouwactiviteiten. Naast de paleohydrologische oorzaak valt te verwachten dat de reactiviteit van verschillende geologische afzettingen niet identiek is. In algemene zin is de verwachting dat mariene afzettingen meer reactief zijn dan terrestrische afzettingen. Marien organisch materiaal is bijvoorbeeld biogeochemisch reactiever dan terrestrisch materiaal, omdat het geen moeilijk afbreekbare lignine-componenten bevat. Daarnaast verwacht men dat fijne, kleiïge afzettingen reactiever zijn dan grove, zandige afzettingen. Van Helvoort (2003) heeft dit algemene verband ook gevonden voor Holocene rivierafzettingen, maar er is buiten dit onderzoek weinig onderzoek gedaan met betrekking tot dit onderwerp.

Bij het ruimtelijk begrenzen van gebieden met nitraatomzetting is het verstandig om Nederland in eerste instantie op te delen in drie geologische gebieden: 1. laag Nederland waar de Formatie van Westland aan het oppervlak ligt, 2. Holoceen-fluviatiel Nederland, waar de Formatie van Betuwe aan het oppervlak ligt en 3. de rest van Nederland met Pleistocene of oudere afzettingen aan het oppervlak, ofwel hoog Nederland. In algemene zin bestaat weinig ruimtelijk inzicht in het voorkomen van sideriet en hiermee geassocieerd het optreden van siderietoxidatie.

In laag Nederland ligt buiten de duinen een deklaag die voor een groot deel is opgebouwd uit mariene kleiafzettingen en veen. De situatie voor droogmakerijen en zeekleigebieden is hiervoor reeds besproken: de infiltratiediepte van nitraat is gering en door incomplete nitrificatie speelt ammonium een belangrijke rol in de belasting naast of in plaats van nitraat. Voor de veengebieden geldt de situatie nog sterker dat de infiltratiediepte van nitraat beperkt zal zijn door de grote redoxreactiviteit van veen. Natuurlijk, eutroof grondwater komt hier voor door basisbodemuitspoeling, waarbij de drooglegging en het type veen van betekenis zijn (Hendriks, 1993; Griffioen et al., 2002).

In het rivierengebied zijn drie herkomsten mogelijk voor het ondiepe grondwater: 1. inzijging van regenwater in de bovendelen van de vrij afwaterende poldergebieden, 2. oeverinfiltratie van de grote rivieren Maas, Lek en Waal, en 3. kwel van de supraregionale hydrologische systemen vanaf bijvoorbeeld de Veluwe. In het kader van deze studie hoeft alleen bij het eerste type water stilgestaan te worden. Het onderzoek van Van Helvoort (2003) geeft aan dat de sedimentgeochemische reactiviteit divers is en samenhangt met het type afzetting. Infiltratie van nitraat vindt plaats in de zandige rivierduinen, crevasse/oeverwal- en stroomrugafzettingen, die een geringere redoxreactiviteit hebben dan de komkleien,

leemafzettingen en venen. In deze grovere afzettingen is vaak ook sprake van diepere grondwaterstanden, waardoor ook de denitrificatie in de onverzadigde zone minder is. Op regionale schaal is de redoxreactiviteit groot, maar op lokale schaal kan nitraatdoorslag optreden door een aaneenschakeling van weinig reactieve afzettingen langs een stroombaan.

In hoog Nederland hebben we vooral te maken met freatische aquifers. Aan het oppervlak liggen veelal dekzanden, die bestaan uit geremanieerd materiaal dat soms van lokale oorsprong is. Het weerspiegelt dan de geologische samenstelling van het moedermateriaal. Verschillende onderzoeken geven aan dat binnen hoog Nederland geografisch onderscheid gemaakt moet worden ten aanzien van het nitraatverloop met de diepte. Grove, fluviatiele afzettingen vertonen een geringe reactiviteit en zijn zeer kwetsbaar voor nitraatdoorslag. Deze afzettingen komen in het noordoosten van de Peelhorst direct onder een dun pakket dekzand voor en in de rest van de Peel onder de niet al te dikke Nuenen Formatie. Dergelijke grove afzettingen vinden we ook op de uitlopers van het Vlaamse Kempisch plateau, aan de zuidwestelijke flank van de Centrale Slenk. De stuwwallen buiten die van Twente hebben voor een niet onaanzienlijk deel ook grove afzettingen aan het oppervlak. De kwetsbaarheid van de Peelhorst en de stuwwallen voor nitraatdoorslag is groot. In het grondwater komt hier niet alleen nitraat voor, maar ook zuurstof. Dit onderstreept de geringe redoxreactiviteit van de ondiepe afzettingen.

Op iets grotere diepte komen op diverse plaatsen in Nederland op regionale schaal grove, fluviatiele afzettingen voor. Van deze afzettingen is niet altijd duidelijk of ze pyriet bevatten. Zo komen zeer hoge pyrietgehalten voor in grove, van oorsprong fluviatiele afzettingen in Noord-Limburg (Venlo Zanden). Een mogelijke verklaring voor de pyrietvorming is gelegen in de nabijheid van de kustzone ten tijde van afzetting van deze zanden. Zout en brak water intrusie in zulke kustnabije fluviatiele aquifers kan het benodigde sulfaat toevoeren voor de vorming van pyriet<sup>4</sup>. Door de grote hoeveelheden beschikbaar pyriet op de Peelhorst en in de Venlo Slenk, lijkt pyrietoxidatie in oostelijk Noord-Brabant en noordelijk Noord-Limburg meer voor te komen dan degradatie van SOM (Van Beek et al. 1989, Broers *et al.*, 1994).

Het Drents plateau kenmerkt zich bovenal door keileemafzettingen en (voormalig) hoogveen. Het vroegere hoogveen zal het gebied behoed hebben voor het verdwijnen van de reactiviteit: de grondwaterstromingssnelheid naar de diepte zal gering geweest zijn waardoor ook de indringingssnelheid van reactiefronten gering is geweest. De redoxreactiviteit op de infiltratiegebieden van het Drents plateau kan niet al te groot zijn, want er doen zich hier ook problemen met nitraat voor (Broers, 1996; Griffioen *et al.*, 1997, Broers 2002). Pyriet komt weinig voor door de afwezigheid van mariene invloed; oxidatie van SOM is bepalend voor het lot van nitraat.

In de Gelderse Vallei en de Achterhoek komen ondiep mariene afzettingen voor zoals de Eem Formatie en de Formatie van Scheemda: de eerste komt in de gehele Gelderse vallei voor en ook in het IJsseldal; de tweede komt in de Achterhoek nabij het oppervlak. De ondiepe ondergrond vertoont in deze twee gebieden ook veel redoxreactiviteit: het ondiep voorkomen van Fe-anoxisch grondwater duidt op reductie van in grondwater opgelost nitraat en zuurstof (Griffioen *et al.*, 1997). Degradatie van SOM lijkt hier de verspreiding van nitraat te controleren. In West-

---

<sup>4</sup> . Overigens voeren Van Beek et al. (2001) aan dat ook lage sulfaatgehalten in regenwater op de geologische tijdschaal voor het ontstaan van pyriet in de ondergrond verantwoordelijk zouden kunnen zijn. Wij menen dat hoge pyrietgehalten toch vooral aan mariene en peri-mariene afzettingssomstandigheden gerelateerd zijn.

Brabant liggen vroeg-Pleistocene wadafzettingen aan of nabij het oppervlak. De reactiviteit is aanzienlijk en pyrietoxidatie speelt hier een grotere rol dan SOM-degradatie.

Speciale aandacht verdient Zuid-Limburg met de lössgronden. Het gedrag van nitraat in de onverzadigde zone verdient speciale aandacht ten opzichte van de situatie in zandgronden (Van der Aa et al., 2002). De redoxreactiviteit van löss is betrekkelijke gering getuige de doorslag van nitraat bij bronnen aan de voet van de plateaus en meerdere drinkwaterwinningen in het zuiden van Limburg. Voor de plateaus in het gebied dient onderscheid gemaakt te worden in de aan- of afwezigheid van Tertiaire kleiafzettingen tussen de lössafzettingen en de kalksteenaquifers. De laatste hebben een geringe of geen redoxreactiviteit, terwijl er in de kleiafzettingen wel denitrificatie optreedt (Van der Aa et al., 2002).

Het lot van nitraat in de Nederlandse ondergrond verschilt regionaal sterk. Dit hangt samen met verschillen in de redoxreactiviteit voor de afzettingen die binnen enkele tientallen meters beneden maaiveld liggen. Hoewel er een scala van goed onderzocht locaties bestaat, ontbreekt systematische kennis over de reactiviteit op regionale schaal. Wel kunnen in grote lijnen gebieden worden aangegeven waar denitrificatie meer en minder voor de hand ligt. Binnen deze gebieden zullen zich op lokale schaal echter grote verschillen voordoen in infiltratiedieptes van nitraat door verschillen in historische belasting, paleohydrologische ontwikkeling en leeftijdsopbouw van het grondwater.

## 4 Voor- en nadelen van een grotere toetsdiepte

### 4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de voor- en nadelen van een grotere toetsdiepte op een rij gezet. Bij de beoordeling is ervan uitgegaan dat eventuele aanpassing van de toetsdiepte alleen relevant en verantwoord voor gebieden waar het grondwater geen directe relatie heeft met het oppervlaktewater, zoals beargumenteerd in hoofdstuk 2. In de volgende twee paragrafen worden beoordelingscriteria geformuleerd en geëvalueerd voor toetsdiepten en evaluatiediepten. Vervolgens wordt in paragraaf 4.4 nagegaan wat er nodig is om tot een grotere toetsdiepte voor specifieke gebieden over te gaan, mocht daartoe beleidsmatig worden besloten.

- Toetsdiepte: de diepte die bepalend is voor de onderbouwing en toetsing van de mestnorm
- Evaluatiediepte: elke diepte waarop wordt beoordeeld of aan de doelstelling voor nitraat in grondwater wordt voldaan

### 4.2 Beoordelingsaspecten voor toetsdiepten en evaluatiediepten

Voor de beoordeling van toetsdiepten ten behoeve van de normstelling voor mestgebruik worden de volgende criteria relevant gevonden:

1. bestaat er een eenduidige relatie tussen de gemeten concentraties op een bepaalde diepte met het N-gebruik of N-overschot op een bedrijf of in een gebied?
2. is een snelle terugkoppeling mogelijk tussen het verzamelen van meetgegevens en het evalueren van de mestgift; met andere woorden kan de normstelling tijdig worden bijgestuurd wanneer dit nodig blijkt?
3. is de toetsdiepte consistent met eerder geformuleerde beleidsuitgangspunten?
4. is bijstelling van de toetsdiepte op een of andere wijze gunstig voor de landbouw; bijvoorbeeld omdat er een minder strenge mestnorm uit voort vloeit?

