

Mededeling nr. 99

LANDBOUW EN DRINKWATERVOORZIENING, ORIENTEREND ONDERZOEK NAAR DE
BEINVLOEDING VAN DE GRONDWATERKWALITEIT DOOR BEMESTING EN HET
GEBRUIK VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN

Onderzoek 1982-1987

Eindredactie: ir. C.G.E.M. van Beek

KIWA N.V.

Nieuwegein, augustus 1987

| INHOUD | Blz. |
|--|------|
| SAMENVATTING EN CONCLUSIES | 7 |
| AANBEVELINGEN | 13 |
| Aanbevelingen voor verder onderzoek | 13 |
| Aanbevelingen voor de waterleidingbedrijven individueel | 14 |
| Aanbevelingen voor de waterleidingbedrijven algemeen | 15 |
| VERANTWOORDING | 16 |
| 1 INLEIDING (C.G.E.M. van Beek) | |
| 1.1 Grondwaterverontreiniging | 1.1 |
| 1.2 Opzet | 1.2 |
| 1.3 Uitvoering | 1.4 |
| 1.4 Publicaties | 1.5 |
| 1.5 Geraadpleegde literatuur | 1.7 |
| 2 BESCHRIJVING VAN DE WINNINGEN (F.A.M. Hettinga) | |
| 2.1 Inleiding | 2.1 |
| 2.2 Pompstation Vierlingsbeek | 2.1 |
| 2.2.1 Algemeen | 2.1 |
| 2.2.2 Geologie | 2.2 |
| 2.2.3 Bodem | 2.4 |
| 2.2.4 Grondwatertrappen | 2.6 |
| 2.2.5 Oppervlakte water | 2.6 |
| 2.3 Pompstation Archemerberg | 2.7 |
| 2.3.1 Algemeen | 2.7 |
| 2.3.2 Geologie | 2.7 |
| 2.3.3 Bodem | 2.8 |
| 2.3.4 Grondwatertrappen | 2.8 |
| 2.3.5 Oppervlakte water | 2.11 |
| 2.4 Pompstation Noordbargeres | 2.11 |
| 2.4.1 Algemeen | 2.11 |

| INHOUD (vervolg) | Blz. |
|---|------|
| 2.4.2 Geologie | 2.12 |
| 2.4.3 Bodem | 2.12 |
| 2.4.4 Grondwatertrappen | 2.14 |
| 2.4.5 Oppervlakte water | 2.14 |
| 2.5 Onderlinge vergelijking van de onderzochte waterwingebieden | 2.14 |
| 2.6 Geraadpleegde literatuur | 2.18 |
| | |
| 3 METHODEN VOOR DE BEPALING VAN TOESTROMING VAN GRONDWATER (H. Boukes) | |
| 3.1 Inleiding | 3.1 |
| 3.2 Noordbargeres | 3.4 |
| 3.2.1 Problemen met de natuurlijke afstroming | 3.4 |
| 3.2.2 Stroming op basis van gemeten grondwaterstanden | 3.4 |
| 3.3 Archemerberg | 3.6 |
| 3.3.1 Problemen met een variabel doorlaatvermogen | 3.6 |
| 3.3.2 Stroming op basis van berekende potentialen | 3.9 |
| 3.4 Vierlingsbeek | 3.9 |
| 3.4.1 Verblijftijden in het horizontale vlak | 3.9 |
| 3.4.2 Verblijftijden in het verticale vlak | 3.12 |
| 3.5 Conclusies en aanbevelingen | 3.17 |
| 3.6 Geraadpleegde literatuur | 3.19 |
| | |
| 4 MEETNETINRICHTING (J.H. Groennou) | |
| 4.1 Inleiding | 4.1 |
| 4.2 Vaststellen methode van onderzoek | 4.3 |
| 4.3 Bepalen van de meetdichtheid | 4.4 |
| 4.4 Vaststellen van de meetlocatie | 4.9 |
| 4.5 Bepalen van de meetfrequentie | 4.10 |
| 4.6 Conclusies en aanbevelingen | 4.13 |
| 4.7 Geraadpleegde literatuur | 4.14 |

| INHOUD (vervolg) | Blz. | |
|------------------|--|------|
| 5 | LANDGEBRUIK EN KWALITEIT VAN HET ONDIEPE GRONDWATER (C.G.E.M. van Beek) | |
| 5.1 | Inleiding | 5.1 |
| 5.2 | Landgebruik | 5.2 |
| 5.3 | Produktie van dierlijke mest | 5.5 |
| 5.4 | Berekening van de kwaliteit van het ondiepe grondwater | 5.8 |
| 5.5 | Chemie van het ondiepe grondwater | 5.17 |
| 5.6 | Evaluatie | 5.20 |
| 5.7 | Conclusies | 5.21 |
| 5.8 | Geraadpleegde literatuur | 5.22 |
| 6 | CHEMISCHE PROCESSEN IN HET GRONDWATER TIJDENS DE STROMING NAAR HET PUTTENVELD (C.G.E.M. van Beek) | |
| 6.1 | Inleiding | 6.1 |
| 6.2 | Methode van onderzoek | 6.1 |
| 6.3 | Resultaten | 6.3 |
| 6.4 | Interpretatie | 6.5 |
| 6.4.1 | Toetsing van het hydrologische model met behulp van tritiumdatering | 6.5 |
| 6.4.2 | Toetsing van het hydrologische model met behulp van chemische analyses | 6.6 |
| 6.4.3 | Chemische processen | 6.8 |
| 6.5 | Conclusies | 6.14 |
| 6.6 | Geraadpleegde literatuur | 6.15 |
| 7 | VOORSPELLINGEN VAN DE GRONDWATERKWALITEIT (H. Boukes) | |
| 7.1 | Inleiding | 7.1 |
| 7.2 | Afbakening en verkenning van het terrein | 7.2 |
| 7.3 | Over goed en slecht bij het modelleren | 7.3 |
| 7.4 | Noordbargeres | 7.6 |
| 7.5 | Archemerberg | 7.6 |
| 7.6 | Vierlingsbeek | 7.9 |
| 7.7 | Evaluatie van de tot nu toe uitgevoerde berekeningen | 7.14 |

| INHOUD (vervolg) | | Blz. |
|------------------|--|------|
| 7.8 | Conclusies | 7.15 |
| 7.9 | Geraadpleegde literatuur | 7.16 |
| 8 | ANORGANISCHE MICROPARAMETERS IN GRONDWATER (L.M. Puijker) | |
| 8.1 | Inleiding | 8.1 |
| 8.2 | Opzet van het onderzoek | 8.1 |
| 8.3 | Resultaten bespreking | 8.2 |
| 8.4 | Conclusies | 8.8 |
| 8.5 | Geraadpleegde literatuur | 8.8 |
| 9 | BESTRIJDINGSMIDDELEN IN GRONDWATER (M.J.H. Janssen en L.M. Puijker) | |
| 9.1 | Inleiding | 9.1 |
| 9.2 | Gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem | 9.3 |
| 9.3 | Resultaten en discussie | 9.3 |
| 9.3.1 | Grondontsmettingsmiddelen in grondwater te Noordbargeres | 9.6 |
| 9.3.2 | Onkruidbestrijdingsmiddelen in het grondwater te Archemerberg | 9.11 |
| 9.3.3 | Onkruidbestrijdingsmiddelen in het grondwater te Vierlingsbeek | 9.14 |
| 9.4 | Conclusies en aanbevelingen voor verder onderzoek | 9.16 |
| 9.5 | Geraadpleegde literatuur | 9.18 |
| 10 | MUTAGENITEIT IN GRONDWATER (M.A. van der Gaag) | |
| 10.1 | Inleiding | 10.1 |
| 10.2 | Materiaal en methoden | 10.1 |
| 10.2.1 | Monstername | 10.1 |
| 10.2.2 | Isolatie- en opwerkingsprocedure | 10.2 |
| 10.2.3 | Amestest | 10.2 |
| 10.3 | Resultaten | 10.3 |
| 10.4 | Discussie | 10.4 |

| | |
|--|------|
| INHOUD (vervolg) | Blz. |
| 10.4.1 Methanogene anaerobie en mutageniteit | 10.4 |
| 10.4.2 Betekenis van de mutageniteit | 10.4 |
| 10.5 Geraadpleegde literatuur | 10.5 |

BIJLAGEN:

- A: Overzichtskaart van de winning Vierlingsbeek
- B: Overzichtskaart van de winning Archemerberg
- C: Overzichtskaart van de winning Noordbargeres

SAMENVATTING EN CONCLUSIES

De doelstelling van het project "Onderzoek Bescherming Waterwingebieden" omvat "het kwantificeren van de invloed van verontreinigingen en van beschermende maatregelen op de kwaliteit van het door de Nederlandse waterleidingbedrijven te onttrekken grondwater".

Afgeleide doelstellingen zijn:

- a. Het ontwikkelen van methoden en technieken zodanig dat waterleidingbedrijven dergelijk onderzoek zelf kunnen uitvoeren.
- b. Het uitvoeren van oriënterend onderzoek om op deze wijze inzicht te krijgen in onbekende of onderschatte bronnen van grondwaterverontreiniging.

Het project is begonnen met het kwantificeren van de invloed van landbouwkundige activiteiten op de grondwaterkwaliteit. In deze mededeling wordt tussentijds verslag gedaan van de werkzaamheden die de afgelopen jaren zijn uitgevoerd. Om de resultaten van het onderzoek zo nauw mogelijk bij de praktijk te laten aansluiten is het onderzoek samen met de betrokken waterleidingbedrijven op drie winningen uitgevoerd, namelijk: Archemerberg (Waterleiding Maatschappij "Overijssel" N.V.), Noordbargeres (N.V. Waterleidingmaatschappij "Drenthe"), en Vierlingsbeek (N.V. Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant).

Het onderzoek op het gebied van de voorspelling van de te onttrekken grondwaterkwaliteit heeft zich voornamelijk gericht op nitraat. Het oriënterend onderzoek betrof voornamelijk de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in het grondwater. Daarnaast is ook aandacht besteed aan meetnetinrichting en aan de aanwezigheid van anorganische microparameters en van mutageniteit in het grondwater.

Het spreekt vanzelf dat de resultaten van het onderzoek uitgevoerd op genoemde winningen geen volledig representatief beeld kunnen geven van de invloed van landbouwkundige activiteiten op de kwaliteit van het door de Nederlandse waterleidingbedrijven te onttrekken grondwater.

De resultaten van het tot nu toe uitgevoerde onderzoek zijn onderstaand samengevat.

- Beschrijving van de winningen

Het onderzoek op iedere winning is begonnen met een inventarisatie van de aanwezige gegevens betreffende geologie, geohydrologie, bodemkunde en chemie van het grondwater. Op deze wijze ontstaat een goed beeld van de betreffende winning met bijbehorende kenmerkende eigenschappen. De onderzochte winningen onttrekken alle grondwater aan een freatisch watervoerend pakket. De watervoerende pakketten op de winningen Noordbargeres en Vierlingsbeek zijn afgedekt door pakketten die veen en houtresten bevatten, met als gevolg dat het onttrokken grondwater op deze winningen bestaat uit een mengsel van aeroob en anaeroob water, in tegenstelling tot de winning Archemerberg die nagenoeg volledig aeroob grondwater onttrekt.

Rond de winning Vierlingsbeek bevindt de grondwaterspiegel zich op een diepte van circa 2 m-mv, rond de winningen Noordbargeres en Archemerberg op 10 à 15 m-mv. Monsterneming op deze beide laatste winningen is moeilijk. Daarom is het onderzoek op het gebied van meetnetinrichting uitgevoerd op de winning Vierlingsbeek.

Het landgebruik rond de winningen is zeer verschillend: Noordbargeres nagenoeg volledig bouwland, Archemerberg bos en heide met enige maisteelt en Vierlingsbeek bos, bouwland en grasland.

- Methoden voor de bepaling van de toestroming van grondwater

Voor de berekening van de samenstelling van het te onttrekken grondwater dient bekend te zijn waar het water infiltreert, langs welke weg het naar de pompputten toe stroomt en hoe lang het daar over doet. Deze berekeningen kunnen veelal niet worden uitgevoerd met eenvoudige programmatuur, die alleen stationaire en homogene situaties berekent.

Zo bleek het door de inhomogene situatie rond Noordbargeres niet mogelijk om een onbeïnvloede situatie te construeren. Bij Archemerberg varieert het doorlaatvermogen van het watervoerend pakket dermate sterk dat een schematisatie tot een homogeen pakket

te veel afwijkt van de werkelijkheid. Bij Vierlingsbeek was behoefte aan inzicht in de verdeling van de toestroming over de diepte, om te kunnen aangeven welk deel van het onttrokken water door het pyrietbevattende gedeelte van het pakket stroomt. Ten behoeve van al deze gevallen diende hydrologische programma's ontwikkeld te worden.

Een belangrijke randvoorwaarde hierbij is de beschikbaarheid van voldoende en voldoende nauwkeurige veldgegevens. Het heeft geen zin programmatuur toe te passen die zeer gedetailleerde berekeningen mogelijk maakt indien de veldsituatie maar globaal bekend is en vice versa. De ervaring op de tot nu toe doorgerekende winningen heeft geleerd dat na toetsing van de resultaten van de berekeningen aan de praktijk meer gedetailleerde hydrologische informatie noodzakelijk was om het hydrologische beeld sluitend te krijgen.

- Inrichting van een meetnet

Doelstelling van het oriënterend onderzoek op het gebied van meetnetinrichting is een goed inzicht in de relatie landgebruik en ondiepe grondwaterkwaliteit te verkrijgen. Daartoe is rond de winning Vierlingsbeek een aantal waarnemingsputten geplaatst. Bij deze waarnemingsputten bevindt het putfilter zich tussen 1 en 4 m-mv. Op deze wijze wordt de bovenste 2 m van het grondwater bemonsterd. Het bleek op deze locatie mogelijk aan de vooraf geformuleerde doelstellingen ten aanzien van nauwkeurigheid te voldoen. Tevens bleek het mogelijk de onderscheiden vormen van landgebruik te karakteriseren door verschillen in chemische samenstellingen van het ondiepe grondwater.

- Landgebruik en kwaliteit van het ondiepe grondwater

Om een betrouwbare voorspelling van de kwaliteit van het te onttrekken grondwater mogelijk te maken dient in principe de chemische samenstelling van het ondiepe grondwater over het gehele intrekgebied bekend te zijn, zowel nu als in het verleden. Met behulp van landbouwcijfers, de zogenaamde Meitellingen, is het mogelijk een schatting te maken van de kwaliteit van het ondiepe grondwater. Ter toetsing zijn resultaten van de chemische ana-

lyses uit de ondiepe waarnemingsputten beschikbaar. In Vierlingsbeek bleken de geschatte en de gemeten waarden goed overeen te komen. Met behulp van de trend in de landbouwcijfers is het mogelijk de ondiepe grondwaterkwaliteit in het verleden voldoende te benaderen.

Gebleken is dat een dergelijke benadering alleen mogelijk is in gemeenten met een homogeen landschap. De ervaring leert dat deze benadering niet mogelijk is als er grote geografische verschillen zijn, bijvoorbeeld in hoogteligging. Binnen de gemeente Vierlingsbeek is het landschap homogeen; in de gemeente Ommen komen naast lage gronden ook hooggelegen gronden op de stuwwal voor. Het ligt in de lijn der verwachting dat op hoge gronden meer drijfmest uitgereden zal worden dan op lage gronden. In het beschermingsgebied rond de winning Archemerberg, dat op de stuwwal is gelegen, werden daarom veel hogere concentraties gevonden dan uit de landbouwcijfers werden geschat. Bij de berekeningen werd, vanzelfsprekend, uitgegaan van de gemeten concentraties en werden de landbouwcijfers gebruikt voor de trend.

Uit het onderzoek bleek dat de kwaliteit van het ondiepe grondwater onder de onderscheiden vormen van landgebruik, namelijk grasland, bouwland exclusief mais, mais en natuurgebied, duidelijk verschillend is. Opvallend was dat in Vierlingsbeek de nitraatconcentratie onder grasland vergelijkbaar is met die onder bouwland.

- Chemische processen in het grondwater tijdens de stroming naar het puttenveld

Om tot voorspellingen van de nitraatconcentratie in het onttrokken grondwater te kunnen komen bleek nauwkeurige informatie over de verbreiding van reactieve bestanddelen, zoals organisch materiaal en ijzersulfiden in het afdekkend en het watervoerend pakket noodzakelijk. Deze informatie kan worden verkregen door chemisch onderzoek van grondmonsters die tijdens de boring zijn genomen. Deze gehalten zijn soms zo laag dat zij onder de onderste analysegrens blijken te liggen. Uit de chemische samenstelling van het grondwater kan echter blijken dat deze reactieve bestanddelen wel degelijk aanwezig zijn. De monsterneming dient

daarom zeer zorgvuldig te gebeuren.

Met behulp van minifilterputten kan op korte onderlinge verticale afstand de chemische samenstelling van het grondwater worden gemeten. De resultaten van deze chemische analyses maken het mogelijk de juistheid van de inzichten op hydrologisch en chemisch gebied van een winning te toetsen. Verdere toetsing is mogelijk door de schatting van de ouderdom van het grondwater met behulp van tritium-analyses. Menging van grondwater van verschillende ouderdom kan, met name in heterogene watervoerende pakketten, de interpretatie gecompliceerd maken.

- Voorspellingen van de grondwaterkwaliteit

Zodra bovengenoemde informatie, namelijk hydrologische situatie, ondiepe grondwaterkwaliteit en optreden van chemische processen, beschikbaar is, is het mogelijk de kwaliteit van het te onttrekken grondwater te berekenen. Tevens kan dan het effect van beschermende maatregelen worden benaderd.

Met name met programma's die werken volgens de methode van "particle-tracking" zijn goede resultaten te behalen. Voor pompstation Archemerberg bleek het mogelijk om de effecten van een aantal beschermingsmaatregelen voor de nitraatconcentratie te berekenen. Bij Noordbargeres ontbraken gegevens over de uitspoeling van DCP en de afbraak in de bodem zodat slechts een oriënterende berekening van de in de toekomst te verwachten concentraties van deze stof kon worden uitgevoerd. Bij Vierlingsbeek bleken meerdere schematisaties mogelijk om de tot nu toe gemeten concentraties na te rekenen. De geochemische situatie kan hier het beste worden geschematiseerd met behulp van een drie-dimensionaal model.

- Anorganische microparameters in grondwater

In Vierlingsbeek is, gebruik makend van zeven ondiepe waarnemingsputten met metingen op twee tijdstippen, het ondiepe grondwater op de aanwezigheid van anorganische microparameters (zware metalen) onderzocht. De concentraties van onder andere aluminium en zink bleken de maximaal toelaatbare concentraties van het Waterleidingbesluit te overschrijden. De concentraties van andere

parameters zoals kwik, arseen, lood, seleen, antimoon, chroom en barium, werden geen enkele keer overschreden en de concentraties van koper, cadmium en nikkel in enkele gevallen.

- Bestrijdingsmiddelen in grondwater

Rond de winning Noordbargeres blijkt de bovenste tien meter van het grondwater op grote schaal te zijn verontreinigd met 1,2-dichloorpropan. Ook andere verontreinigingen afkomstig van het grondontsmettingsmiddel 1,3-dichloorpropeen zijn aangetroffen, zoals 1,2,3- en 1,2,2-trichloorpropan. Naar de aanwezigheid van andere grondontsmettingsmiddelen is oriënterend onderzoek uitgevoerd; methylisothiocyanaat, aldicarb en ethoprofos zijn tot nu toe niet aangetroffen, wel oxamyl.

Tevens is oriënterend onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid van onkruidbestrijdingsmiddelen onder mais. Rond Archemerberg zijn geen middelen in het grondwater aangetroffen. Rond de winning Vierlingsbeek, waar de grondwaterspiegel op circa 2 m-mv aanwezig is, zijn wel regelmatig bestrijdingsmiddelen aangetroffen, zoals atrazin, cyanazin, simazin en bentazon en ook metaboliëten afkomstig van deze middelen. De gevonden concentraties lopen op tot circa 1 µg/l.

- Mutageniteit in grondwater

Te Vierlingsbeek zijn vijf monsters afkomstig van verschillende diepten van één put onderzocht. Alleen het diepste grondwater bleek in de Amestest mutageen te zijn. Er zijn geen aanwijzingen dat dit monster verontreinigingen zou bevatten; gezien het aerobe karakter van de overige monsters moet de mutageniteit waarschijnlijk aan het anaerobe karakter van het grondwater worden toegeschreven.

AANBEVELINGEN

Aanbevelingen voor verder onderzoek

- De uitvoering van het onderzoek is tot nu toe beperkt tot drie winningen. De betreffende locaties vormen geen volledig representatieve afspiegeling van de grondwaterwinningen van de Nederlandse waterleidingbedrijven. Daarom wordt voorgesteld het aantal locaties in het onderzoek uit te breiden, o.a. met een winning waar volledig anaeroob grondwater wordt onttrokken. Op deze in het onderzoek op te nemen winningen dienen de reeds ontwikkelde methoden en technieken verder te worden getoetst, alvorens zij als betrouwbaar instrument aan de waterleidingbedrijven beschikbaar kunnen worden gesteld.
- De stroming door en het verblijf in afdekkende en watervoerende pakketten bepalen de chemische samenstelling van het grondwater. In de praktijk bleek dat voor de berekening van de te onttrekken grondwaterkwaliteit vaak een gedetailleerder hydrologisch beeld nodig was dan oorspronkelijk werd gedacht. Om deze situaties te kunnen doorrekenen dienen hydrologische rekenprogramma's nader te worden ontwikkeld.
- Voor een eerste indruk van de relatie landgebruik-grondwaterkwaliteit kunnen landbouwcijfers, de zogenaamde Meitellingen, goed worden gebruikt. Wel is nader onderzoek nodig onder andere naar de stikstofbalans op grasland, aangezien deze balans een groot gat vertoont.
- De relatie landgebruik-grondwaterkwaliteit moet met behulp van een meetnet worden getoetst. Bij de inrichting spelen meetdichtheid, meetlocatie en meetfrequentie een rol. Aan met name het aspect meetfrequentie is tot nu toe weinig aandacht besteed.
- De chemische samenstelling van het grondwater kan onder invloed van chemische processen onderweg veranderen. Tot nu toe is voornamelijk het optreden van denitrificatie onder invloed van

ijzersulfiden bestudeerd. Onderzoek naar het optreden van volgprocessen bij denitrificatie en andere processen is noodzakelijk.

- Tot nu toe zijn nog slechts enkele metingen uitgevoerd naar de chemische samenstelling van het ondiepe grondwater met betrekking tot anorganische microparameters (zware metalen). Aangezien deze parameters aanwezig zijn in drijfmest en onder invloed van zure neerslag in de bodem worden gemobiliseerd, is oriënterend onderzoek naar aard en omvang noodzakelijk.
- Oriënterend onderzoek heeft de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in het ondiepe grondwater aangetoond. Voorgesteld wordt het onderzoek op dit terrein sterk uit te breiden door op enkele winningen na te gaan welke middelen in het verleden zijn gebruikt en waar zij zich zouden kunnen bevinden. Op deze wijze is een verantwoorde keuze van de te onderzoeken middelen en gericht onderzoek naar hun aanwezigheid mogelijk.
- Aangezien de in één meting vastgestelde mutageniteit in de Ames-test bleek samen te hangen met de anaerobie van het grondwater, wordt voorgesteld dit onderzoek binnen dit project niet voort te zetten.

Aanbevelingen voor de waterleidingbedrijven individueel

Willen waterleidingbedrijven over enige tijd de kwaliteit van het te onttrekken grondwater op hun winningen kunnen voorspellen, dan dienen zij daarvoor nu reeds de volgende acties te ondernemen:

- Verwerven van een goed geohydrologisch inzicht in hun winningen. Met behulp van gevoeligheidsanalyses kan in een iteratief proces van meten en rekenen worden nagegaan welke parameters het meest kritisch zijn.

- Verwerven van een goed inzicht in de belasting van het ondiepe grondwater. Met betrekking tot meststoffen kan dit gebeuren door regelmatig het landbouwkundig landgebruik te inventariseren; voor bestrijdingsmiddelen zullen de inventarisaties het specifieke gebruik moeten omvatten. Ook een reconstructie van het verleden is van belang.
- Benadering van de kwaliteit van het ondiepe grondwater uit het landbouwkundig landgebruik. Aanbevolen wordt deze benadering te toetsen door het ondiepe grondwater regelmatig te analyseren met behulp van een meetnet bestaande uit enkele strategisch geplaatste waarnemingsputten, waarmee de bovenste 1 à 2 m van het grondwater kan worden bemonsterd.
- Verwerven van een goed inzicht in de verbreiding van reactieve componenten in afdekkende en watervoerende pakketten. Tot nu toe blijkt met name de rol van organisch materiaal en ijzersulfiden van belang. Inzicht in de verbreiding hiervan kan worden verkregen door bij voorkomende gelegenheden het gehalte van deze parameters in de bodem te bepalen.
- Installeren en regelmatig analyseren van enkele minifilterputten ter verkrijging van een goed inzicht in het optreden van chemische processen in afdekkende en watervoerende pakketten.
- Analyseren van het ondiepe grondwater rond de eigen winningen op de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen.

Aanbevelingen voor de waterleidingbedrijven algemeen

De speurwerkcapaciteit van het KIWA is beperkt. Het spreekt vanzelf dat in het kader van dit onderzoek door het KIWA slechts enkele winningen kunnen worden betrokken. Dit speurwerkproject zal zeer aan kwaliteit en snelheid winnen wanneer de bedrijven de "Commissie Onderzoek Bescherming Waterwingebieden" op de hoogte zouden stellen van de resultaten van en ervaringen met eigen onderzoek op dit terrein.

VERANTWOORDING

Deze mededeling bevat de eerste resultaten van het onderzoek dat is uitgevoerd in het kader van het speurwerkproject "Bescherming van de kwaliteit van bodem en grondwater ten behoeve van de openbare drinkwatervoorziening". Dit project maakt deel uit van het door de Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland (VEWIN) aan het Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen (KIWA) opgedragen speurwerkprogramma.

Hoewel het onderzoek nog niet is afgerond, worden de eerste resultaten reeds gepresenteerd om op deze wijze de waterleidingbedrijven snel te kunnen informeren. Dit is van belang vanwege de actualiteit van het onderwerp, zoals onder andere kan worden afgeleid uit de invoering van de Wet Bodembescherming op 1 januari 1987. Bovendien kunnen op deze wijze alle bedrijven mede richting geven aan de verdere uitvoering van dit project.

Het onderzoek wordt begeleid door de KIWA Commissie "Onderzoek Bescherming Waterwingebieden", die als volgt is samengesteld:

Voorzitter:

ir. W.G. Beeftink, N.V. Waterleidingmaatschappij "Drenthe",

Secretaris:

ir. C.G.E.M. van Beek, KIWA N.V.,

Leden:

ing. H. Boukes, KIWA N.V.,

ir. G.J. Heij, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne,

dr. F.G. Mulder, N.V. Waterleidingmij Oostelijk Gelderland,

ir. P.A.N.M. Nuhn, N.V. Waterleiding Maatschappij "Noord-West-Brabant",

ir. D. van Rijsbergen, N.V. Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant,

ir. J.G.M.M. Smeenk, Gemeentewaterleidingen Amsterdam,

ing. Th.P.R. Smit, Waterleiding Maatschappij "Overijssel" N.V.,

ir. A.I.A. Soppe, Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen,

dr. T. Trouwborst, Directie Drink- en Industriewatervoorziening,

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer,
ir. H.J. Vinkers, KIWA N.V., en
ir. J. Zweegman, N.V. Waterleidingmaatschappij voor de provincie Groningen.