Voor de beoordeling van evaluatiediepten ten behoeve van beleidsevaluaties worden de volgende criteria relevant gevonden:

1. kunnen de gemeten concentraties eenduidig aan een bepaald type landgebruik worden toegeschreven (m.a.w. is de herkomst van het water goed bekend?)
2. kunnen de gemeten concentraties eenduidig aan een bepaalde infiltratieperiode worden toegeschreven?
3. Kunnen de lange termijn effecten van agrarische activiteiten op het diepere grondwater voldoende in beeld worden gebracht?
4. Kan de toestand van de grondwaterkwaliteit goed worden gekwantificeerd ten behoeve van landelijke en EU rapportages? Hierbij is onder andere van belang hoe groot de ruimtelijke variabiliteit van de meetgegevens is.
5. Kunnen trends in de grondwater goed worden gekwantificeerd ten behoeve van landelijke rapportages en EU rapportages ten behoeve van de



Kaderrichtlijn Water en de Nitraatrichtlijn? Hierbij is onder andere van belang hoe groot de temporele variabiliteit van de meetgegevens is.

6. Kan een kwaliteitsverbetering tengevolge van succesvol beleid snel worden gedetecteerd en gerapporteerd naar EU en landelijke politiek?

### 4.3 Toepassing van beoordelingscriteria

#### 4.3.1 Inleiding

Bij de toepassing van de beoordelingscriteria is er om pragmatische redenen voor gekozen om aan te sluiten op de in Nederland gehanteerde monitoringsdiepten, zoals beschreven in hoofdstuk 2. In een ideaal geval zou deze toetsdiepte vrij kunnen worden gekozen omdat op elke diepte gegevens ruimschoots beschikbaar zijn. In de praktijk is monitoring een kostbare zaak omdat langjarige reeksen van nitraatconcentraties moeten worden verzameld, waarvoor een aanzienlijke bemonstering- en analyse-inspanning moet worden verricht. Het is daarom verstandig om bij de toetsing aan te sluiten bij de reeds in Nederland bestaande meetdiepten, tenzij er dringende redenen zijn om voor de nitraatrichtlijn alsnog een andere meetdiepte te kiezen. Een keuze voor een andere meetdiepte impliceert dan echter behalve de jaarlijkse exploitatiekosten ook een nieuwe eenmalige kostenpost voor de ontwerpstudie en de installatie van nieuwe (permanente) meetfilters.

#### 4.3.2 Monitoring voor onderbouwing mestnormen

In tabel 4.1 is een beoordeling gegeven van de effecten van dieper toetsen voor de afleiding van mestnormen.

*Tabel 4.1: Beoordelingsaspecten van toetsdiepte trajecten en waardering voor monitoring ter onderbouwing van mestnormen (++ = groot; + = matig groot; 0 = neutraal; - = gering; - - = zeer gering). Geldig voor gebieden waar het grondwater geen directe relatie met het oppervlaktewater heeft, hetgeen voor een groot deel overeenkomt met de hogere uitspoelingsgevoelige zandgronden.*

Beoordelingsaspecten	Huidige toetsdiepte	Grotere toetsdiepte	
	1-5 m (bovenste meter)	5-15 m	15-30 m
relatie met mestgebruik eenduidig	+	+/-	- -
Tijdig bijsturen; snelle terugkoppeling	+	- -	- - -
Consistentie met eerder geformuleerde beleidsuitgangspunten	++	- -	- -
Gunstig voor landbouw	0	+	++

Uit de tabel blijkt dat dieper toetsen goed scoort voor het aspect ‘gunstig voor de landbouw’ maar slecht voor de andere aspecten. Met toenemende diepte worden deze tendensen versterkt. Zoals in de tabel samengevat is het niet goed mogelijk om mestnormen te relateren aan de kwaliteit van diepere grondwater. Belangrijkste knelpunt is dat de grondwaterkwaliteit op grotere diepte een weerslag (resultante) is van het mestgebruik in het verleden. Ruwweg op 10 meter diepte is het grondwater 10-15 jaar daarvoor uitgespoeld (“gevormd”) met kenmerkende bodembelasting uit die periode. Bij vergroten van de toetsdiepten naar 10 meter diepte kan van een snelle terugkoppeling dan ook geen sprake meer zijn en is tijdig bijsturen van mestnormen niet mogelijk.

### 4.3.3 Evaluerende monitoring

Voor de evaluerende monitoring leidt toepassing van de beoordelingscriteria tot het overzicht van tabel 4.2.

Tabel 4.2: Beoordelingsaspecten van evaluatiediepten waardering (indicatief!) voor monitoring t.b.v. evaluatie. (++ = groot; + = matig groot; 0 = neutraal; - = gering; - - = zeer gering). Geldig voor gebieden waar het grondwater geen directe relatie met het oppervlaktewater heeft, hetgeen voor een groot deel overeenkomt met de hogere uitspoelingsgevoelige zandgronden.

Beoordelingsaspecten	Huidige toetsdiepte	Grotere toetsdiepte	
	1-5 m (bovenste meter)	5-15 m	15-30 m
Herkomst water eenduidig	++	+	+/-
Infiltratieperiode eenduidig	++	+ <sup>1</sup>	+/-
Lange termijn effecten in beeld	+/-	+	+
Gemiddelde toestand goed gekwantificeerd	+ <sup>2,3</sup>	+ <sup>3</sup>	+ <sup>3</sup>
Trends goed gekwantificeerd	+ <sup>2,3</sup>	+ <sup>2,3</sup>	+/- <sup>2,3</sup>
Snelle detectie kwaliteitsverbetering	+	+/-	-

<sup>1)</sup> bij gebruik geschikte tracers voor de leeftijd van het grondwater en rekening houdend met variaties in de leeftijd van het grondwater

<sup>2)</sup> mits voldoende meetjaren beschikbaar en geschikte meetfrequentie

<sup>3)</sup> mits voldoende aantal meetpunten/bedrijven

Uit de tabel blijkt dat zowel monitoring van het bovenste grondwater als monitoring op 5-15 m diepte positief worden beoordeeld op vrijwel alle criteria. Een combinatie van de gebruikte evaluatiediepten levert daarbij de meeste informatie. Metingen op grotere diepte helpen om de lange termijn effecten op de diepere grondwaterkwaliteit goed in beeld te brengen. Metingen in het bovenste grondwater helpen om een kwaliteitsverbetering ten gevolge van succesvol beleid snel te detecteren. Het aantonen van de ingezette daling van de nitraatconcentraties op basis van deze gegevens van het bovenste grondwater is daarbij ook voor de landbouwsector een winstpunt.

Uit de tabel kan worden opgemaakt dat zou kunnen worden volstaan met een monitoring van het grondwater op 10 en 25 m diepte in gebieden waar er geen directe relatie is met het oppervlaktewater. Op die manier kan de monitoring dienen om bedreiging van diepere grondwatervoorraden en regionale oppervlaktewateren te signaleren en kwantificeren, onder andere met het oog op de drinkwatervoorziening. Het is dan zeer aan te bevelen om:

1. behalve nitraatconcentraties ook de neveneffecten van bemesting in beeld te brengen (sulfaat, hardheid, metalen, arseen)
2. de leeftijdsopbouw van het grondwater bij de interpretatie te betrekken
3. in globale zin na te gaan of de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond ook op langere termijn voldoende is om de bescherming te realiseren

Metingen in het bovenste grondwater blijven echter ook in deze gebieden uitermate zinvol, al was het maar omdat de ingezette daling van nitraatconcentraties hier in principe het eerst is vast te stellen.

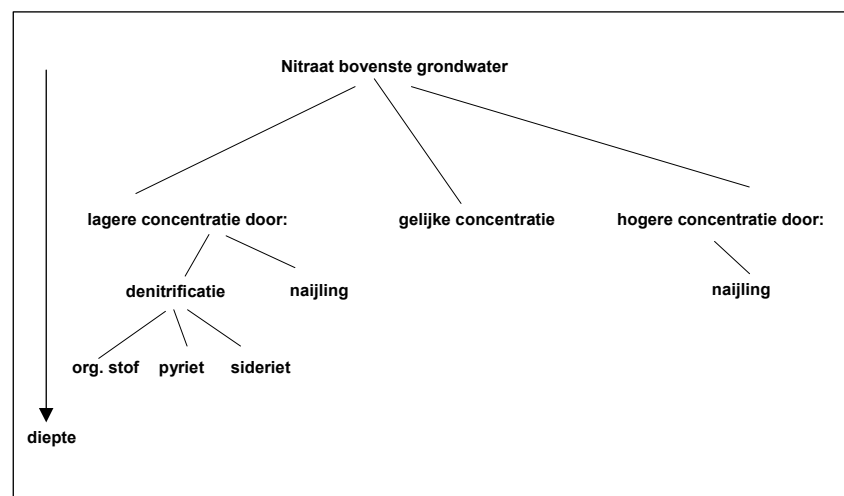
#### 4.4 Wat is er nodig indien tot een grotere toetsdiepte wordt besloten?

##### 4.4.1 Inleiding

In deze studie is de centrale vraag of het mogelijk is om een grotere toetsdiepte toe te passen bij het vaststellen van mestnormen voor specifieke gebieden. Beleidsmatig gaat het dan met name om een nadere differentiatie binnen de uitspoelingsgevoelige gronden. Indien, zoals tot op heden in het Nederlandse beleid verwoord, wordt vastgehouden aan een snelle terugkoppeling tussen meetgegevens en vaststelling van mestnormen, is dit geen optie (zie paragraaf 4.3). Indien deze terugkoppeling achterwege zou worden gelaten, zou voor gebieden zonder directe relatie met het oppervlaktewater een aanpak kunnen worden overwogen waarbij met voldoende zekerheid moeten wordt aangetoond dat:

- (1) denitrificatie tussen het bovenste grondwater en de nieuwe toetsdiepte daadwerkelijk optreedt;
- (2) dat dit geen schadelijke neven-effecten oplevert;
- (3) dat de denitrificatiecapaciteit van de diepere ondergrond ook op lange termijn voldoende is om de doelstelling van maximaal 50 mg/l nitraat te realiseren op de nieuwe toetsdiepte. Van belang is of de denitrificatiecapaciteit, in casu de beschikbare hoeveelheid reactieve organische stof, pyriet of sideriet, niet binnen een relevante tijd opraakt. Daarbij dient wel te worden opgemerkt dat denitrificatie in de ondergrond niet werkelijk duurzaam is omdat de benodigde energiebron wordt opgebruikt en niet meer wordt aangevuld (van der Aa et al. 2003a,b).