Naast de generale begeleiding door de Commissie werd het onderzoek op de winplaatsen mee uitgevoerd en begeleid door medewerkers van de participerende waterleidingbedrijven. Deze locale onderzoeken stonden onder leiding van respectievelijk: drs. T. Csengö (WMD), ir. D. van Rijsbergen (WOB) en ing. Th.P.R. Smit (WMO). Wegens het multidisciplinaire karakter van de problematiek zijn ook vele medewerkers van het KIWA bij het project betrokken.

1 INLEIDING

1.1 Grondwaterverontreiniging

Afgelopen jaren zijn op meerdere puttenvelden in het onttrokken grondwater verontreinigingen aangetroffen. Deze verontreinigingen betroffen onder andere:

- vluchtige halogeenkoolwaterstoffen afkomstig van industriële activiteiten,
- minerale olieprodukten afkomstig van benzine servicestations, en
- nitraat en bestrijdingsmiddelen afkomstig van landbouwkundige activiteiten.

De aanwezigheid van deze verontreinigingen dwongen de betrokken waterleidingbedrijven maatregelen te nemen, die varieerden van aanpassingen in de zuivering tot het plaatsen van interceptieputten en het spuien van de verontreinigde putten.

In het bijzonder vanwege de hygiënische betrouwbaarheid, maar ook vanwege de eenvoudige zuivering, de constante temperatuur en de lage kosten in verband met infrastructurele werken heeft grondwater een voorkeur bij de bereiding tot drinkwater (SDIV, 1981). Om deze redenen hechten de waterleidingbedrijven zeer aan grondwater als grondstof voor de drinkwaterbereiding. Eén van de uitgangspunten voor de bescherming van het grondwater is dat deze bescherming zodanig moet zijn dat het grondwater met behulp van de gebruikelijke eenvoudige zuivering tot drinkwater kan worden bereid (CBW, 1980).

In de Wet Bodembescherming wordt veel aandacht besteed aan de grondwaterbeschermingsgebieden. Uiterlijk 1 januari 1989 dienen de provincies een verordening bescherming waterwingebieden en een grondwaterbeschermingsplan gereed te hebben. Het spreekt vanzelf dat deze ontwikkelingen de waterleidingbedrijven ten zeerste raken. In hun overleg met de provincie dienen de waterleidingbedrijven de bedreigingen van hun puttenveld duidelijk te kunnen aangeven, maar anderzijds ook de door de provincie voorgestelde maatregelen ter bescherming van de grondwaterkwaliteit in de beschermingsgebieden te kunnen evalueren. Ten behoeve van deze evaluatie dienen de bedrijven zelf in staat te zijn voor hun grondwaterwinningen verschillende beschermingsscenario's door te rekenen, dan

wel de resultaten van de door derden uitgevoerde berekeningen te kunnen controleren en evalueren.

1.2 Opzet

De methoden en technieken , nodig voor de uitvoering van berekeningen ten behoeve van deze evaluaties, worden in het kader van het VEWIN-Speurwerkproject "Onderzoek Bescherming Waterwingebieden" ontwikkeld. Aangezien het niet mogelijk is in één keer een methode voor alle mogelijke omstandigheden en situaties te ontwikkelen, is in deze werkzaamheden een fasering aangebracht.

Exacte informatie over het landgebruik binnen de beschermingsgebieden is niet van alle winningen bekend. In de provincie Gelderland wordt van de beschermingsgebieden 40% van de oppervlakte ingenomen door natuurgebieden, 40 % door landbouw, 10 % door bewoning en 10 % voor andere doeleinden (Provincie Gelderland, 1986). Voorlopig wordt ervan uitgegaan dat gemiddeld meer dan de helft van de oppervlakte van de beschermingsgebieden door landbouw wordt ingenomen. Daarom is besloten het onderzoek te beginnen met de beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit door landbouwkundige activiteiten.

Binnen landbouw worden vele stoffen op het land gebracht, zoals kunstmest, drijfmest en bestrijdingsmiddelen. Uit eerder onderzoek (van Beek et al, 1984) bleek, dat 25 % van de puttenvelden wordt bedreigd door verontreiniging van het grondwater met nitraat. Daarom is nitraat gekozen als "model parameter" voor het onderzoek. Bijkomend voordeel is dat nitraat niet is betrokken in chemische reacties zoals adsorptie, precipitatie etc. Wel wordt nitraat in zuurstofloze omgeving afgebroken tot stikstof, hetzij onder invloed van organisch materiaal dan wel van ijzersulfiden.

De keuze van nitraat als "model parameter" houdt niet in dat andere parameters niet worden beschouwd. Tegelijkertijd wordt ook aandacht besteed aan andere parameters die bij landbouwkundige activiteiten kunnen vrijkomen, zoals kalium, zware metalen, bestrijdingsmiddelen en aan de effecten van bodemverzuring onder invloed van ammoniakdepositie. Tot nu toe is met name de aanwezigheid van

bestrijdingsmiddelen in het ondiepe grondwater nagegaan.

Om de resultaten van het onderzoek zo nauw mogelijk op de praktijk te laten aansluiten, wordt het onderzoek op enkele winningen uitgevoerd. Op deze winningen worden de onderzoeksmethoden, zoals meetnetinrichting, monsterneming, chemische analyse, grondonderzoek en rekenprogrammatuur, en de eisen waaraan dit onderzoek moet voldoen, zoals gewenste nauwkeurigheid, ontwikkeld en getoetst. Zodra deze resultaten beschikbaar zijn worden zij op enkele andere winningen getoetst en gegeneraliseerd.

Om tot een keuze van de te onderzoeken winningen te komen zijn een aantal criteria opgesteld. Deze criteria omvatten:

- a. freatische winning, hierbij zijn de effecten van verontreiniging op de kwaliteit van het onttrokken grondwater het snelst en duidelijkst merkbaar. Indien tevens de grondwaterspiegel ondiep aanwezig is, is het grondwater gemakkelijk bereikbaar voor monsterneming;
- b. eenvoudige en eenduidige geohydrologische situatie rond de winning. De kwaliteit van de chemische berekeningen mag niet door de hydrologische situatie bemoeilijkt worden;
- c. verscheidenheid in geohydrochemische situaties, dat wil zeggen winningen die zuurstofrijk en winningen die zuurstofloos water onttrekken;
- d. een overwegend gedeelte van het intrekgebied dient door landbouw te worden ingenomen;
- e. er dient informatie over de afgelopen jaren beschikbaar te zijn, bijvoorbeeld over chemische samenstelling van het onttrokken water, van het grondwater in waarnemingsfilters etc.;
- f. er dienen waarnemingsputten aanwezig te zijn;
- g. de te onderzoeken winningen dienen gespreid over Nederland aanwezig te zijn.

Deze overwegingen hebben geleid tot de keuze van de volgende winningen: Archemerberg (Waterleiding Maatschappij "Overijssel" N.V.), Noordbargeres (N.V. Waterleidingmaatschappij "Drenthe") en Vierlingsbeek (N.V. Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant). Archemerberg heeft een diepe grondwaterspiegel waar volledig aerob grondwater wordt onttrokken. Ook de winning Noordbargeres heeft

een diepe grondwaterspiegel, maar er wordt een mengsel van aerob en anaerob grondwater onttrokken. Nitraat wordt gereduceerd, waarschijnlijk voornamelijk onder invloed van organisch materiaal. Ook op de winning Vierlingsbeek wordt een mengsel van aerob en anaerob water onttrokken. Het nitraat wordt hier waarschijnlijk gereduceerd onder invloed van sulfiden. De winning heeft een ondiepe grondwaterspiegel.

1.3 Uitvoering

Het onderzoek wordt samen met het betrokken waterleidingbedrijf uitgevoerd. Allereerst wordt alle beschikbare informatie op het gebied van geologie, geohydrologie, bodemkunde, geohydrochemie, landgebruik en grondwateronttrekking samengevat en geëvalueerd. Vervolgens wordt met behulp van de geohydrologische parameters een hydrologisch beeld van de winning opgesteld. Dit omvat de beschermingsgebieden, het intrekgebied van de winning en van de afzonderlijke putten.

Na een gedetailleerde inventarisatie van het landgebruik, waarbij binnen landbouw de afzonderlijke teelten worden onderscheiden, en informatie over de bijbehorende chemische samenstelling van het ondiepe grondwater, is het mogelijk, rekening houdend met chemische processen in de bodem en het watervoerend pakket, de eerste voorspellingen voor de te onttrekken grondwaterkwaliteit uit te voeren. Er wordt niet op gerekend dat deze voorspellingen juist zullen zijn; integendeel uit deze eerste resultaten zal duidelijk worden, met behulp van een gevoeligheidsanalyse, op welke aspecten nader onderzoek noodzakelijk is. Verwacht wordt dat dan nauwkeuriger voorspellingen mogelijk zijn.

De kwaliteit van het ondiepe grondwater kan worden gekarakteriseerd met behulp van chemisch en toxicologisch onderzoek. Bij het chemisch onderzoek wordt gedacht aan onderzoek naar de aanwezigheid van zware metalen en bestrijdingsmiddelen, bij het toxicologisch onderzoek aan mutageniteitsonderzoek met behulp van Amestesten.

Zodra methoden en technieken voor de in het onderzoek betrokken

winningen zijn ontwikkeld zal de betrouwbaarheid ervan op enkele andere winningen worden getoetst. Vervolgens zullen zij aan de waterleidingbedrijven ter hand worden gesteld.

1.4 Publicaties

In het kader van het project "Onderzoek bescherming waterwingebieden" zijn tot nu toe de volgende publicaties verschenen.

- van Beek, C.G.E.M. (1985). Beïnvloeding door landbouwkundige activiteiten van de kwaliteit van het door de waterleidingbedrijven te onttrekken grondwater, KIWA, SWE 85.126, 16 p.
- van Beek, C.G.E.M., D. van der Kooij, P.C. Noordam en J.C. Schippers (1984): Nitraat en drinkwatervoorziening, KIWA-Mededeeling 84, 144 p.
- van Beek, C.G.E.M. (1983). Geohydrologische classificatie, KIWA, SWE 83.016.
- van Beek, C.G.E.M. (1983). Bodemgebruik van de beschermingszones, KIWA, SWE 83.015, p. .
- den Blanken, M.G.M., C.G.E.M. van Beek, W.G. Beeftink, F.G. Mulder, D. van Rijsbergen en J. Zweegman (1985). Grondwaterbescherming in de USA, verslag van een studiereis, KIWA, SWE 85.015, 87 p.
- Boukes, H. (1987). Een methode voor de bepaling van de nitraatconcentratie in het opgepompte grondwater bij diverse bemestingsscenario's, H₂O 20(14) 326-329.
- Boukes, H. (1987). Een methode voor de bepaling van de gevoeligheid van de nitraatconcentratie in het opgepompte grondwater voor diverse bemestingsscenario's, KIWA, SWE 87.003.
- Boukes, H. (1985). Eerste oriënterende berekeningen naar de verticale verdeling van de grondwaterstroming naar het pompstation Vierlingsbeek, KIWA, SWE 85.127.
- Dichloorpropan in grondwater (1986) KIWA.
- Eijsink, R. (1985). Onderzoek naar de relatie landbouw, bewoning, grondwaterkwaliteit rondom grondwaterpompstation Noordbargeres, I Inventarisatie van gegevens, KIWA, SWE 85.003, 27 p.

- Eijsink, R. (1985). Onderzoek naar de relatie landbouw-grondwaterkwaliteit rondom de grondwaterwinning Archemerberg, II Nitraatbelasting van het grondwater, KIWA, SWE 85.017, 28 p.
- de Jong, C. (1986): Grondwaterbelasting 25-jaarszone Vierlingsbeek, KIWA, SWE 86.112.
- de Jonge, E. (1986). Onderzoek naar de grondwaterkwaliteit rondom pompstation Noordbargeres, uitspoeling van mineralen naar het grondwater, KIWA, SWE 86.014, 29 p.
- Maasdam, R. (1984). De beïnvloeding van de kwaliteit van het grondwater ten gevolge van bewoning, KIWA, SWE 84.014, 149 p.
- Peters, J.H. en H. Boukes (1987). Hoeveel nitraat is nog "onderweg?", *H₂O* 20(14) 322-325.
- Peters, J.H., H. Boukes and R. Eijsink (1986). Contaminant modelling to predict nitrate contents in groundwater abstracted for potable use, Proc. 19th Congress Int. Ass. Hydrogeologists (IAH), Kalovy Vary, Czechoslovakia, Memoires 19, part 1, p. 565-574.
- Peters, J.H., H. Boukes en R. Eijsink (1986). Contaminant modelling to predict nitrate contents in groundwater abstracted for potable use, KIWA, SWE 86.008, 10 p.
- van Steenwijk, J.M. (1987). Monsterneming vluchtige organische verbindingen in grondwater onder druk, *H₂O* 20(4) 92-93.
- van Steenwijk, J.M. (1986). De chemie van het grondwater in het eerste watervoerend pakket rond het pompstation Vierlingsbeek, KIWA, SWE 86.018, 36 p.
- van Steenwijk, J.M. (1985). Vergelijkend onderzoek monsternemingstechnieken, een eerste aanzet, KIWA, SWE 85.123, 16 p.
- Verheyen, L.H.A.M. (1984). Ontwikkeling van de nitraatconcentratie van het grondwater in de omgeving van het pompstation Vierlingsbeek, KIWA, SWE 84.015, 147 p.

In deze mededeling zijn de resultaten van het tot nu toe uitgevoerde onderzoek samengevat. Het is daarbij niet mogelijk alle details te vermelden. Deze kunnen in de reeds verschenen en nog te verschijnen publicaties worden gevonden.

1.5 Geraadpleegde literatuur

- van Beek, C.G.E.M., D. van der Kooij, P.C. Noordam en J.C. Schippers (1984). Nitraat en drinkwatervoorziening, KIWA-mededeling 84, 144 p.
- CBW, Commissie Bescherming Waterwingebieden (1980). Richtlijnen en aanbevelingen voor de bescherming van waterwingebieden, VEWIN, Rijswijk en RID, Leidschendam, 59 p.
- Provincie Gelderland (1986). Voorontwerp Milieuhygiënisch Beleidsplan 1987-1990 "Naar een samenhangend beleid", 133 p. met bijlagen.
- SDIV, Structuurschema Drink- en Industriewater Voorziening (1986). Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Ministerie van Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Tweede Structuurschema drink- en industriewatervoorziening A: Beleidsvoornemen, Staatsuitgeverij, 213 p., Tweede Kamer zittingstuk 16275.