Uit de anekdotische voorbeelden van hoofdstuk 3 blijkt dat afnemende nitraatconcentraties met de diepte kunnen niet zonder meer aan denitrificatie worden toegeschreven. Om denitrificatie te kunnen aantonen is het nodig om ofwel informatie te hebben over de leeftijdsopbouw van het grondwater, de historische belasting en diepteprofielen van andere chemische indicatoren, dan wel om punt-specifieke denitrificatiemetingen uit te voeren. Op basis van de voorbeelden uit hoofdstuk 3 kan een vereenvoudigde beslisboom worden opgesteld als weergegeven in Figuur 4.1.



Figuur 4.1 Vereenvoudigde beslisboom

In grote lijnen kunnen zich de volgende omstandigheden voordoen:

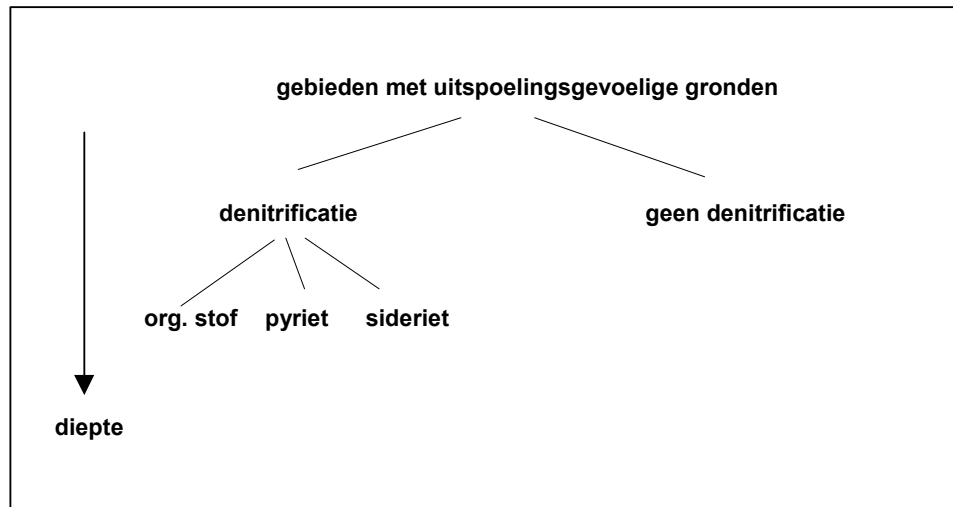
- a. Nitraatconcentraties zijn in het bovenste en diepere grondwater op vergelijkbaar niveau; de mestbelasting is in de tijd niet wezenlijk veranderd en blijktbaar treedt er geen omzetting van betekenis op.
- b. Nitraatconcentratie zijn in het diepere grondwater lager dan in bovenste grondwater. Hiervoor zijn in principe 3 verklaringen mogelijk:
  - De mestbelasting is in de tijd niet wezenlijk veranderd en het nitraathoudende relatief jonge grondwater is nog niet op de grotere diepte gearriveerd (hier najling genoemd)
  - De mestbelasting is niet wezenlijk veranderd en het nitraat in het infiltrerende water wordt tijdens het transport door de bodem omgezet (denitrificatie) onder invloed van organische stof, sideriet of pyriet in de bodem
  - de mestbelasting is in de tijd toegenomen waardoor in het jongste bovenste grondwater de hoogste concentraties worden gemeten.
- c. Nitraatconcentratie zijn in het diepere grondwater hoger dan in bovenste grondwater; de mestbelasting is in de tijd afgenomen en blijktbaar treedt er geen omzetting van betekenis op (zie bijvoorbeeld paragraaf 3.5.5).

Uit het schema blijkt dat bij vergroten van de toetsdiepte zowel hogere als lagere nitraatconcentraties kunnen worden gemeten. Zeker in gebieden waar zich geen denitrificatie voordoet is het op de iets langere termijn te verwachten dat tengevolge van het mestbeleid de hoogste concentraties juist op grotere diepte voor zullen komen. Op termijn kan vergroten van de toetsdiepte dus nadelig uitpakken voor de landbouw.

Op dit moment is echter nog vaak sprake van een afname van concentraties met de diepte tengevolge van een combinatie van genoemde oorzaken namelijk najling en denitrificatie. Gegeven de discussie uit hoofdstuk 2 van dit rapport zou met name voor de uitspoelingsgevoelige gronden moeten worden beoordeeld of er met een voldoende mate van zekerheid en betrouwbaarheid gebieden zijn te begrenzen waar denitrificatie wel of niet optreedt. Voor gebieden met denitrificatie is het vervolgens van belang om na te gaan of dit gebeurt met pyriet, sideriet of organische stof als reductant (zie Figuur 4.2). Indien wordt aangetoond dat organisch materiaal de reductant is, mag worden verwacht dat er geen nadelige neveneffecten optreden (zie hoofdstuk 3).

Tenslotte zou moeten worden vastgesteld of denitrificatie met organische stof duurzaam optreedt. Daartoe dient te worden bepaald of de hoeveelheid reactieve organische stof niet binnen een nader vast te stellen periode opraakt, waardoor uiteindelijk alsnog nitraatconcentraties boven de EU norm in het grondwater zouden voorkomen.

Indien genoemde drie aspecten worden aangetoond dan zou voor het gebied een afwijkende mestnorm kunnen worden vastgesteld. In de praktijk zouden voor dit type uitspoelingsgevoelige gronden dan bijvoorbeeld de mestnormen voor niet-uitspoelingsgevoelige gronden kunnen worden toegestaan.



Figuur 4.2: Schematisch overzicht analyse voor de uitspoelingsgevoelige gronden

#### 4.4.2 Zijn gebieden met uitspoelingsgevoelige gronden te identificeren waar sprake is van denitrificatie en geen directe relatie met het oppervlaktewater?

Uit hoofdstuk 3 blijkt dat het op het schaalniveau van meetlocaties mogelijk is om denitrificatie aan te tonen en te kwantificeren. Echter op regionale of subregionale schaal is dit nog niet het geval. Om gebieden waar denitrificatie optreedt ruimtelijk te kunnen afbakenen is een relatief grote karter- en meetinspanning noodzakelijk. Daarbij zou met voldoende zekerheid moeten worden aangetoond dat denitrificatie in het betreffende gebied een relevant proces is, geen nadelige effecten heeft en duurzaam optreedt. Hiervoor is een hydro(geo)chemische kartering noodzakelijk. Er zijn de afgelopen jaren technieken en methoden ontwikkeld om een dergelijke kartering uit te voeren (bijvoorbeeld ; Nipshagen et al. 1995, Moncaster et al. 2000, Hartog 2002, Addy et al. 2002, Hartog et al. 2004, Broers et al. 2003a).

Bij zo'n kartering dient onderscheid gemaakt te worden in de denitrificatie-intensiteit en de denitrificatie-capaciteit. De intensiteit heeft betrekking op het type reductant dat actief is en de snelheid waarmee denitrificatie optreedt ten opzichte van de transportsnelheid van het water. Bij de capaciteit gaat het om de beschikbare hoeveelheid reductant die daadwerkelijk kan worden aangesproken voor denitrificatie. De denitrificatie-intensiteit kan ten dele worden afgeleid uit metingen aan de grondwaterkwaliteit zelf, de denitrificatiecapaciteit zal moeten worden vastgesteld aan sedimentmonsters. De meest effectieve aanpak bestaat ons inziens derhalve uit een combinatie van metingen van grondwater en sediment binnen de aangewezen onderzoeksgebieden. Het is van belang om vast te stellen wat de ruimtelijke variabiliteit is van de denitrificatiecapaciteit en -intensiteit.

Een dergelijke kartering kan, gezien de gevoerde discussie, beperkt blijven tot de aangewezen uitspoelingsgevoelige gronden. Een karteerschaal van 1:100.000 is daarbij haalbaar bij een doorlooptijd van circa 3 á 4 jaar. Voor de uitspoelingsgevoelige gronden dient daarnaast te worden uitgezocht in hoeverre er een directe relatie met de oppervlaktewaterkwaliteit bestaat. Als criterium voor 'geen directe relatie' kan een minimale verblijftijd in de grondwaterverzadigde zone van 30 jaar worden gehanteerd (voor een nadere uitwerking, zie Griffioen et al. 2003a). Het gaat dan vooral om infiltratiegebieden waar het grondwater via diepe

stroombanen het regionale oppervlaktewater voedt. Het grondwater uit die gebieden draagt niet op korte termijn bij aan de kwaliteit van het oppervlaktewater.

#### 4.4.3 *Methodiekontwikkeling toetsing*

Het is aan te bevelen om voorafgaand aan de feitelijke monitoringsinspanning een methodiek voor de toetsing op te stellen voor de afgebakende uitspoelingsgevoelige gronden die voldoen aan de gestelde voorwaarden. Daarbij zouden de volgende aspecten aan de orde moeten komen:

1. vaststelling definitieve toetsdiepte, mede op basis van de resultaten van de kartering
2. vaststelling criteria voor toetsing. Naar verwachting is ook binnen de afgebakende gebieden nog sprake van ruimtelijke variaties in de denitrificatiecapaciteit. Bij de toetsing kan hier rekening mee worden gehouden door bijvoorbeeld uit te gaan van een vast te stellen percentage gebied waaronder overschrijding van de nitraatnorm nog acceptabel wordt gevonden.
3. vereiste aanpassingen aan de monitoring. Als voor specifieke gebieden een andere toetsdiepte gaat gelden, zal ook de monitoring hierop moeten worden aangepast. Op dit moment worden voor het bovenste grondwater steekproeven genomen uit bepaalde bedrijfstype. In de nieuwe opzet zouden steekproeven uit de afgebakende gebieden nodig zijn. Naar verwachting is de huidige meetnetdichtheid van de landelijke en provinciale meetnetten voor de grondwaterkwaliteit daarvoor ontoereikend.