2 BESCHRIJVING VAN DE WINNINGEN

2.1 Inleiding

Het beschermingsonderzoek is uitgevoerd op drie winningen, namelijk:

- pompstation Vierlingsbeek (N.V. Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant),
- pompstation Archemerberg (Waterleiding Maatschappij "Overijssel" N.V.), en
- pompstation Noordbargeres (N.V. Waterleidingmaatschappij "Drenthe").

In dit hoofdstuk zullen deze winningen globaal worden beschreven. Deze algemene informatie is voor een goed overzicht in dit hoofdstuk samengevat. Tevens zullen de overeenkomsten en verschillen tussen de betrokken winningen worden aangegeven.

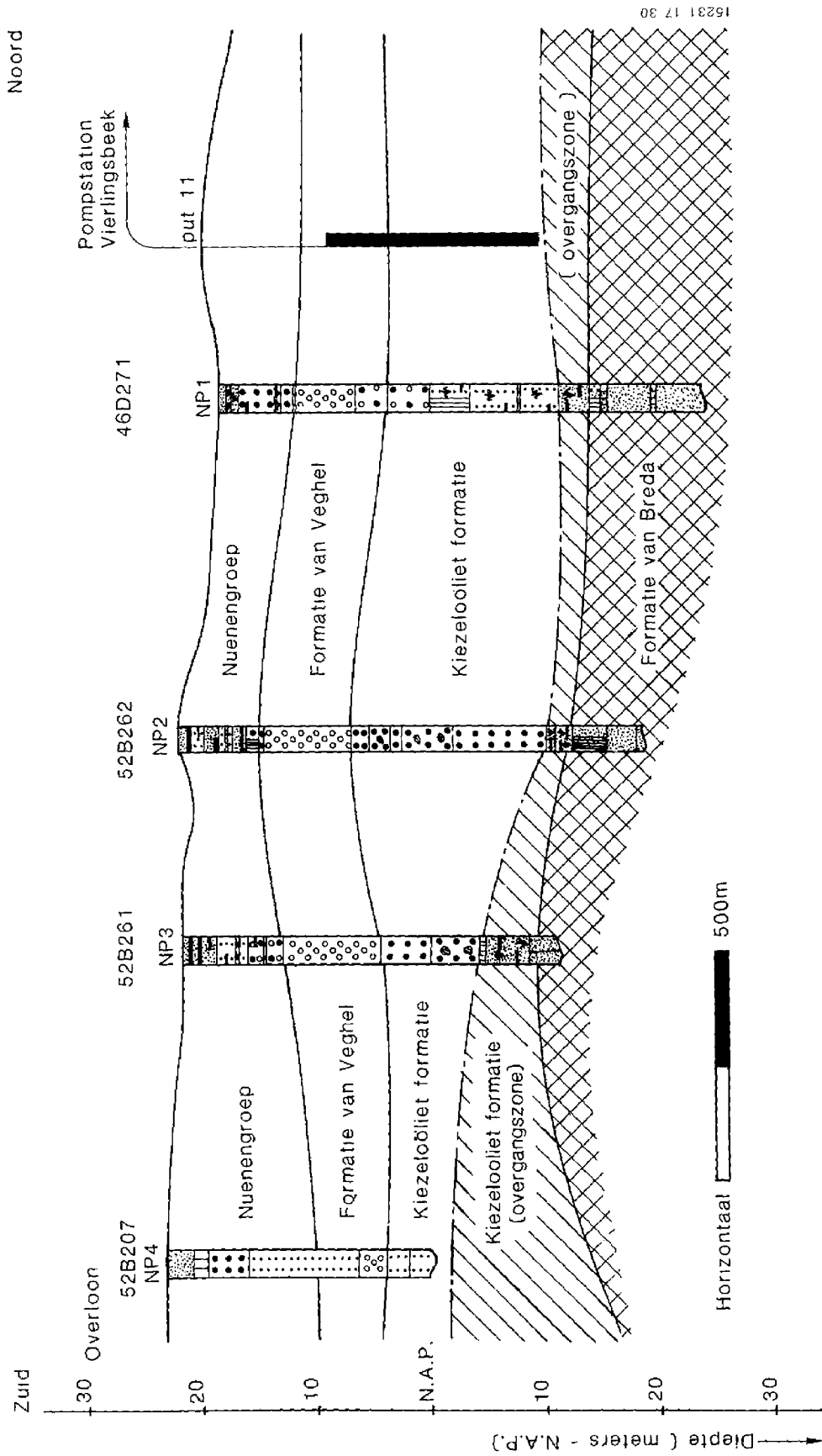
2.2 Pompstation Vierlingsbeek

2.2.1 Algemeen

De winning Vierlingsbeek ligt in het oostelijk gedeelte van Noord-Brabant op de rand van de Peel naar de Maas in de gemeente Vierlingsbeek. Het pompstation is in 1965 in bedrijf gesteld. Er wordt per jaar ongeveer 3 miljoen m³ water onttrokken aan het eerste watervoerende pakket op een diepte van 9 tot 29 m-mv. Het betreft een freatische winning. Het puttenveld bestaat momenteel uit 15 putten.

Het puttenveld zelf is in een bosgebied gelegen. Het intrekgebied bestaat uit bossen en landbouwgronden met zowel akkerbouw als grasland. Ook een gedeelte van de bebouwde kom van Overloon is binnen het intrekgebied gelegen.

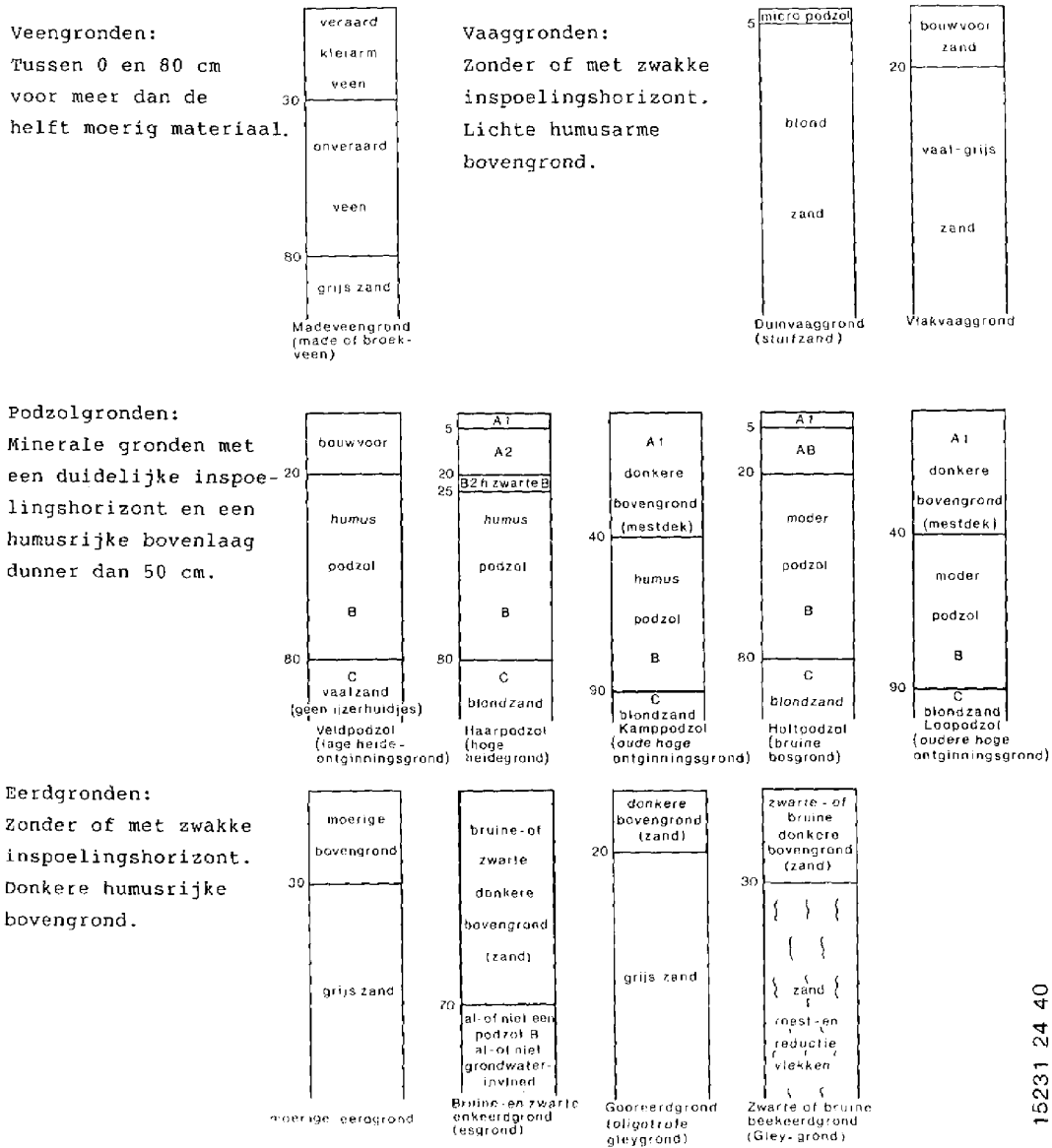
De ligging van het waterwingebied en de grens van het beschermingsgebied is aangegeven op de overzichtskaart in bijlage A. Tevens zijn op deze kaart de minifilterputten, de waarnemingsputten en de "nitraatputten" (NP) rond het pompstation aangegeven. Zogenaamde nitraatputten zijn waarnemingsputten waarvan het filter is gesteld in de bovenste twee meter van het grondwater.



Figuur 2.1 Geologische dwarsdoorsnede van de winning Vierlingsbeek

2.2.3 Bodem

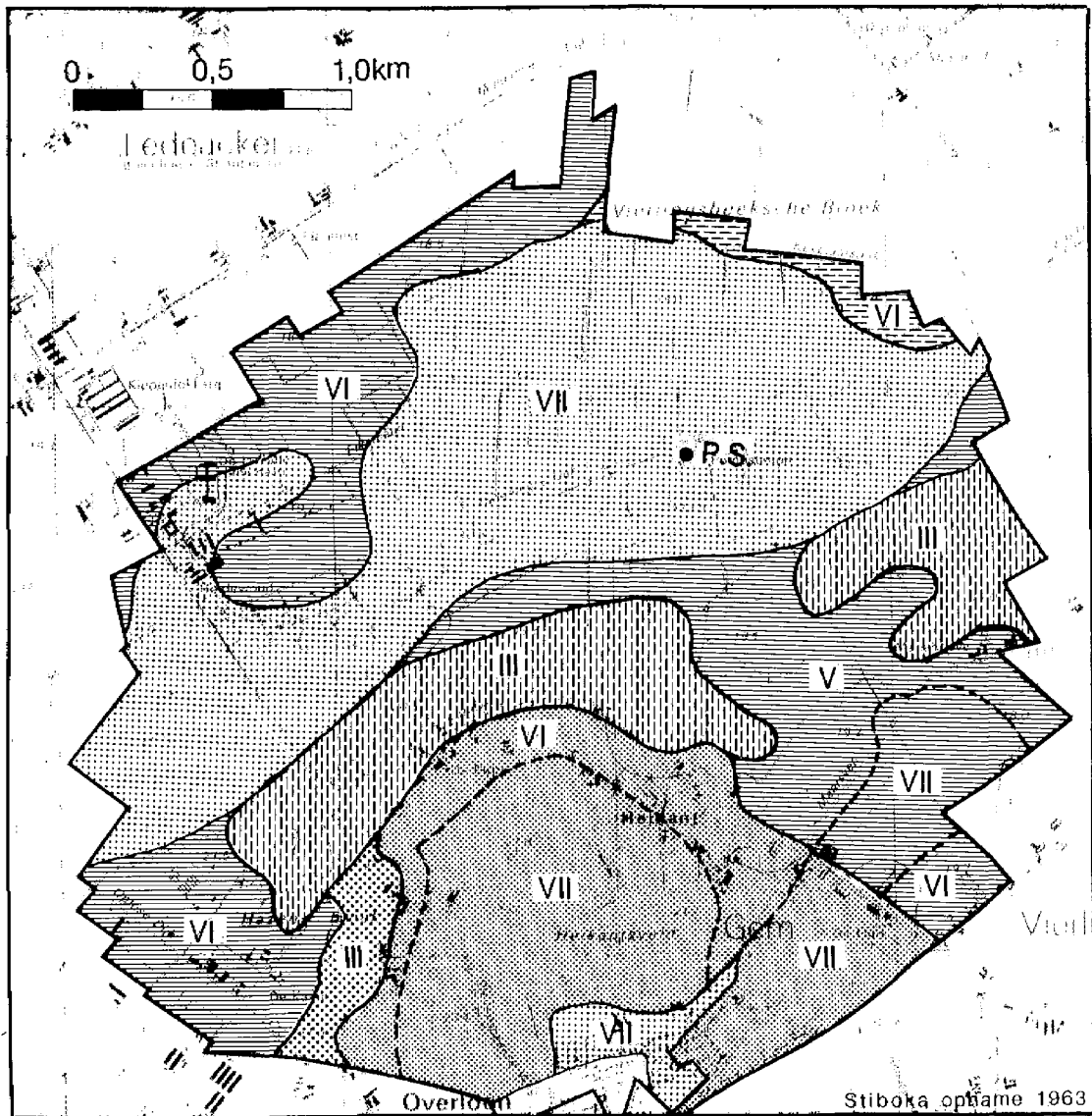
In het gebied van pompstation Vierlingsbeek komen alleen zandgronden voor. In figuur 2.2 zijn de voorkomende grondsoorten schematisch weergegeven.