## 5 Discussie en conclusies

### 5.1 Definities en achtergrond van de vraagstelling

Nitraat in grondwater wordt in Nederland op verschillende diepten gemeten en getoetst aan normen. In het huidige Nederlandse beleid wordt wat betreft de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat in grondwater uitgegaan van de maximumwaarde van 50 mg/l in de bovenste meter van het grondwater. Achtergrond van de maximumwaarde is de drinkwaternorm. Motief om deze norm ook voor de milieukwaliteit toe te passen, c.q. de bovenste meter grondwater, is de invulling van het voorzorgbeginsel. Voor het mestbeleid is daarom de toetsing van de samenstelling van het bovenste grondwater aan de norm voor nitraat maatgevend; deze toetsing wordt namelijk gebruikt om na te gaan of de mestnormen voldoende zijn om de doelstelling van 50 mg/l nitraat overal in het grondwater te realiseren. Feitelijk worden de concentraties in het bovenste grondwater dus gebruikt om de mestnormen zelf te onderbouwen en te toetsen. Een belangrijk aanvullend motief voor de keuze voor het bovenste grondwater is dat de mestnormen ook zijn gerelateerd (zij het nog zwak) aan de kwaliteitsdoelstellingen van het oppervlaktewater. Juist het bovenste grondwater heeft grote invloed op de oppervlaktewaterkwaliteit via ondiepe stroombanen met korte verblijftijd. Dit laat onverlet dat er ook op andere niveaus kan en moet worden gemeten o.a. in kader van Europese richtlijnen (Nitraatrichtlijn en Kader Richtlijn Water). Het begrip toetsdiepte kan dus op twee manieren worden geïnterpreteerd:

1. de diepte die voor afleiding van mestnormen<sup>5</sup> maatgevend wordt geacht;
2. elke diepte op basis waarvan geëvalueerd wordt of aan de doelstelling voor nitraat in grondwater wordt voldaan.

Om mogelijke verwarring te voorkomen is in dit rapport de toetsdiepte gedefinieerd als de maatgevende diepte die bepalend is voor de afleiding van mestnormen (functie 1; onderbouwen en toetsen *van* de mestnorm). Alle andere meetdiepten zijn in dit rapport samengenomen in de bredere term evaluatie diepten (functie 2: toetsen *aan* de norm voor nitraatconcentraties in grondwater).

Bekend is dat op veel plaatsen de nitraatconcentratie met de diepte afneemt. Daarom is in dit rapport onderzocht of de toetsdiepte van nitraat zou kunnen worden vergroot. Een grotere toetsdiepte heeft voordelen voor de landbouw: er zouden minder strenge mestnormen worden opgelegd in specifieke gebieden waar denitrificatie optreedt zonder dat daarbij nadelige milieueffecten optreden.

Het is zinvol onderscheid te maken in:

- Toetsdiepte: de diepte die bepalend is voor de onderbouwing en toetsing van de mestnorm
- Evaluatiediepte: diepte waarop wordt beoordeeld of aan de doelstelling voor nitraat in grondwater wordt voldaan

<sup>5</sup> onder mestnorm wordt hier verstaan de verliesnorm of de gebruiksnorm

## 5.2 Wat is er bekend over denitrificatie in Nederland?

Het wel of niet optreden van denitrificatie is afhankelijk van de *reactiviteit* van de doorstroomde sedimenten. Deze reactiviteit hangt samen met de aanwezigheid en de beschikbaarheid van reductoren zoals organisch materiaal, sulfiden en sideriet. Denitrificatie met organisch materiaal leidt tot een afname van de nitraatconcentratie zonder wezenlijke nadelige gevolgen voor de concentraties van andere milieubelastende stoffen. Bij denitrificatie met sulfiden treden milieubelastende neveneffecten op in de vorm van een toename van de concentraties van sulfaat en mogelijk toename van de concentraties van ijzer en sporenelementen zoals arseen, nikkel, kobalt en zink. De totale hoeveelheid van sedimentair organisch materiaal, sulfides en andere reductoren is geen goede maat voor de hoeveelheid denitrificatie die in de ondergrond kan optreden. De totaalgehalten geven alleen een maximale schatting. De werkelijke denitrificatiecapaciteit is alleen met specifieke methodes vast te stellen.

Dat nitraatconcentraties op veel plaatsen met de diepte afnemen is toe te schrijven aan (een combinatie van) de volgende aspecten:

1. de leeftijd van het grondwater neemt in het algemeen toe met de diepte; grondwater op 10 meter diepte is in infiltratiegebieden in het algemeen 10-15 jaar geleden geïnfilteerd
2. de uitspoeling van meststoffen vertoont tussen 1950 en circa 1990 grosso modo een opgaande lijn; dieper en ouder grondwater heeft daardoor dikwijls nog lagere concentraties nitraat
3. er treedt vanaf een zekere diepte in de verzadigde zone denitrificatie op door de aanwezigheid van organisch materiaal, sulfiden en/of sideriet.

Afnemende nitraatconcentraties met de diepte kunnen dus niet zonder meer aan denitrificatie worden toegeschreven. De interpretatie van nitraat-diepteprofielen moet daarom met voorzichtigheid gebeuren, en in ieder geval gebaseerd zijn op een betrouwbaar beeld van de leeftijdsopbouw op de betreffende locatie in de aquifer, de historische belasting en een idee over de optredende geochemische processen. Met name de datering van de leeftijd van het grondwater blijkt met grote onzekerheid gepaard te gaan. Om denitrificatie te kunnen identificeren is het aan te bevelen ook diepteprofielen van andere chemische indicatoren te interpreteren, zoals oxidatievermogen, sulfaat, ijzer en som kationen.

Het lot van nitraat in de Nederlandse ondergrond verschilt regionaal sterk. Dit hangt samen met verschillen in de redoxreactiviteit voor de afzettingen die binnen enkele tientallen meters beneden maaiveld liggen. Hoewel er een breed scala van goed onderzochte locaties bestaat, ontbreekt systematische kennis over de reactiviteit op regionale schaal. Wel kunnen in grote lijnen gebieden worden aangegeven waar denitrificatie meer en minder voor de hand ligt. Binnen deze gebieden zullen zich op lokale schaal echter grote verschillen voordoen in infiltratiedieptes van nitraat, door verschillen in historische belasting en ruimtelijke variaties in sedimentreactiviteit en leeftijdsopbouw van het grondwater. Uit de voorbeeldlocaties blijkt dat er zowel gebieden zijn waar geen of nauwelijks denitrificatie optreedt, er gebieden zijn met uitsluitend denitrificatie met organisch materiaal zonder schadelijke neveneffecten als ook gebieden met denitrificatie met pyriet, inclusief schadelijke neveneffecten van stoffen als sulfaat, arseen en zware metalen.



Afnemende nitraatconcentraties met de diepte kunnen niet zonder meer aan denitrificatie worden toegeschreven. Om het effect van denitrificatie te kunnen aantonen is het nodig om informatie te hebben over de leeftijdsopbouw van het grondwater, de historische belasting en diepteprofielen van andere chemische indicatoren.

Het lot van nitraat in de Nederlandse ondergrond verschilt regionaal sterk. Dit hangt samen met verschillen in de redoxreactiviteit voor de afzettingen die binnen enkele tientallen meters beneden maaiveld liggen. Hoewel er een scala van goed onderzochte locaties bestaat, ontbreekt momenteel systematische kennis over de reactiviteit op regionale schaal.

### 5.3 Toetsdiepten, evaluatiediepten en monitoring

Monitoring informatie wordt voor twee doelen gebruikt:

- (1) het vormt mede de basis voor het afleiden van verliesnormen/gebruiksnormen;
- (2) het biedt de mogelijkheid de gevolgen van het beleid in de praktijk te beoordelen (effectbeoordeling en evaluatie).

In de discussie over toetsdiepte/meetdiepte dient hiermee nadrukkelijk rekening te worden gehouden.

#### 5.3.1 *Monitoring ten behoeve van normstelling voor mestgebruik*

Het mestbeleid is erop gericht met de huidige verliesnormen, of nog te formuleren gebruiksnormen, nitraatconcentraties in het grondwater te bereiken die langjarig gemiddeld onder het niveau van 50 mg/l liggen. Om vast te stellen of de verliesnormen of gebruiksnormen in de praktijk voldoende zijn om die doelstelling te bereiken, is een snelle terugkoppeling vanuit de monitoringsgegevens noodzakelijk. Onder een snelle terugkoppeling wordt hier verstaan: de effecten van de mestgift in een bepaald jaar zijn via monitoring na circa een jaar te traceren, waarna de mestnorm eventueel kan worden bijgesteld.

Zelfs bij de huidige meetdiepte van de bovenste meter grondwater is deze snelle terugkoppeling niet zonder meer verzekerd, als gevolg van meerjarige weerspatronen die de nitraatconcentratie bepalen. Soms bereikt de nitraatlast binnen een jaar het bovenste grondwater, soms duurt dit enkele jaren. Het is dus niet altijd mogelijk om monitoringsgegevens van een meetjaar direct te relateren aan mestgebruik in het voorafgaande jaar (zie ook bijlage A). Ook in het bovenste grondwater is daardoor een langere meetperiode nodig om vast te stellen of de langjarige gemiddelde nitraatconcentratie onder de 50 mg/l blijft. Omdat er inmiddels een tien jaar wordt gemeten, en er een correctiemethode beschikbaar is, is het toch mogelijk om vast te stellen in hoeverre de verlies/gebruiksnorm voldoet op het schaalniveau van het Nederlandse zandgebied of van een bepaald bedrijfstype.

Bij vergroten van de toetsdiepten naar bijvoorbeeld 10 meter diepte kan van een snelle terugkoppeling geen sprake meer zijn. Het water op die diepte is in infiltratiegebieden meestal circa 10-15 jaar geleden geïnfilteerd. Er is dus geen rechtstreekse relatie tussen de nitraatconcentratie op 10 meter diepte en de in de afgelopen jaren gehanteerde verlies/gebruiksnorm. Daarnaast blijkt zelfs in infiltratiegebieden de variatie in leeftijden op dergelijke dieptes erg groot. Om beide redenen is vergroten van de toetsdiepte voor deze doelstelling geen optie.