15231 24 40

Figuur 2.2 Samenvatting van de onderscheiden bodemsoorten (Cursus Bodemkunde)

Figuur 2.3 geeft aan waar de verschillende grondsoorten rond het pompstation voorkomen.



-  Hn21 : Veldpodzolgronden.
-  Zd21 : Duinvaaggronden.
-  Zn21 : Vlakvaaggronden.
-  zEZ21 : Hoge zwarte enkeerdgronden.
-  EZg21 : Lage enkeerdgronden.
-  pZn21 : Gooreerdgronden.
-  ..21 : Leemarm en zwak lemig fijn zand.
-  : Bebouwdekom.
-  VII : Grondwatertrap VII.

15231 02 40

Figuur 2.3 Bodemkaart van de omgeving van Vierlingsbeek

2.2.4 Grondwatertrappen

Het gemiddelde verloop van de grondwaterstand op een bepaalde plaats wordt (schematisch) gekarakteriseerd met behulp van de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) en de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG). Op basis van de GLG en de GHG is een klassenindeling gemaakt, de zogenaamde grondwatertrappen (Gt). Tabel 2.1 geeft deze grondwatertrappen met bijbehorende GHG en GLG. In de praktijk wordt van enige grondwatertrappen een drogere variant onderscheiden die met een * wordt aangegeven.

Tabel 2.1 Grondwatertrappenindeling

| Grondwatertrap: | I | II | III | IV | V | VI | VII |
|-----------------|-------|-------|--------|--------|------|-------|--------|
| GHG in cm-mv | (<20) | (<40) | <40 | >40 | <40 | 40-80 | >80 |
| GLG in cm-mv | <50 | 50-80 | 80-120 | 80-120 | >120 | >120 | (>160) |

In figuur 2.3 zijn tevens de grondwatertrappen rond het pompstation aangegeven. Deze grondwatertrappen zijn opgenomen in 1960 - 1963. Als gevolg van de onttrekking door het pompstation en door de verbeterde ontwatering na ruilverkaveling, komen in de omgeving van het pompstation momenteel alleen nog maar de grondwatertrappen V* en VII voor.

2.2.5 Oppervlakte water

In de omgeving van de winning komen drie beken voor, namelijk

- de Lactariabeek aan de westzijde,
- de Oeffeltse Raam ten oosten, en
- een afwateringsbeek die geen naam heeft. Deze stroomt ongeveer 500 m ten zuiden van het pompstation, evenwijdig aan de puttenrij.

Deze beken verzorgen de afwatering van het gebied. De Lactariabeek blijkt een sterk drainerende functie te hebben (zie hoofdstuk 3). De Oeffeltse Raam en de beek zonder naam blijken de grondwater-

spiegel rond het pompstation niet te beïnvloeden. Onmiddellijk ten zuiden van het pompstation is het waterniveau in de beek zonder naam hoger dan de grondwaterstand. Uit metingen van de grondwaterstand blijkt niet dat de beek hier het grondwater voedt. Het is niet ondenkbaar dat de bodem door slibdeeltjes verstopt is geraakt.

2.3 Pompstation Archemerberg

2.3.1 Algemeen

Pompstation Archemerberg ligt op de oostflank van de stuwwal tussen Ommen en Lemele in Overijssel. De onttrekking is in 1960 gestart en is geleidelijk toegenomen van 0,5 à 1,0 miljoen m³/jaar tot ca. 3,2 miljoen m³/jaar rond 1980. Er is vergunning aangevraagd voor 5 miljoen m³/jaar. Ook Archemerberg is een freatische winning. De onttrekking vindt plaats uit het eerste watervoerende pakket tussen ca. 50 en 90 m-mv.

Het puttenveld ligt in een bosgebied en bestaat uit 17 pompputten. Het maaiveld ter plaatse van het puttenveld loopt in oostelijke richting af van 40 m+NAP naar 15 m+NAP. De gehele stuwwal bestaat grotendeels uit bos en heide. Op de stuwwal komen twee essen voor namelijk de Archemer es en de Lemeler es, waar tegenwoordig voornamelijk mais wordt verbouwd. Waarschijnlijk valt ook nog een klein gedeelte van de vochtige gronden aan de voet van de stuwwal binnen het intrekgebied.

De ligging van het waterwingebied en grens van het beschermingsgebied zijn aangegeven op de overzichtskaart in bijlage B. Tevens is op deze kaart de ligging van de waarnemingsputten en de minifilterput rond het pompstation aangegeven.

2.3.2 Geologie

De basis van het watervoerend pakket rond de winning wordt gevormd door de Formatie van Breda. Deze formatie is in het intrekgebied aanwezig van oost naar west toenemend in diepte van 90 tot 120 m-NAP. Boven de Formatie van Breda is de Formatie van Oosterhout afgezet. Deze formatie is vooral westelijk van de stuwwal

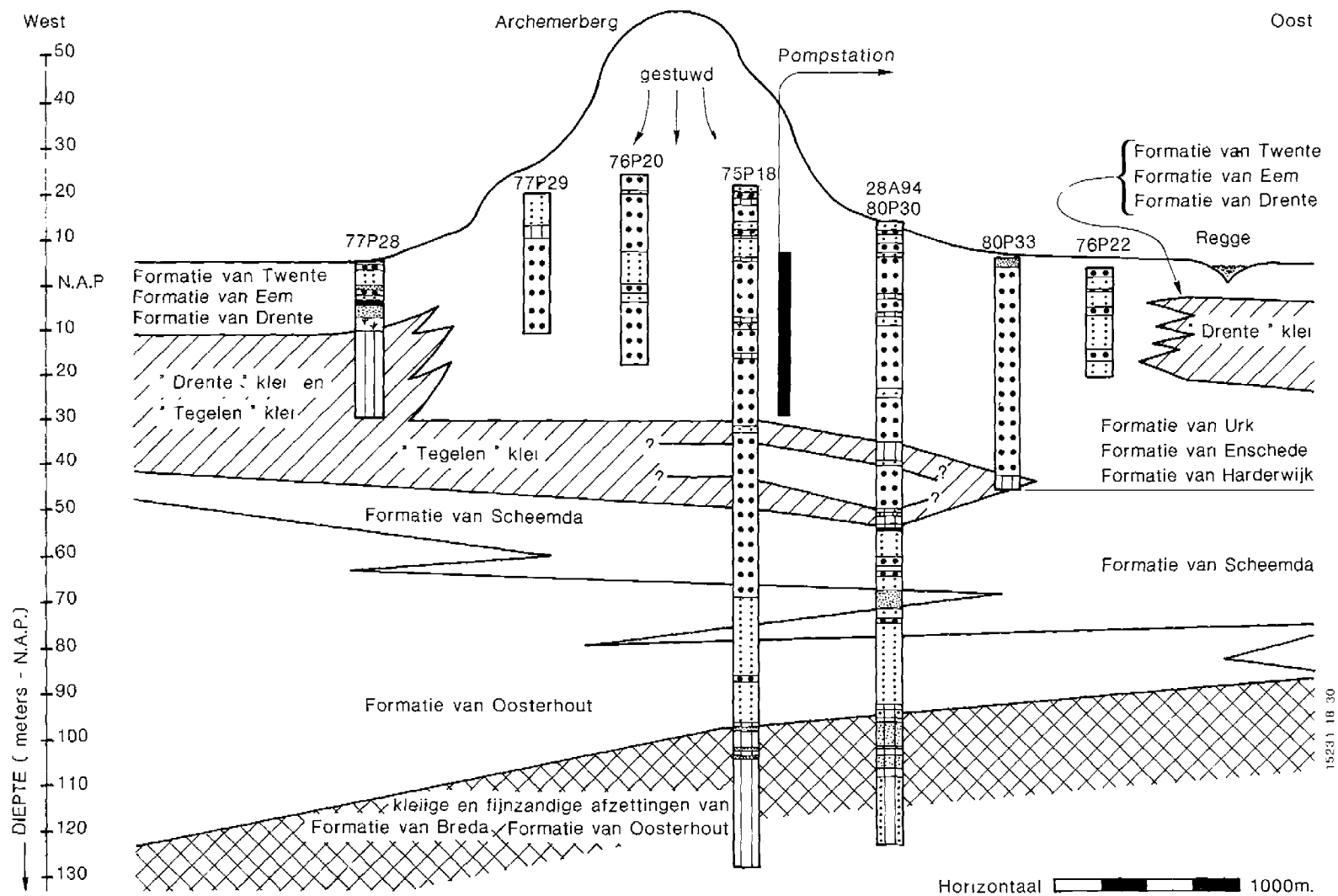
aanwezig en bestaat uit kleien en fijne zanden. De grens tussen de Formatie van Breda en Oosterhout is vaak moeilijk aan te geven. Boven de beide formaties is de Formatie van Scheemda afgezet. Deze formatie bestaat uit grove zanden. Tot ongeveer 1 km westelijk van het puttenveld wordt de Formatie van Scheemda afgedekt door een dikke laag Tegelenklei. Ter plaatse van de winning is deze klei echter niet altijd aangetoond. Boven deze kleilaag zijn de grofzandige Formaties van Harderwijk, Enschede en Urk afgezet. Waar de Tegelenklei ontbreekt, liggen deze pakketten dus op de Formatie van Scheemda. Deze grofzandige pakketten zijn tijdens het Saalien verstuwd en vormen nu de stuwwal. Hier en daar komen kleilenzen voor waarop schijngrondwaterspiegels kunnen ontstaan. Aan weerszijden van de stuwwal waren bekkens aanwezig waarin klei van de Formatie van Drenthe is afgezet. In de stuwwal zelf komt deze klei niet voor. Tijdens het smelten van het landijs zijn de zanden van de stuwwal afgespoeld en op de klei van de Formatie van Drenthe afgezet. Op de Drenteklei is fijn zand van de Formatie van Twente afgezet. In figuur 2.4 is een geologische dwarsdoorsnede van oost naar west weergegeven (IWACO, 1981).

2.3.3 Bodem

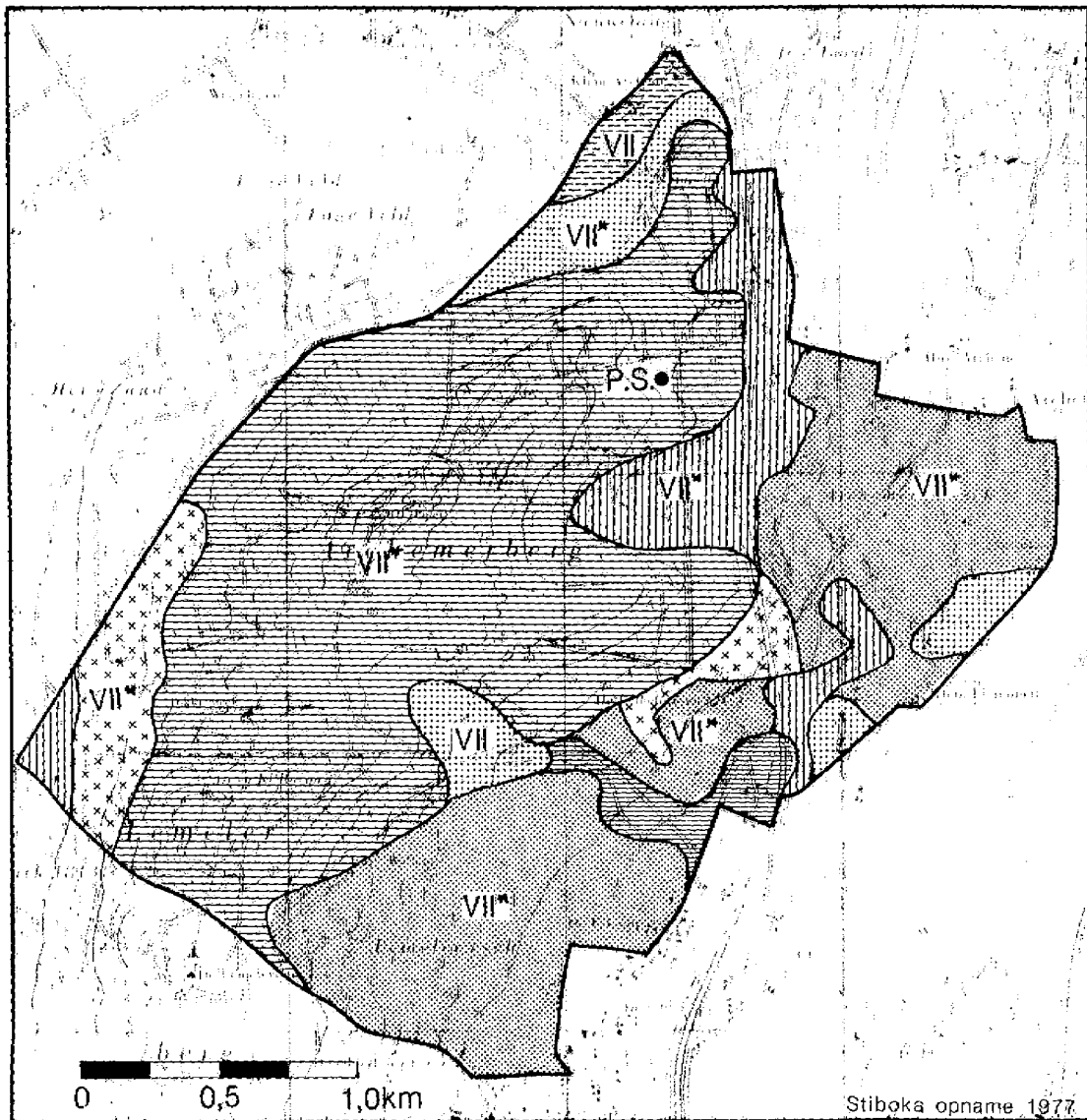
In het intrekgebied van de winning komen alleen kalkloze zandgronden voor, die overwegend humusarm zijn. Als landbouwgrond worden voornamelijk enkeerdgronden gebruikt die in de loop der tijd door bemesting met heideplaggen humeus zijn geworden. De zandgronden onder grasland en natuurgebied hebben zich tot humuspodzolgronden ontwikkeld. Enige kenmerken van de aanwezige bodemtypen zijn in figuur 2.2 samengevat. In figuur 2.5 is aangegeven waar de grondsoorten rond het pompstation voorkomen.