### 5.3.2 *Monitoring ten behoeve van beleidsevaluatie*

Monitoring van de nitraatconcentraties heeft ook plaats om de kwalitatieve toestand van het grondwater te beoordelen en na te gaan of er stijgende of dalende trends optreden. Voor dit monitoringsdoel behoeft niet per sé een snelle terugkoppeling plaats te vinden. De monitoring is meer gericht op het in beeld brengen van de lange termijn effecten van menselijke activiteiten op de kwaliteit van het diepere grondwater en het oppervlaktewater. De monitoringsresultaten worden bijvoorbeeld gebruikt voor de vierjaarlijkse rapportage over de toestand van het milieu in Nederland, en in toenemende mate in rapportages ten behoeve van de EU. Voor de Kaderrichtlijn Water bijvoorbeeld, is Nederland verplicht gemiddelde nitraatconcentraties en trends in nitraatconcentraties te rapporteren voor zogenaamde ‘*grondwaterlichamen*’. Het is de bedoeling om voor deze rapportages de meetdiepten van het Landelijke Meetnet Grondwaterkwaliteit te gebruiken; de toetsdiepten voor de Kaderrichtlijn Water zijn dan de facto 10 en 25 m beneden maaiveld. De monitoringsgegevens van het bovenste grondwater worden daarbij gebruikt bij de zogenaamde ‘*impact assessment*’ om vast te stellen voor welke gebieden een risico op grondwaterverontreiniging bestaat. Bovendien kan de ingezette daling van de nitraatconcentraties met deze ondiepste gegevens worden aangetoond naar de Europese Unie. In Europa is overigens een discussie gaande over uniformering van meetdiepten ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water rapportages.

Bij de keuze voor een evaluatiediepte voor het milieubeleid is het van belang om onderscheid te maken tussen gebieden waar wel en waar geen directe relatie bestaat tussen de landgebruiksintensiteit en de grondwaterkwaliteit enerzijds en de oppervlaktewaterkwaliteit anderzijds:

- Een directe relatie tussen oppervlaktewaterkwaliteit en grondwaterkwaliteit bestaat in het geval van ontwaterde gebieden. Een grotere evaluatiediepte in dergelijke gebieden is af te raden omdat het bovenste grondwater een belangrijke bijdrage levert aan de totstandkoming van de kwaliteit van het oppervlaktewater. Bij dieper meten kan deze relatie niet meer worden vastgesteld (het relevante grondwater is reeds naar het oppervlaktewater afgevoerd). Voor de Kaderrichtlijn Water is naar verwachting juist de kwaliteit van het oppervlaktewater in dergelijke gebieden maatgevend voor de uiteindelijk haalbare bemestingsdruk.
- In gebieden waar die directe relatie er niet is, bijvoorbeeld in infiltratiegebieden met een minimale reistijd van 30 jaar naar het oppervlaktewater, zou kunnen worden volstaan met een monitoring van het grondwater op 10 en 25 m diepte. Op die manier kan de monitoring dienen om bedreiging van diepere grondwatervoorraden en regionale oppervlaktewateren te signaleren en kwantificeren, onder andere met het oog op de drinkwatervoorziening. Het is dan zeer aan te bevelen om:
  1. behalve nitraatconcentraties worden ook de neveneffecten van bemesting in beeld te brengen (sulfaat, hardheid, metalen, arseen)
  2. de leeftijdsopbouw van het grondwater bij de interpretatie te betrekken
  3. in globale zin na te gaan of de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond ook op langere termijn voldoende is om de bescherming te realiseren

Metingen in het bovenste grondwater blijven echter ook in deze gebieden uitermate zinvol, al was het maar omdat de ingezette daling van nitraatconcentraties hier in principe het eerst is vast te stellen.

*Monitoring ten behoeve van normstelling voor mestgebruik*

Het belangrijkste nadeel van het vergroten van de toetsdiepten naar bijvoorbeeld 10 meter diepte is dat van een snelle terugkoppeling tussen mestgebruik en meetgegevens geen sprake meer is. Er is dus geen rechtstreekse relatie tussen de nitraatconcentratie op die diepte en de in de afgelopen jaren gehanteerde verlies/gebruiksnorm. Vergroten van de toetsdiepte is voor deze doelstelling geen optie.

*Monitoring ten behoeve van beleidsevaluatie*

Een grotere evaluatiediepte is in ontwaterde gebieden af te raden omdat het bovenste grondwater een belangrijke bijdrage levert aan de kwaliteit van het oppervlaktewater. In gebieden zonder directe relatie met het oppervlaktewater zou kunnen worden volstaan met monitoring van het grondwater op 10 en 25 m diepte. Metingen in het bovenste grondwater blijven echter ook in deze gebieden uitermate zinvol, al was het maar omdat de ingezette daling van nitraatconcentraties hier in principe het eerst is vast te stellen en te rapporteren naar de EU.

#### 5.4 **Alternatieve aanpak: Gebiedsgedifferentieerde mestnormen in verband met denitrificatie in de diepere ondergrond**

In deze studie is de centrale vraag of het mogelijk is om een grotere toetsdiepte toe te passen bij het vaststellen van mestnormen voor specifieke gebieden. Feitelijk gaat het dan met name om een nadere differentiatie binnen de uitspoelingsgevoelige gronden. Indien, zoals tot op heden in het Nederlandse beleid verwoord, wordt vastgehouden aan een snelle terugkoppeling tussen meetgegevens en vaststelling van mestnormen, is dit geen optie (zie § 5.4.1 hierboven). Indien deze terugkoppeling achterwege zou worden gelaten, zou voor gebieden zonder directe relatie met het oppervlaktewater een aanpak als onder § 5.4.2. beschreven, kunnen worden overwogen. Echter, betrouwbaarder dan onder § 5.4.2 genoemd, zou dan moeten worden aangetoond dat:

- (1) denitrificatie tussen het bovenste grondwater en de nieuwe toetsdiepte daadwerkelijk optreedt;
- (2) dat dit geen schadelijke neven-effecten oplevert;
- (3) dat de denitrificatiecapaciteit van de diepere ondergrond ook op lange termijn voldoende is om de doelstelling voor nitraat van maximaal 50 mg/l te realiseren op de nieuwe toetsdiepte. Van belang is of de denitrificatiecapaciteit, in casu de beschikbare hoeveelheid reactieve organische stof, pyriet of sideriet, niet binnen een relevante tijd opdraait. Daarbij dient wel te worden opgemerkt dat denitrificatie in de ondergrond niet werkelijk duurzaam is omdat de benodigde energiebron wordt opgebruikt en niet meer wordt aangevuld (van der Aa et al. 2003a,b).

Daarvoor zou minimaal een analyse van verblijftijden, een analyse van de historische mestbelasting en een vaststelling van de denitrificatiecapaciteit en het type reductant (pyriet, organisch materiaal of sideriet) noodzakelijk zijn, zoals in de voorbeelden van hoofdstuk 3 is beschreven. Indien genoemde drie aspecten worden aangetoond dan zou voor het gebied een afwijkende mestnorm kunnen worden vastgesteld. In de praktijk zouden voor dit type uitspoelingsgevoelige gronden dan

bijvoorbeeld de mestnormen voor niet-uitspoelingsgevoelige gronden kunnen worden toegestaan.

Bij het vergroten van de toetsdiepte in specifieke gebieden is het aan te bevelen om aan te sluiten bij de huidige meetdiepten uit de landelijke en provinciale meetnetten. Gegeven de reistijdenverdeling in Nederlandse infiltratiegebieden, zou de toetsdiepte op maximaal 10 meter onder maaiveld mogen liggen; op die diepte hebben de gemeten concentraties betrekking op water dat gemiddeld circa 10-15 jaar geleden is geïnfiltréerd<sup>6</sup>. Dat wil overigens niet zeggen dat alleen met deze meetdiepte kan worden volstaan; om achteraf te kunnen evalueren of denitrificatie daadwerkelijk in voldoende mate optreedt zijn ook metingen van het bovenste grondwater noodzakelijk.

#### 5.4.1 *Zijn gebieden met uitspoelingsgevoelige gronden te identificeren waar sprake is van denitrificatie en geen directe relatie met het oppervlaktewater?*

Uit hoofdstuk 3 blijkt dat het op het schaalniveau van meetlocaties mogelijk is om denitrificatie aan te tonen en te kwantificeren. Echter op regionale of subregionale schaal is dit nog niet het geval. Om gebieden waar denitrificatie optreedt ruimtelijk te kunnen afbakenen is een relatief grote karter- en meetinspanning noodzakelijk. Daarbij zou met voldoende zekerheid moeten worden aangetoond dat denitrificatie in het betreffende gebied een relevant proces is, geen nadelige effecten heeft en duurzaam optreedt. Hiervoor is een hydro(geo)chemische kartering noodzakelijk. Er zijn de afgelopen jaren technieken en methoden ontwikkeld om een dergelijke kartering uit te voeren (bijvoorbeeld Nipshagen et al. 1995, Moncaster et al. 2000; Hartog 2002.; Addy et al. 2002, Broers et al. 2003, Hartog et al. 2004).

Een dergelijke kartering kan, gezien de gevoerde discussie, beperkt blijven tot de aangewezen uitspoelingsgevoelige gronden. Een karteerschaal van 1:100.000 is daarbij haalbaar, en een doorlooptijd van circa 3 á 4 jaar reëel. Voor de uitspoelingsgevoelige gronden dient daarnaast te worden uitgezocht in hoeverre er een directe relatie met de oppervlaktewaterkwaliteit bestaat. Als criterium voor 'geen directe relatie' kan een minimale verblijftijd in de grondwaterverzadigde zone van 30 jaar worden gehanteerd (Griffioen et al. 2003).

#### 5.4.2 *Methodiekontwikkeling toetsing*

Voor de afgebakende uitspoelingsgevoelige gronden die voldoen aan de gestelde voorwaarden zal een methodiek voor de toetsing moeten worden opgesteld. Daarin zullen de volgende aspecten moeten worden meegenomen:

1. vaststelling definitieve toetsdiepte
2. vaststelling criteria voor toetsing
3. vereiste aanpassingen aan de monitoring, zoals steekproeven uit de afgebakende gebieden versus steekproeven binnen bepaalde bedrijfstypen.

Naar verwachting is ook binnen de afgebakende gebieden nog sprake van ruimtelijke variaties in de denitrificatiecapaciteit. Bij de toetsing kan hier rekening mee worden gehouden door bijvoorbeeld uit te gaan van een vast te stellen percentage gebied waaronder overschrijding van de nitraatnorm nog acceptabel wordt gevonden.

---

<sup>6</sup>. Ook bij een toetsdiepte van 10 meter moet er bij de interpretatie van de meetgegevens overigens rekening worden gehouden met een grote variatie in reistijden (zie paragraaf 3.4.1).

Als bij de definitie van toetsdiepten de huidige directe terugkoppeling tussen mestnormen en de gemeten kwaliteit van het bovenste grondwater beleidsmatig wordt losgelaten, kan voor specifieke gebieden zonder directe relatie met het oppervlaktewater een toetsdiepte van maximaal 10 meter beneden maaiveld worden overwogen. De mestnorm zou voor die gebieden vervolgens kunnen worden aangepast, zodanig dat op 10 meter diepte structureel aan de nitraatnorm van 50 mg/l kan worden voldaan.

Om gebieden waar denitrificatie optreedt ruimtelijk te kunnen afbakenen is een relatief grote karter- en meetinspanning noodzakelijk. Daarbij zou met voldoende zekerheid moeten worden aangetoond dat 1. denitrificatie in het betreffende gebied een relevant proces is, 2. geen nadelig effecten heeft en 3. duurzaam optreedt. Een dergelijke kartering kan beperkt blijven tot de aangewezen uitspoelingsgevoelige gronden. Voor deze gebieden dient daarnaast te worden uitgezocht in hoeverre er een directe relatie met de oppervlaktewaterkwaliteit bestaat. Bovendien is uitwerking van een toetsingsmethodiek noodzakelijk die rekening houdt met ruimtelijke variaties in leeftijdsopbouw en denitrificatiecapaciteit.

Een grotere toetsdiepte voor een deel van de uitspoelingsgevoelige gronden betekent wel een wijziging van de uitgangspunten van het beleid zoals die in de periode 1998-2000 met de EU Commissie zijn gecommuniceerd. Een vergroting van de toetsdiepte kan de huidige discussie over de derogatie mogelijk extra belasten.

## 6 Literatuur

- Aa, M. van der, B. van der Grift et al. (2001) *Integratie meetnetten bodem- en grondwaterkwaliteit*. Rapport Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO, NITG 01-190-A.
- Aa, M. van der & H.P. Broers (2003). *Temporele variatie bij grondwaterkwaliteitsmonitoring: het belang van meetmoment en monstervolume*. *Stromingen* 9 (1): 47-60, *H<sub>2</sub>O* 24: 19-22
- Aa, M. van der, K. Verloop, J. Griffioen en H.P. Broers (2003a) *Omzetting van nitraat in de ondergrond; kunnen we daarop vertrouwen?* Discussie naar aanleiding van waarnemingen op proefboerderij De Marke en nabijgelegen drinkwaterwinning 't Klooster. *Bodem* (5):167-169
- Aa, M. van der, K. Verloop, J. Griffioen en H.P. Broers (2003b) *Omzetting van nitraat in de ondergrond; kunnen we daarop vertrouwen?* Discussie naar aanleiding van waarnemingen op proefboerderij De Marke en nabijgelegen drinkwaterwinning 't Klooster. Marke-Publicatie 42.
- Addy, K., D.Q. Kellogg, A.J. Gold, P.M. Groffman, G. Ferendo & C. Sawyer.(2002) *In Situ Push-Pull Method to Determine Ground Water Denitrification in Riparian Zones* *Journal of Environmental Quality*. 31: 1017-1024
- Appelo, C.A.J. & Postma, D. (1993). *Geochemistry, groundwater and pollution*. Balkema, Rotterdam, 536 pp.
- Bardoel, T., De Louw, P.G.B., Van den Eertwegh, G., Folkerts, H., Griffioen, J., Janssen, H. Schaminee, J. & Schraven, P. (2003). *Het effect van waterbeheer op de chloride- en nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in Polder de Noordplas*. TNO-NITG, rapportno. NITG 03-098-B, 145 pp + bijlagen.
- Baggelaar, P. K. & van Beek, C.G.E.M. (1997) *Suggesties voor de optimalisatie van grootschalige meetnetten voor de grondwaterkwaliteit*. Rapport KOA 95.107, Kiwa, Nieuwegein
- Beek, C.G.E.M. van, Hettinga, F.A.M. & Straatman, R. (1989) *The effects of manure spreading and acid deposition upon groundwater quality in Vierlingsbeek, the Netherlands*. IAHS Publ. 155-162
- Beek C.G.E.M., P.K. Baggelaar, J. Groenou & A.J. Vogelaar (1994) *Het effect van mestbeprekende maatregelen in het grondwaterbeschermingsgebied Holten*. Verslag van bemonsteringsronde 1993 en vergelijking met de uitgangssituatie. Kiwa rapport nr. SWO 94.260
- Beek, C.G.E.M. van, M. Janlink & A. Meuleman (2001) *De verzwaveling van grondwater in zandgronden*. *Landschap* 18 (4): 263-272
- Beekman, W. (1998): Handleiding SPREAD: *Voorspelling van nitraat, hardheid, chloride en sulfaat in het ondiepe grondwater* (Manual SPREAD: prediction of nitrate, hardness, chloride and sulphate in shallow groundwater) (in Dutch). Report no. SWE 98.012. Kiwa Onderzoek & Advies, Nieuwegein, The Netherlands.
- Boumans, L.J.M., C.R. Meinardi en G.J.W. Krajenbrink (1989). *Nitraatgehaltes van het grondwater onder grasland in de zandgebieden*. RIVM rapport nr 728472013.
- Boumans, L.J.M. & Fraters, D. (1995) *The quality of the upper groundwater*; in: 'H.F.M. Aarts (ed) Weide- en voederbouw op de marke; op zoek naar de balans tussen productie en emissie. (in Dutch)

- Boumans, L.J.M., Fraters, B. & G. van Drecht (2001) *Nitraat in het bovenste grondwater van De Marke en van andere bedrijven*. In: H. van Keulen & J. Oenema; Het nitraatbeleid: de wetenschap, de sector en het beleid. (Rapport PRI no. 30)
- Broers, H.P. (1996) De grondwaterkwaliteit van Drenthe. *Rapportage over het meetjaar 1995 van het provinciaal grondwaterkwaliteitsmeetnet*. TNO Grondwater en Geo-Energie, rapport GG 96-78A
- Broers, H.P. (2002). *Strategies for regional groundwater quality monitoring*. Ph.D. Thesis, Nederlandse Geografische Studies 306, KNAG/Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen Universiteit Utrecht.
- Broers, H.P., Griffioen, J. & Buijs, E.A. (1994) *Relaties tussen grondwatersamenstelling en sedimentsamenstelling voor 5 ptlocaties van het provinciaal grondwaterkwaliteitsmeetnet van Noord-Brabant*. TNO Grondwater en Geo-Energie, rapportnr. OS 94-38-A.
- Broers, H.P. & Buijs, E.A. (1997). *Origin of trace metals and arsenic at the Oostrum well field*. Netherlands Institute of Applied Geoscience TNO, report NITG 97-189A (in Dutch)
- Broers, H.P. & J. Peeters (2000). *Evaluatie van provinciale grondwatermeetnetten. Deel 2B: Methodiek voor kwaliteitsmeetnetten*. Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO, rapport 00-247-B
- Broers, H.P., M. van der Aa en E.A. Buijs (2003a). *Datering van jong bemest grondwater met tritium-helium. Opsporen van kwaliteitsveranderingen in het meetnet van de provincie Noord-Brabant en op proefboerderij de Marke (Gld.)*. H2O (5), p21-26.
- Broers, H.P. , A.E. Buijs & N.G.F.M. van der Aa (2003b) *Prognosisering van de grondwaterkwaliteit in een gebiedstype in Noord-Brabant* (synthese bundel) Rapport NITG 03-46-A
- Broers, H.P. & B. van der Grift (2004) *Regional monitoring of temporal changes in groundwater quality*. J of Hydrology, in press
- Bronswijk, H. & Prins, H. (2001) *Nitrogen inputs and nitrate concentrations in the deeper groundwater of the Netherlands* H<sub>2</sub>O (25/26): 27-29
- EU (2000) *Directive 2000/60/EU of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a framework for Community Action in the field of water policy*. Official Journal of the European Communities L327:
- Van Eck G. & J.A.C. Meijs (1995) *Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw*. Ministeries van LNV, VROM, V&W, Landbouwchap, Centrale Landbouworganisaties
- Eertwegh, G. A.P.H. (2002) *Water and nutrients budgets at field and regional scale. Travel times of drainage water and nutrient loads to surface water*. Proefschrift Wageningen Universiteit. ISBN 90-5805-699-2.
- Fraters, D., Boumans, L.J.M., van Drecht, G. van, de Haan, T. & de Hoop, W.D. (1998) *Nitrogen monitoring in groundwater in the sandy regions of the Netherlands* Environmental Pollution (102): 479-485.
- Fraters, B., M.M. van Eerdt, D.W. de Hoop, P. Latour, C.S.M. Olsthoorn, O.C. Swertz, F. Verstraten, W.J. Willems (2000) *Landbouwpraktijk en waterkwaliteit in Nederland. Achtergrondinformatie periode 1992-1997 voor de landenrapportage EU-nitraatrichtlijn*. RIVM rapport 718201003, Bilthoven
- Fraters, B., P.H. Hotsma, V.T. Langenberg, T.C. van Leeuwen, A.P.A. Mol, C.S.M. Olsthoorn, C.G.J. Schotten en W.J. Willems (2004). *Agricultural practice and water quality in the Netherlands in the 1992-2002 period; Background information*