2.3.4 Grondwatertrappen

Het gehele intrekgebied heeft diepe grondwaterstanden. Plaatselijk kunnen echter in de stuwwal schijngrondwaterspiegels voorkomen.



Figuur 2.4 Geologische dwarsdoorsnede door het waterwingebied Archemerberg



-  Hn21 : Veldpodzolgronden.
-  Hd21 : Haarpodzolgronden.
-  Hd30 : Haarpodzolgronden.
-  Y21 : Holtpodzolgronden.
-  Zd21 : Duinvaaggronden.
-  Zn21 : Vlakvaaggronden.
-  zEZ21 : Hoge zwarte enkeerdgronden.
- ..21 : Leemarm en zwak lemig fijn zand.
- ..30 : Grof zand.
- VII : Grondwatertrap VII.

15231 03 40

Figuur 2.5 Bodemkaart van de omgeving van het waterwingebied Archemerberg

De grondwatertrappen in het gebied staan weergegeven in figuur 2.5.

2.3.5 Oppervlakte water

In het hooggelegen intrekgebied komen geen open waterlopen voor. Wel bevinden zich aan weerszijden van de stuwwal enkele weteringen die vooral 's winters een drainerende functie hebben. De bovenlopen van deze weteringen vallen 's zomers droog.

Oostelijk en noordelijk van de stuwwal stroomt de rivier de Regge. Onderzoek (IWACO, 1981) heeft aangetoond dat vanuit de Regge ook 's zomers geen aanvulling van het grondwater plaatsvindt. Het is niet uitgesloten dat dit verandert als de winning tot 5 miljoen m³/jaar wordt uitgebreid.

2.4 Pompstation Noordbargeres

2.4.1 Algemeen

Het pompstation Noordbargeres ligt te midden van bouwland op een es direct ten westen van Emmen in zuid-oost Drenthe. Per jaar wordt 4,5 à 5 miljoen m³ grondwater onttrokken door ca. 20 produktieputten. De winning is in 1937 gestart en onttrekt freatisch water. Het water wordt onttrokken aan een grofzandig pakket op een diepte van 40 tot 60 m-mv. In het onttrokken grondwater kan de aanwezigheid van zuurstof niet worden aangetoond. Uit het optreden van putverstopping kan echter worden afgeleid dat zuurstof aanwezig moet zijn.

Naast deze onttrekking worden in de omgeving van Emmen ook door industrie en door de winning Valterbosch aanzienlijke hoeveelheden water gewonnen. De gewonnen hoeveelheid grondwater is de afgelopen 25 jaar niet constant geweest.

De ligging van het waterwingebied en de grens van het beschermingsgebied zijn aangegeven op de overzichtskaart in bijlage C. Tevens is op deze kaart de ligging van de waarnemingsputten rond het pompstation aangegeven.

2.4.2 Geologie

De basis van het watervoerende pakket wordt gevormd door de Formatie van Breda. Op deze formatie is de Formatie van Scheemda afgezet. Deze formatie bestaat uit zwak lemige fijne zanden. De Formatie van Scheemda wordt afgedekt door een viertal formaties die in het Pleistoceen zijn gevormd, respectievelijk de formaties van Urk, Peelo, Drente en Twente.

De Formatie van Urk bestaat overwegend uit grove zanden met daarin soms grind en leem- en kleilaagjes en ook veen en houtresten.

De Formatie van Peelo bestaat uit fijn tot uiterst fijne zanden. Rondom het pompstation is deze formatie zwak tot zelfs sterk lemig. Plaatselijk worden in deze formatie kleilaagjes en houtresten aangetroffen.

De Formatie van Drente bestaat uit grondmorene (keileem) en smeltwaterzand. Keileem komt nog voor als een smalle band westelijk van Emmen en strekt zich uit tot het oostelijk gedeelte van het puttenveld. Plaatselijk kunnen deze afzettingen onder invloed van stuwing wat verstoord zijn, de mate van stuwing is echter onduidelijk (RGD, 1979).

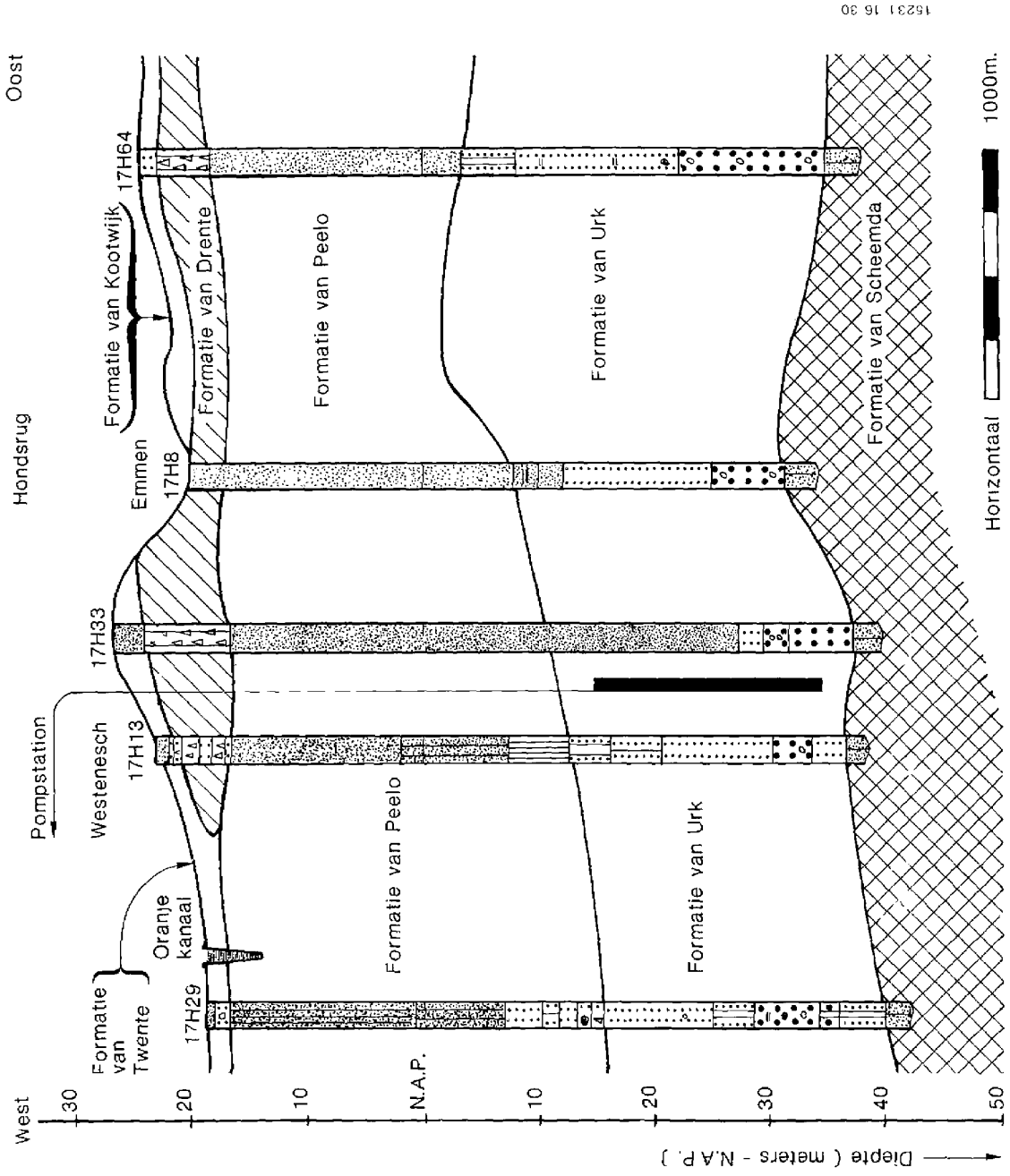
De Formatie van Twente is opgebouwd uit materiaal van locale herkomst. Het grootste gedeelte hiervan is vermoedelijk afkomstig uit de beekdalsystemen. De fijne zanden zijn door verstuiving afgezet op de oudere lagen. De laagdikte is meestal 0,5 tot 1,5 meter.

In het Holoceen werd in het gebied veen gevormd. Vooral in het gebied rond de Sleenerstroom ten westen van het puttenveld is dit veen nog aanwezig. Ook zijn door menselijke activiteiten stuifzanden ontstaan (Formatie van Kootwijk). Later zijn de stuifzanden meestal bebost.

De geologische opbouw van het gebied rond de winning is schematisch weergegeven in figuur 2.6.

2.4.3 Bodem

In de omgeving van het pompstation komen zandgronden, moerige gronden en veengronden voor. De zandgronden vinden we in het hoger gelegen gebied. Veelal hebben deze zandgronden zich tot podzolgronden ontwikkeld. Hierop zijn de essen aanwezig. Het humusgehalte varieert van 3-7 %.



Figuur 2.6 Geologische dwarsdoorsnede door het waterwingebied Noordbargeres

In het westen komen in het beekdal van de Sleenerstroom veengronden voor. Deze hebben een zeer hoog humusgehalte (> 35 %). De overgang van zandgrond naar veengrond wordt gevormd door moerige gronden met een humusgehalte groter dan 15 %.

In figuur 2.7 is aangegeven waar deze grondsoorten rond het pompstation voorkomen.

2.4.4 Grondwatertrappen

In het hoger gelegen gedeelte van het intrekgebied komen in het algemeen diepe grondwaterstanden voor. Ter plaatse van het puttenveld bevindt de grondwaterspiegel zich op 10 à 15 m-mv. Op de aanwezige keileemlagen kunnen echter schijngrondwaterspiegels ontstaan die in perioden met weinig neerslag en veel verdamping geheel kunnen verdwijnen. Meer naar het westen in het gebied van de Sleenerstroom komen hogere grondwaterstanden voor.

De grondwatertrappen in het gebied zijn ook weergegeven in figuur 2.7.

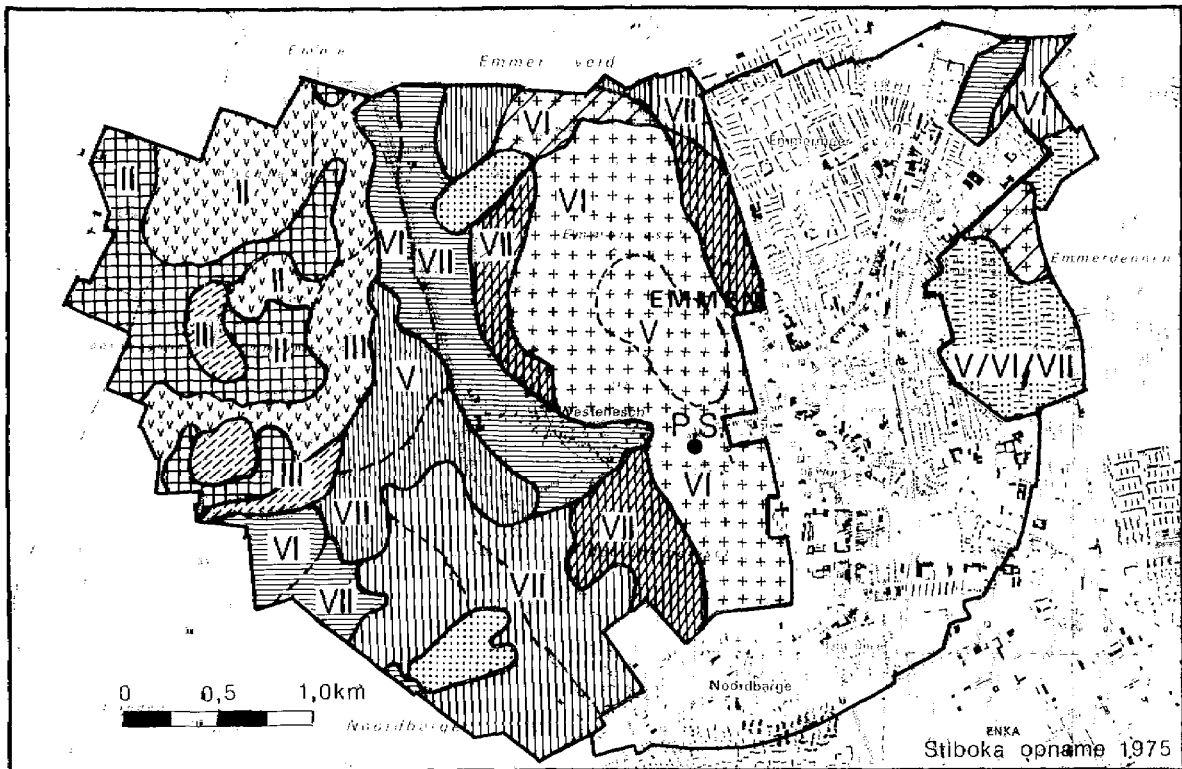
2.4.5 Oppervlakte water



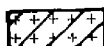
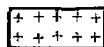




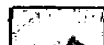
Buiten de Sleenerstroom in het uiterste westen komen binnen het intrekgebied geen natuurlijke waterlopen voor. Wel ligt ten westen van het puttenveld het Oranjekanaal. Voor zover bekend vindt ter hoogte van het puttenveld vanuit dit kanaal geen grondwateraanvulling plaats.

2.5 Onderlinge vergelijking van de onderzochte waterwingebieden

Uit voorgaande paragrafen blijkt dat naast overeenkomsten tussen de onderzochte winningen ook grote verschillen bestaan. Om de winningen onderling te kunnen vergelijken zijn in tabel 2.2 enige kenmerken van de onderzochte winningen samengevat.

Uit tabel 2.2 blijkt dat de onderzochte winningen onttrekken aan een freatisch watervoerend pakket. Tevens kan worden afgeleid dat het geohydrologische beeld rond Archemerberg het meest eenvoudig is en rond Noordbargeres het meest gecompliceerd.



| | | | |
|---|-----------|---|----------------------------------|
|  | Hn21 | : | Veldpodzolgronden. |
|  | Hn23 | : | Veldpodzolgronden. |
|  | Hd21 | : | Haarpodzolgronden. |
|  | cHd21 | : | Kamppodzolgronden. |
|  | Y23 | : | Holtpodzolgronden. |
|  | cY23 | : | Loopodzolgronden. |
|  | Zd21 | : | Duinvaaggronden. |
|  | Zd21/Zn21 | : | Duinvaaggronden/vlakvaaggronden. |
|  | pZg23 | : | Beekeerdgronden. |
|  | vWz | : | Moerige eerdgronden. |
|  | aVz | : | Madeveengronden. |
| | ..21 | : | Leemarm en zwak lemig fijn zand. |
| | ..23 | : | Lemig fijn zand. |
|  | | : | Bebouwde kom. |
| | VII | : | Grondwatertrap VII. |

Figuur 2.7 Bodemkaart van het gebied rond Noordbargeres

De afdekkende lagen bevatten rond de winning Archemerberg geen organisch materiaal, dat zuurstof verbruikt. Organisch materiaal is wel aanwezig in de afdekkende lagen te Noordbargeres en Vierlingsbeek. Bijgevolg is het onttrokken grondwater te Archemerberg nagenoeg volledig aeroob en bestaat het onttrokken grondwater te Vierlingsbeek uit een mengsel van aeroob en anaeroob water en te Noordbargeres nagenoeg volledig uit anaeroob water.

De grondwaterspiegel bevindt zich rond de winning Vierlingsbeek op ca. 2 m-mv en rond beide andere winningen zeer diep. Dit heeft grote consequenties voor de monsterneming: indien de grondwaterspiegel ondieper is dan 5 tot 8 meter kan het grondwater met behulp van zuigmethoden worden bemonsterd. Bij diepere grondwaterspiegels is dat alleen met persmethoden mogelijk.

Tabel 2.2 Onderlinge vergelijking van enige kenmerken van de onderzochte winningen.

| Kenmerk | Waterwingebied | | |
|---|--|----------------------------|---|
| | Noordbargeres | Archemerberg | Vierlingsbeek |
| Start onttrekking | 1937 | 1960 | 1965 |
| Huidige onttrekking (10 ⁶ m ³ /j) | 4,5 | 3,2 | 3,0 |
| Hoogte ligging (m+NAP) | 20 | 10 tot 50 | 20 |
| Watervoerend pakket | freatisch | freatisch | freatisch |
| Diepte watervoerend pakket (m-mv) | 40-60 | 50-90 | 10-30 |
| Aard | grof zand, afgedekt door fijne zanden met lokaal veen en houtresten en plaatselijk keileem | grof zand tot aan maaiveld | grof zand afgedekt door een complex van fijn zand, met plaatselijk leem- en veenlaagjes |
| Basis geëxploiteerde watervoerend pakket | slecht doorlatend | goed doorlatend | slecht doorlatend |
| Diepte grondwaterspiegel (m-mv) | 10 à 15 | 5 à 15 | 2 |
| Schijngrondwaterspiegel | aanwezig | aanwezig | afwezig |
| Invloed oppervlaktewater | afwezig | afwezig | aanwezig |
| Aard van de afzetting | glaciaal en fluvioglaciaal | glaciaal | dekzand en beekafzettingen |
| Bodem | kalkloos zand moerige gronden esgronden | kalkloos zand esgronden | kalkloos zand esgronden |
| Landgebruik | bouwland, met enig grasland | bos en heide enig bouwland | bos, omgeven door bouw- en grasland |

2.6 Geraadpleegde literatuur

- Cursus Bodemkunde (1970), Bodem en Bemesting deel 1, Ministerie van Landbouw en Visserij
- IWACO (1981), Winplaatsonderzoek Archemerberg, Waterleidingmaatschappij "Overijssel" N.V..
- Pool, M.A. (1986), Onderzoek naar FeS en FeS₂ voorkomens in het (1e) watervoerende pakket van het onttrekkingsgebied bij het pompstation Vierlingsbeek, Rapport nr BP 10559, Rijks Geologische Dienst.
- RGD (1979), Geologische Kaart van Nederland, Emmen Oost
- Stiboka, Stichting Bodemkartering, bodemkaarten 17 Oost, 28 West, 46 West, 52 West.

3 METHODEN VOOR DE BEPALING VAN TOESTROMING VAN GRONDWATER

3.1 Inleiding

Om tot een effectieve bescherming van waterwingebieden te komen is het een eerste vereiste om vast te stellen hoe het water door de bodem naar een grondwaterpompstation komt toestromen. De volgende vragen kunnen in dit verband gesteld worden:

- Langs welke weg stroomt het grondwater door de bodem en hoe lang doet het water er over voor het vanaf een bepaald punt de pomp-putten bereikt (bepaling stroombanen en verblijftijden).
- In welke gebieden is het water dat nu op het puttenveld opgepompt wordt in het verleden geïnfiltreerd naar het grondwater, en hoe zal dit in de toekomst zijn (bepaling intrekgebied).
- Welke gebieden behoeven boven de maatregelen die overal gelden aanvullende regelingen om de kwaliteit van het grondwater te beschermen, of om het mogelijk te maken tijdig in te spelen op eventuele verontreinigingen die naar het pompstation toestromen (bepaling beschermingszones).

Deze vragen staan niet los van elkaar. Zo heeft de toenmalige Commissie Bescherming Waterwingebieden in 1980 aanbevolen om de 10- en 25-jaarsverblijftijdszone rondom een pompstation te beschouwen als beschermingszones. Bij de bepaling van deze zone dient in principe alleen de verblijftijd in het hydrologisch pakket te worden beschouwd waaruit onttrokken wordt. Slechts wanneer voldoende zekerheid bestaat dat een bovenliggende slechtdoorlatende laag voldoende weerstand heeft, en zich tot op voldoende afstand van het pompstation uitstrekt, zou mogelijk ook de verblijftijd in deze afdekkende lagen meegenomen kunnen worden.

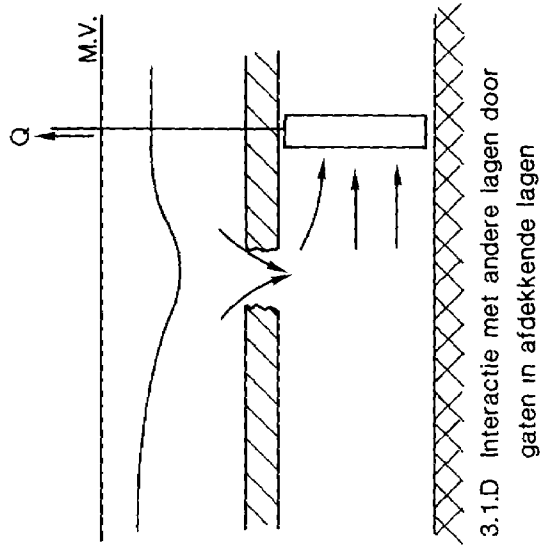
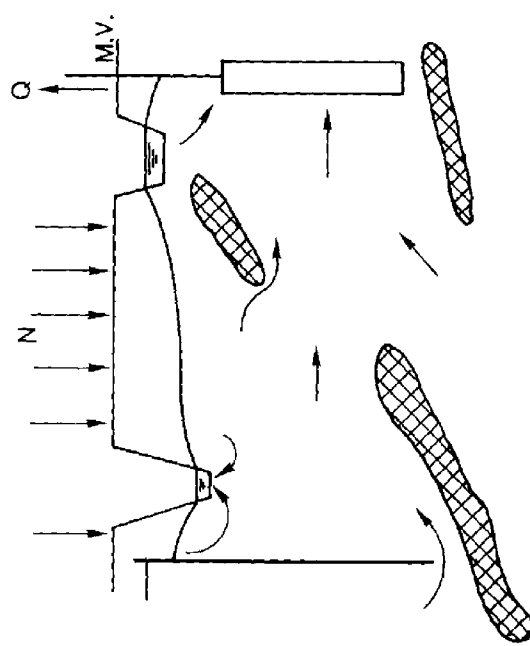
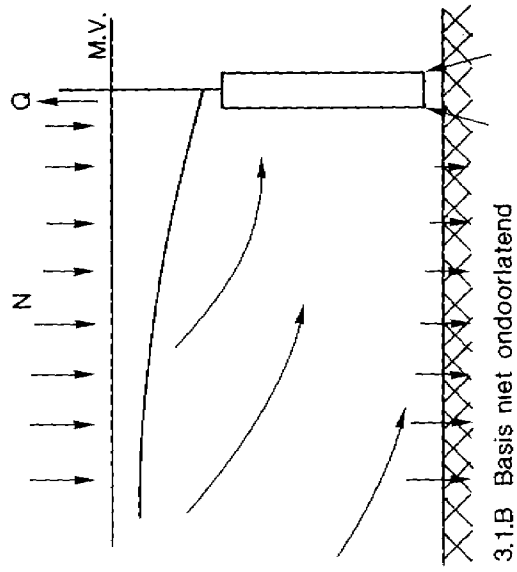
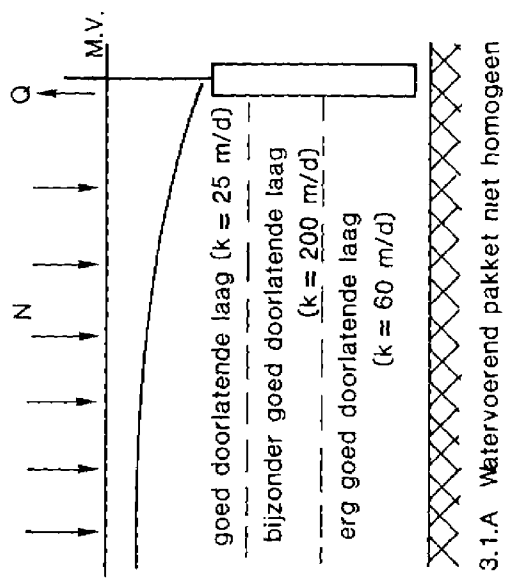
Deze manier van rekenen nodigt uit tot het rekenen met eenvoudige rekenmethoden, zoals de eerste versies van het door het voormalige RID ontwikkelde computerprogramma FLOP (v.d. Akker, e.a. 1981). Met name dit programma is veel toegepast, en in veel gevallen zijn

de resultaten betrouwbaar. In een aantal gevallen zal de werkelijkheid echter met meer of minder geweld in het corset van een eenvoudige hydrologische schematisatie moeten worden geperst. In figuur 3.1 zijn een aantal situaties weergegeven waarin de eerste FLOP-versies te kort schieten. Inmiddels werkt het RIVM aan een uitgebreider pakket dat volgens dezelfde principes werkt.

Dat er afwijkingen met de werkelijkheid optreden zal voor de bepaling van beschermingszones niet altijd onacceptabel zijn: afhankelijk van de heterogeniteit van de bodem kunnen afwijkingen in het berekende verblijftijden van tientallen procenten ontstaan, die groter worden op grotere afstand van de winning. De beschermingszones blijken meestal nog vrij goed met FLOP berekend te kunnen worden.

Anders wordt het wanneer het doel van de berekening is te bepalen hoe de kwaliteit van het onttrokken water in de toekomst zal veranderen. In dat geval moet eerst het intrekgebied worden bepaald. Nu zal het voor de kwaliteit van het onttrokken water wel degelijk van groot belang zijn om nauwkeurig te bepalen welk deel van het water in het verleden bijvoorbeeld op natuurterreinen is geïnfilteerd, welk deel op gras- of bouwland, en welk deel via het oppervlaktewatersysteem in het grondwater terecht is gekomen. Afwijkingen in de ligging van het intrekgebied kunnen direct doorwerken in de resultaten van de kwaliteitsberekeningen, en zullen zeker bij grote variaties in het landgebruik bepalend zijn voor de nauwkeurigheid van deze berekeningen. Het is daarom voor dergelijke berekeningen van groot belang om het stromingsbeeld zeer nauwkeurig te berekenen. Eenvoudige hydrologische programma's zijn hiervoor in veel gevallen onvoldoende.

In dit hoofdstuk zal worden beschreven welke technieken bij de drie pompstations zijn gebruikt voor de berekeningen van de stroming in de verzadigde zone, en welke technieken in de toekomst hieraan toegevoegd dienen te worden, zodat de beschikbaarheid van hydrologische programmatuur niet meer de beperkende faktor is bij berekeningen van de kwaliteit van het te onttrekken water. De berekeningen van de reistijd in de onverzadigde zone tussen maai-veld en grondwater vormen een probleem op zichzelf, en zullen hier niet aan de orde komen.