- for the EU Nitrate Directive Member States report. RIVM-report 500003002, Bilthoven.
- Griffioen, J. & Hoogendoorn, J.H. (1993) *Infiltratiedieptes van diffuse landbouwverontreinigingen in het grondwater van Salland*. H<sub>2</sub>O 27 (5):138-144
- Griffioen, J. & Broers, H.P. (1999). *Bemesting van het grondwater. Het lot van nutriënten in de ondergrond*. Landschap (16), 169-178.
- Griffioen, J. (2001) *Potassium adsorption ratios as indicator for the fate of agricultural potassium in groundwater* Journal of Hydrology. 254: 244-254
- Griffioen, J., Houthuesen, Y. & Vink, B. (1997). *Een geochemische, procesmatige interpretatie van het landelijk meetnet grondwaterkwaliteit*. H<sub>2</sub>O (30), 579-582.
- Griffioen, J., Buijs, E.A., Den Otter, C., Keijzer, T.J. & Van den Brink, C. (2001). *Ruimtelijke ontwikkelingen en grondwaterbeheer. Grondwaterkwaliteit, belasting en (geo)chemische processen (DR3)*. TNO-NITG en Royal Haskoning, 72 pp + bijlagen.
- Griffioen, J., De Louw, P.G.B., Boogaard, H.L. & Hendriks, R.F.A. (2002). *De achtergrondbelasting van het oppervlaktewatersysteem met N, P en Cl, en enkele ecohydrologische parameters in West-Nederland*. TNO-NITG en Alterra, rapportno. NITG 02-166-A, 143 pp + bijlagen.
- Griffioen, J., Notenboom, J., Schraa, G, Stuurman, R.J., Runhaar, H. & Van Wirdum, G. (2003a). *Systeemgericht grondwaterbeheer. De natuurwetenschappelijke werking van grondwatersystemen in relatie tot ecosystemen en grondwaterbeheer*. Stenfert Kroese, 187 pp.
- Griffioen, J., Van den Brink, C., Van der Grift, B., Roelofsen, F., Zaadnoordijk, W.J. & Frapporti, G. (2003b). *Ruimtelijke ontwikkelingen en grondwaterbeheer. Uitgangssituatie Drinkwaterwinning Holten (DR5)*. TNO-NITG en Royal Haskoning, 105 pp + bijlagen.
- Grift, B. van der & van Beek, C.G.E.M. (1996) *Hardheid van onttrokken grondwater, deelrapport 4, indicatieve voorspellingen* (Hardness of abstracted groundwater: indicative predictions) (in Dutch). Report Kiwa Onderzoek & Advies, Nieuwegein, The Netherlands.
- Grift, B. van der , Hartog, N. & J. Griffioen (1999). *Reactiviteit van natuurlijke reductoren in aquifer sediment*. H<sub>2</sub>O, (32/25), p. 16-18.
- Grift, B. van der, J. Rozemeijer, M. van Vliet & H.P Broers (2003) *Trendmeetronde 2003 provinciaal meetnet bodem- en grondwaterkwaliteit*. Rapport NITG 03-089-B.
- Hallberg, G.R. & Keeney, D.R. (1993) *Nitrate* In: Alley, W.M. ed. (1993) *Regional Ground-Water Quality*. Van Nostrand Reinhold, New York: 297-322
- Hartog, N., P.F. van Bergen, J. de Leeuw & J. Griffioen (2004) *Reactivity of organic matter in aquifer sediments: geological and geochemical controls* Geochimica et Cosmochimica Acta 68:1281-1292.
- Hartog, N., Griffioen, J. & Van der Weijden, C.H. (2002). *Distribution and reactivity of O<sub>2</sub>-reducing components in sediments from a layered aquifer*. Env. Science & Technol. (36), 2338-2344.
- Hendriks, R.F.A. (1993). *Afbraak en mineralisatie van veen. Literatuuronderzoek*. DLO-Staring Centrum, rapportno. 199.
- Helvoort P.J. van (2003) *Complex confining layers. A physical and geochemical characterization of heterogeneous unconsolidated fluvial deposits using a facies-based approach*. Proefschrift Universiteit Utrecht, Nederlandse Geografische Studies nr. 321.



- Helvoort, P.J., Broers, H.P., Schipper, P. & Appelo, C. (2000). *Zware metalen in het grondwater: pyrietoxidatie en desorptie. 1. Veld- en laboratoriumonderzoek Oostrum*. H<sub>2</sub>O 24: 15-18
- Huisman, D.J (1998) *Geochemical characterization of subsurface sediments in the Netherlands*. Ph.D. Thesis, Wageningen Agricultural University, 173 pp
- Korom, S. (1992) *Natural denitrification in the saturated zone: a review* Water Resources Research (28): 1657-1668
- Laeven, M.P., Van Beek, C.G.E.M., Gommer, C.M., Jansen, A.J.M. & Schoonenberg, F. (1995). *Aanpak verontreiniging bronnen voor de drinkwatervoorziening. Preventief of curatief?*. Kiwa, rapport SWE 95.021.
- LNV (2004). *Wijziging Meststoffenwet i.v.m. evaluatie 2002 (28971), tweede nota van wijziging*. ref. Trcjz/2004/273. LNV, Den Haag.
- Meinardi, C.R. (1994) *Groundwater recharge and travel times in the sandy regions of the Netherlands*. Ph.D. Thesis, Free University of Amsterdam, 211 pp
- Meinardi, C. & Van den Eertwegh, G.A.P.H. (1995). *Onderzoek aan drainwater in de kleigebieden van nederland. Deel 1: resultaten van het veldonderzoek*. RIVM, rapportno. 714901007.
- Meinardi et al. (2004) *Rapportage karakterisatie grondwaterkwaliteit ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water* (in voorbereiding)
- RIVM (2002) MINAS en Milieu, balans en verkenning
- Moncaster S.J., S.H. Bottrell, J.H. Tellam, J.W. Lloyd & K.O. Konhauser (2000) *Migration and attenuation of agrochemical pollutants: insights from isotopic analysis of groundwater sulphate*. Journal of Contaminant Hydrology 43:147-163.
- Nipshagen, A.A.M., C.D. Bakker, S. Keuning & A.G. Veltkamp (1995) *Anaerobe afbraak van BTEX op locaties Slochteren en Schoonebeek 107/PIT-project 'push-pull'*. Rapport CUR-NOBIS, nr. 95-1-43/96039
- Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H. & Larsen, F. (1991). *Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling*. Water Resources Research 27(8) 2027-2045.
- Raats P.A.C.(1978) *Convective transport of solutes by steady flows II: specific flow problems*. Agricultural Water Management 1: 219-232
- Raats, P.A.C. (1981) *Residence times of water and solutes within and below the root zone*. Agricultural Water Management 4: 63-82.
- Reijnders, H.F.R., van Drecht, G., Prins, H.F. & Boumans, L.J.M. (1998): *The quality of groundwater in the Netherlands* - J. Hydrol. 207: 179-188
- Rozemeijer J. & Broers H.P. (concept tbv Stromingen 2004) *De invloed van variaties in meteorologische condities op de grondwaterkwaliteit: (2) modelstudie*
- Rozemeijer J., B. van der Grift, N.G.F.M. van der Aa & H.P. Broers (2003) *De correctie van grondwaterkwaliteitsmetingen voor de invloed van variaties in neerslag- en verdampingshoeveelheden*. Rapport NITG 03-184-C
- Schipper, P., Helvoort, P.J., Appelo, C. & Broers, H.P (2000). *Zware metalen in het grondwater: pyrietoxidatie en desorptie. 2. Geochemisch modelonderzoek Oostrum*. H<sub>2</sub>O 24: 18-21
- Schoumans O.F. ed. (2002) *Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0*. Clusetrapport 4, deel 1, Alterra/RIVM/PRI rapport.

- VROM (1995) *Actieprogramma voor het gehele grondgebied van Nederland ter bereiking van de doelstellingen genoemd in artikel 1 van richtlijn 91/676/EEG inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen*. Eerste actieprogramma, 18 december 1995.
- VROM (1998) *Reactie op de in gebreke stelling van Nederland d.d.29/9/98 door de EU Commissie*: Brief Ministers van LNV en van VROM van 7/12/98 aan EU-Commissaris Mevrouw Bjerregaard.
- VROM (1999) *Reactie op het met redenen omkleed advies d.d. 3/8/99 inzake de inbreukprocedure door de EU-commissie*. Brief Ministers LNV en VROM d.d. 29/11/99 aan de Commissaris Mevrouw Wallström, inclusief bijlagen.
- Weber, K.A., Picardal, F.W. & Roden, E.E. (2001). *Microbially catalyzed nitrate-dependent oxidation of biogenic solid-phase Fe(II) compounds*. *Env. Sci. Technol* (35), 1644-1650.
- Willems, W.J., Fraters, B., Meinardi, C.R., Reijnders, H.F.R. & van Beek, C.G.E.M. (2002) *Nutriënten in bodem en grondwater: kwaliteitsdoelstellingen en kwaliteit 1984-2000*. RIVM rapport 718201004/2002
- Weismann G.S., Y. Zhang, Y., E.M. LaBolle & G.E. Fogg (2002) *Dispersion of groundwater age in an alluvial aquifer system*. *Water Resources Research* 38 (10):1198,
- Wolthers M. (2003) *Geochemistry and environmental mineralogy of the iron-sulphur-arsenic system*. Proefschrift Universiteit Utrecht. *Geologica Ultraiectina* no. 225.

## A Terugkoppeling tussen monitoringsdata en mestgebruik; meteorologische effecten en de gemiddelde toestand.

In de huidige opzet van de monitoring van het mestbeleid is de terugkoppeling tussen de monitoringsgegevens en de (her)evaluatie van de mestnormen essentieel. Het blijkt echter, ook bij bemonstering van het bovenste grondwater, niet altijd mogelijk om monitoringsgegevens van een meetjaar direct te relateren aan mestgebruik in het voorafgaande jaar. Dit hangt samen met meteorologische effecten op het transport en de vochthuishouding in de onverzadigde zone. In deze bijlage is onderzocht in hoeverre deze effecten van belang zijn bij het kiezen van een toetsdiepte. Daarbij is een model gebruikt om de effecten van meetdiepten, filterlengten en meetmethode in te kunnen schatten.

Zoals in de vorige alinea geformuleerd heeft de monitoring tot doel om de toestand van het grondwater op een bepaald moment in de tijd vast te stellen. Eigenlijk zijn we op zoek naar de langjarig gemiddelde nitraatconcentraties die in een bepaalde periode zouden optreden als de belasting met meststoffen in de tijd gelijk blijft. Op die manier is dan direct duidelijk hoe mestbelasting en de kwaliteit van het bovenste grondwater aan elkaar gerelateerd zijn. Deze langjarig gemiddelde toestand laat zich moeilijk vaststellen omdat de mestbelasting in de tijd verandert en meteorologische effecten fluctuaties veroorzaken.

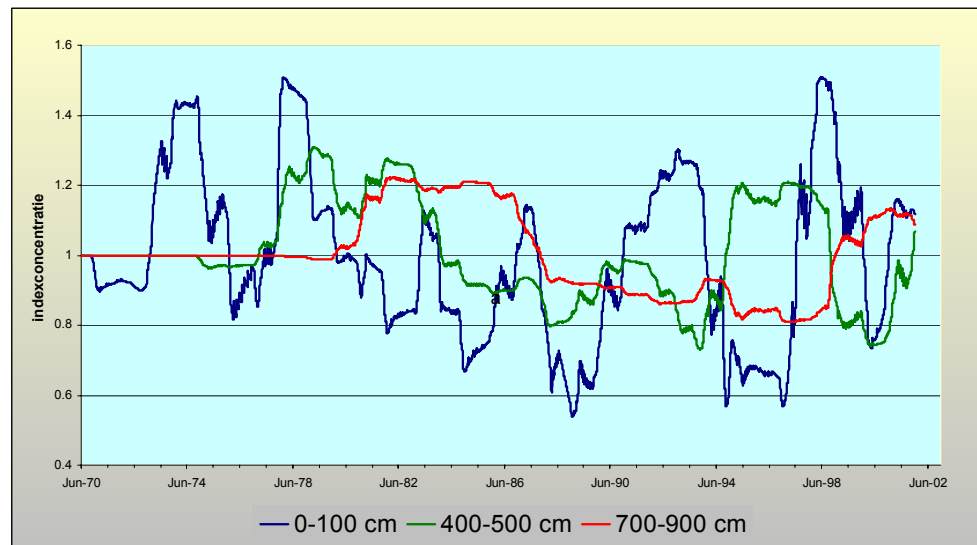
In de beleidsmatige praktijk willen we toch graag op korte termijn een uitspraak of de huidige mestbelasting tot acceptabele concentraties in het grondwater leidt. Wat betreft het nitraatbeleid gaat het dan bijvoorbeeld over de vraag in hoeveel procent van een gebied of een bedrijfstype op een bepaalde diepte de nitraatnorm van 50 mg/l wordt overschreden. Onder op korte termijn wordt dan een periode van één tot vier jaar verstaan. Over die periode willen we dus een representatief (vier)jaargemiddeld gemiddelde of (vier)jaargemiddelde percentage normoverschrijding over een gebied vaststellen.

De mate waarin dat gemiddelde of dat percentage met precisie kan worden vastgesteld is afhankelijk van: (1) de ruimtelijke variaties in nitraatconcentraties, (2) de temporele variatie in nitraatconcentraties en (3) het aantal meetlocaties en de meetfrequentie. De ruimtelijke variabiliteit is een bekend gegeven bij grondwaterkwaliteitsgegevens en stelt eisen aan het aantal meetlocaties (bijvoorbeeld Baggelaar & van Beek 1997, Broers en Peeters 2002). De temporele variabiliteit is grotendeels het gevolg van meteorologische omstandigheden – met name de afwisseling van droge en natte jaren. Dit werd door Boumans et al. reeds in 1997 onderkend en sindsdien is een correctiemethode ontwikkeld op basis van zogenaamde indexconcentraties (Boumans et al. 1997).

Nu blijkt met name de temporele variatie in de metingen van het bovenste grondwater met de open peilbuismethode veel groter te zijn dan de variatie in vaste peilbuizen op grotere diepte (Rozemeijer et al. 2003, Rozemeijer & Broers 2004). Dit heeft zowel te maken met de *meettechniek* als met de *meetdiepte*. De voorbeelden van de Figuren 3.1 t/m 3.3 zijn ontleend aan modelresultaten voor een veldpodzol met een gemiddelde grondwaterstandsdiepte van 2,30 meter.

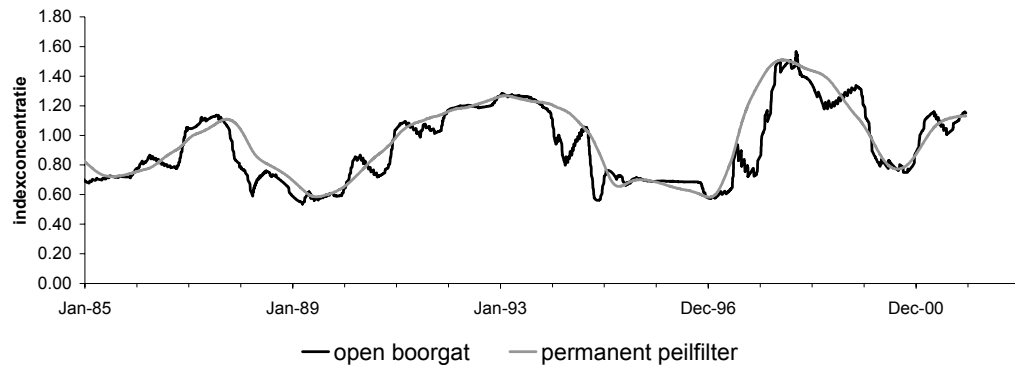
Het effect van meetdiepte is geïllustreerd in Figuur A.1 waarin de variatie in de indexconcentratie (Boumans et al. 2001) wordt weergegeven voor meetdiepten van 0-1,0 m, 4,0-5,0 en 7,0-9,0 meter onder de grondwaterspiegel. De temporele variaties bij meting van het bovenste grondwater zijn duidelijk het grootst; er is sprake van een grote amplitude en de wisselingen in nitraatconcentraties zijn snel. Het gaat daarbij niet zozeer om seizoensfluctuaties, maar om fluctuaties die meerdere meetjaren bestrijken en het gevolg zijn van de opeenvolging van droge en natte jaren.

Met toenemende meetdiepte neemt de reistijd van het water toe. Dit leidt tot een tijdsverschuiving; de pieken worden pas enkele jaren gemeten. Daarnaast valt op dat de amplitude van variatie afneemt met de diepte en dat meerdere pieken samenvallen indien met een langer filter op grotere diepte wordt gemeten. Netto is de variatie op grotere diepte dus duidelijk minder.



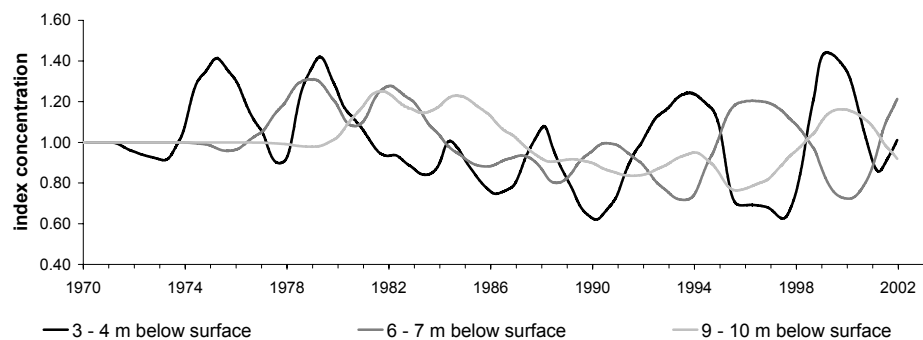
*Figuur A.1 Effecten van meetdiepten op de temporele variatie in nitraat-tijdreeksen. Een indexconcentratie van 1,2 betreft een nitraatconcentratie van 1,2 keer de langjarig gemiddelde concentratie van 1,0. In de berekeningen is uitgegaan van een dispersiviteit van 5 cm*

Het effect van meettechniek – vaste peilbuizen versus open boorgat – is geïllustreerd in Figuur A.2. Bij de open boorgatmethode wordt steeds op een wisselende diepte gemeten, afhankelijk van de grondwaterstand op het moment van meten. Dit heeft een grillig tijdsverloop van nitraatconcentraties tot gevolg. Bij gebruik van vaste peilfilters met een filterdiepte die permanent onder de grondwaterspiegel ligt, blijkt het tijdsverloop aanzienlijk vloeiender. Het vloeiender verloop is niet zozeer een gevolg van een grotere meetdiepte, maar komt doordat snelle variaties in de grondwaterstand geen effecten hebben op de gemeten concentraties. Ook in de reeksen van vaste peilbuizen is de meerjarige fluctuatie goed te zien. Deze meerjarige fluctuaties hebben tot gevolg dat het voor beide gevallen in ieder geval op meetpuntniveau nauwelijks mogelijk is om een representatief jaargemiddelde of vierjaargemiddelde concentratie te bepalen. Zelfs indien de nitraatconcentraties in een bepaald jaar continu gemeten zouden worden, en het jaargemiddelde uit deze meetreeks zou worden afgeleid, is dit gemiddelde meestal niet gelijk aan de langjarig gemiddelde concentratie. In alle getoonde voorbeelden is die langjarig gemiddelde concentratie overigens gelijk aan 1.



*Figuur A.2 Vergelijking van het tijdsverloop van de nitraatconcentraties met de open boorgatmethode (bovenste meter grondwater) en een vast peilfilter op gemiddeld dezelfde diepte. Een vaste peilbuis geeft een vloeiender tijdsverloop doordat snelle grondwaterstandsveranderingen geen effect hebben op de gemeten concentratie.*

Indien wordt gemeten met vaste filters op iets grotere diepte, zoals in de landelijke en provinciale grondwaterkwaliteitsmeetnetten (LMG en PMG's) geeft een enkele meting per jaar een betere indicatie voor het langjarige gemiddelde omdat de temporele variatie veel minder is. Uit figuur A.3 blijkt dat de schommelingen dan dat er maximaal een afwijking van 20% optreedt. Voor de toetsing van mestnormen is daaraan echter een belangrijk nadeel verbonden. Het jaargemiddelde dat op grotere diepte wordt afgeleid geeft geen beeld van de actuele bemestingsdruk, maar heeft betrekking op de bemestingsdruk van een zeker aantal jaren geleden (zie ook de piekverschuiving in Figuur A.1).



*Figuur A.3 Uitdemping van de atmosferische invloeden op grotere dieptes beneden maaiveld (filterlengte 1 meter, dispersiviteit 5 cm). Duidelijk is ook de piekverschuiving te zien; de eerste 'mestpiek' wordt respectievelijk in 1974, 1978 en 1982 gemeten op 3,5, 6,5 en 9,5 meter diepte*

Het probleem van de grote temporele variatie in nitraatconcentraties van het bovenste grondwater wordt bij het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid omzeild door de gegevens niet op puntniveau maar op bedrijfs- en gebiedstype niveau te corrigeren voor meteorologische effecten. Het centrale idee achter deze aanpak is dat de effecten van de temporele variaties grotendeels wegvallen ten opzichte van de ruimtelijke variaties. Met andere woorden: voor het vaststellen van de toestand maakt het weinig uit of met een open boorgat of een permanent peilfilter wordt gemeten, mits een voldoende groot aantal meetlocaties wordt bemeaten. Ook bij deze gebieds- of bedrijfsgerichte aanpak is

de momentopname uit een bepaald jaar niet representatief voor de meerjaargemiddelde concentratie bij metingen aan het bovenste grondwater. Dit verklaart dan ook dat tussen opeenvolgende meetjaren aanzienlijke schommelingen in de concentratie aanwezig blijven, ondanks grote aantallen meetlocaties (Minas en Milieu, Boumans et al. 2001). Omdat er inmiddels een flink aantal jaren wordt gemeten, en gecorrigeerd wordt voor weer- en steekproefeffecten, is het toch mogelijk om een goede indruk te krijgen van het meerjarig gemiddelde, en daarmee vast te stellen in hoeverre de verlies/gebruiksnorm voldoet (Fraters et al. 2004).