15231 06 40

Figuur 3.1 Situaties die niet met FLOP geschematiseerd kunnen worden

3.2 Noordbargeres

3.2.1 Problemen met de natuurlijke afstroming

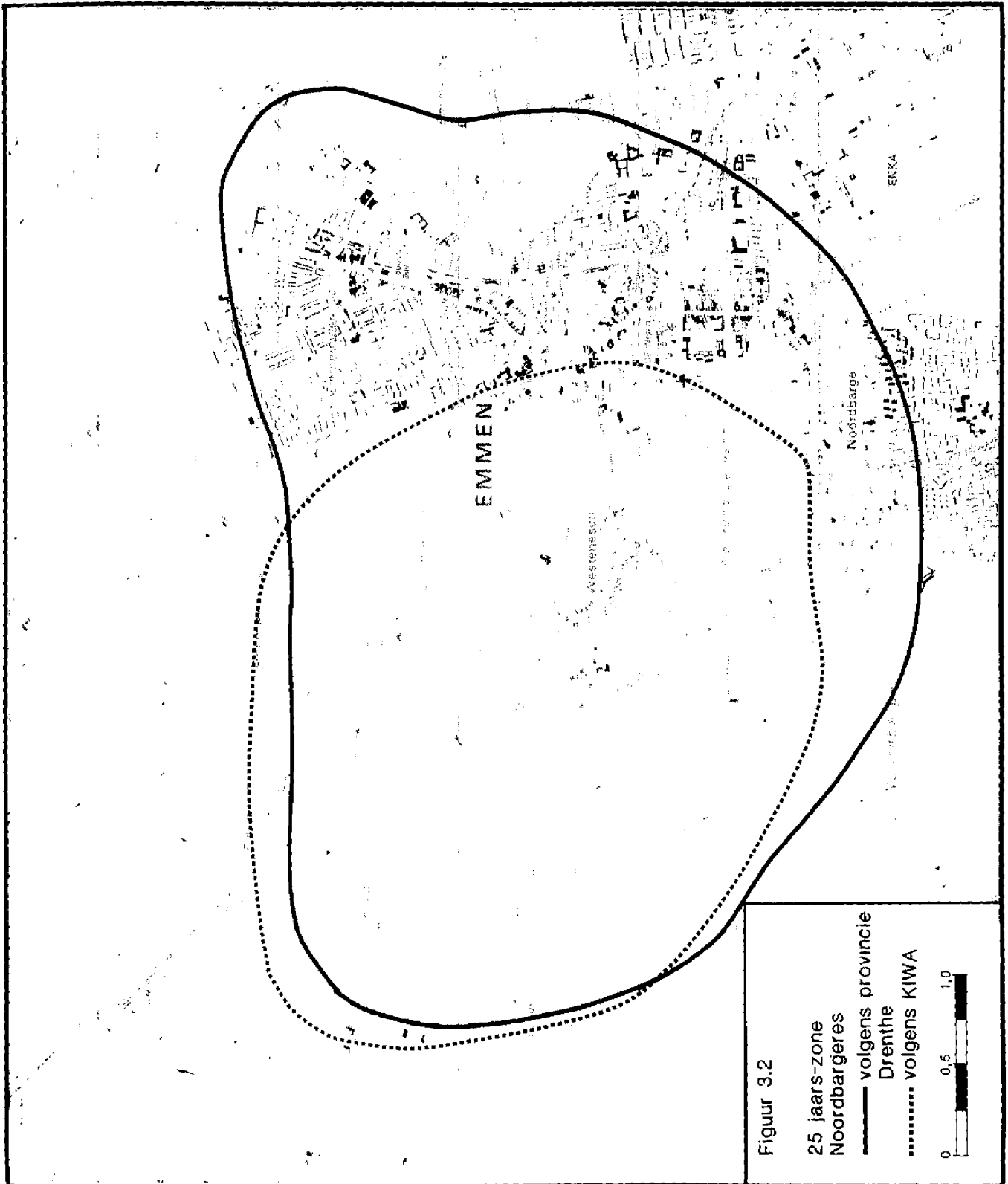
Bij eerdere berekeningen is al gebleken dat de resultaten van FLOP, met name op grotere afstand van de winning, bepaald worden door de natuurlijke afstroming. Deze stroming, die op verschillende manieren in FLOP kan worden ingevoerd, is de stroming die op zou treden in de situatie zonder onttrekkingen.

Nu worden er in de omgeving van Emmen, zoals in hoofdstuk 2 is beschreven, al geruime tijd vrij grote hoeveelheden water onttrokken door waterleidingbedrijf en plaatselijke industrie, waarbij ook de grootte van de onttrekkingen sterk varieerden. Hierdoor was het zeer moeilijk om een onbeïnvloede situatie te reconstrueren. Ook ten aanzien van andere aspecten van de hydrologische situatie was een aantal zaken onzeker. Deze problemen werden duidelijk toen het KIWA en de provincie Drenthe onafhankelijk van elkaar de beschermingszones bepaalden. De provincie was van mening dat de natuurlijke afstroming in zuidwestelijke richting plaatsvond van de Hondsrug die ten noordoosten van Emmen ligt. Het KIWA was van mening dat de natuurlijke afstroming in zuidoostelijke richting plaatsvindt, omdat de hoogste grondwaterstanden in de omgeving ten noordwesten van het pompstation worden waargenomen.

De gevolgen hiervan waren vrij groot: volgens de berekening van het KIWA viel de bebouwde kom van Emmen bijna helemaal buiten de beschermingszones van het pompstation Noordbargeres. Volgens de provincie viel een aanzienlijk deel van de bebouwde kom juist binnen deze zones (figuur 3.2).

3.2.2 Stroming op basis van gemeten grondwaterstanden

Grondwaterstroming treedt op onder invloed van een grondwaterverhang. Dat betekent dat het stromingsbeeld kan worden gereconstrueerd door een grondwaterstandsbeeld vast te stellen. Op voorwaarde dat er geen anisotropie in de bodem voorkomt, kunnen de stroombanen worden bepaald door lijnen te tekenen die haaks op de lijnen van gelijke grondwaterstand staan. De reistijden worden bepaald door het potentiaalverschil per afstand te vermenigvuldigen met



Figuur 3.2

het doorlaatvermogen. Een programma dat een dergelijke berekening uitvoert is het RIVM-programma FLSTAT.

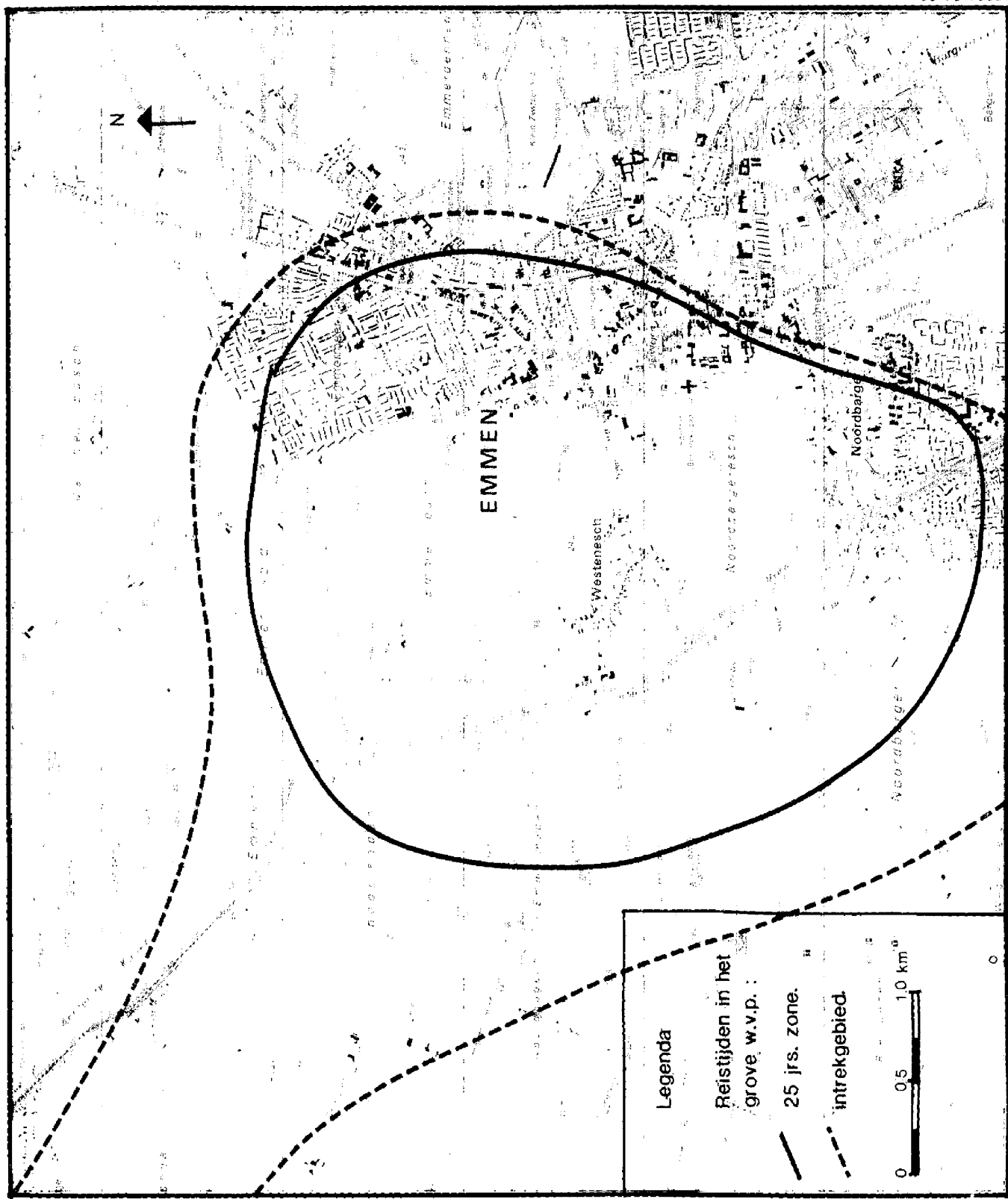
Besloten werd om in ieder geval voor de eerste kwaliteitsberekeningen uit te gaan van een stromingsbeeld zoals dat door dit programma bepaald zou worden. Nu berekent dit programma een stromingspatroon op basis van een rechthoekig netwerk van grondwaterstanden. Omdat peilbuizen doorgaans niet in een rechthoekig netwerk staan, dienen de gemeten standen eerst met behulp van een bepaalde interpolatietechniek naar een rechthoekig netwerk omgewerkt te worden. In dit geval is de Krigingmethode hiervoor gebruikt. Interpolatie zonder hydrologische grondslag staat ter discussie, maar in dit geval was geen betere oplossing aanwezig. Het door het RIVM berekende resultaat is weergegeven in figuur 3.3. Wanneer we deze resultaten vergelijken met de twee beelden zoals die door FLOP zijn berekend, dan blijkt dat de resultaten voor wat betreft de beschermingszones meer overeenkomst vertonen met de berekeningen van de provincie Drenthe. Op grotere afstanden geeft de KIWA-benadering betere uitkomsten.

3.3 Archemerberg

3.3.1 Problemen met een variabel doorlaatvermogen

De hydrologische situatie rond pompstation Archemerberg is beschreven in hoofdstuk 2. Uit voorgaande studies bij dit pompstation blijkt dat de doorlatendheid in de richting van de Regge afneemt. Dit heeft tot gevolg dat hier de opbolling van de grondwaterspiegel toeneemt. In figuur 3.4 wordt dit met behulp van een dwarsdoorsnede schematisch weergegeven. Grondwaterstandsmetingen bevestigen de hier weergegeven schematisatie: de Regge heeft hier een drainerende functie en valt niet binnen het intrekgebied.

15231 21 30



Figuur 3.3 Intrekgebied en 25-jaarszone Noordbargeres, volgens RIVM

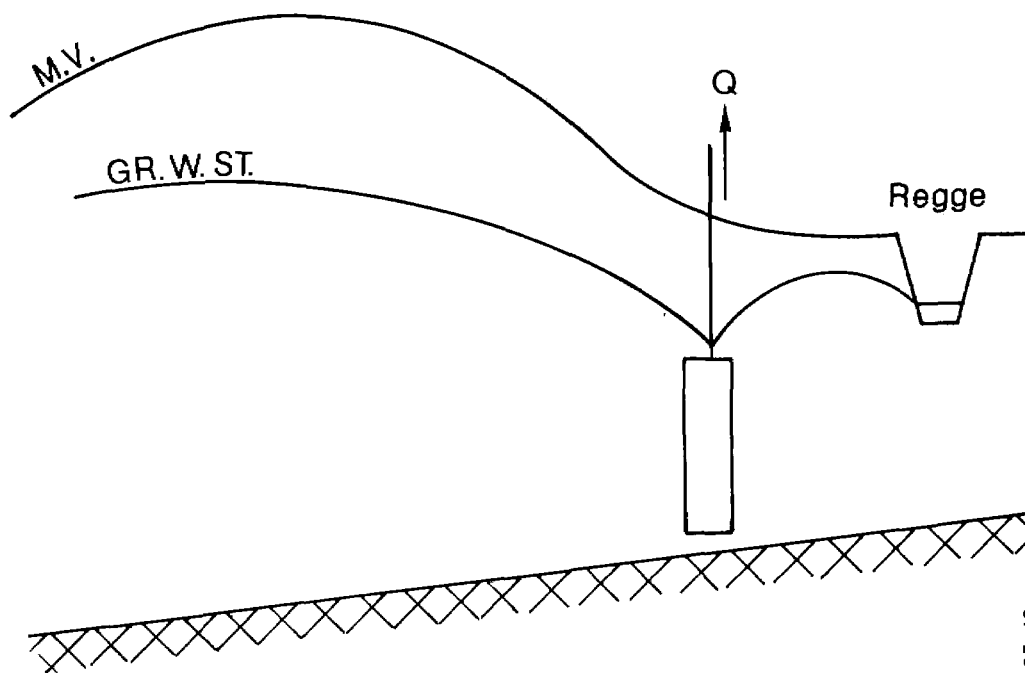


Fig. 3.4 Schematische dwarsdoorsnede Archemerberg

15231 05 40

Deze hydrologische situatie is nauwelijks met behulp van FLOP te schematiseren. Het programma gaat uit van slechts één waarde voor de doorlatendheid die voor het hele watervoerend pakket geldt. In de omgeving van de Regge zal er hierdoor met een te hoge kD -waarde worden gerekend. Als gevolg hiervan zal een berekening met FLOP stroomlijnen te zien geven die onder de Regge doorgaan. Voor voorspellingen van de kwaliteit van het onttrokken grondwater is het van groot belang te berekenen of de Regge wel of niet binnen het intrekgebied valt.

Deze overwegingen hebben de WMO er dan ook toe gebracht om voor de bepaling van de beschermingszones een methode te gebruiken die vergelijkbaar is met de bij Noordbargeres beschreven methode. Er werd een grondwaterstandsbeeld geselecteerd dat representatief werd geacht voor de situatie rond Archemerberg en hiervan werd een isohypsenkaart gemaakt. Vervolgens zijn met de hand hier de stroombanen in getekend. Voor de bepaling van de verblijftijden zijn steeds over beperkte afstanden van de stroombanen verhang en

doorlatendheid geïnterpoleerd, waarna de snelheid berekend kon worden. Deze methode is hydrologisch verantwoord, maar zal op plaatsen waar weinig grondwaterstandsmetingen bekend zijn afwijkingen kunnen geven. Bovendien is de methode nogal bewerkelijk.

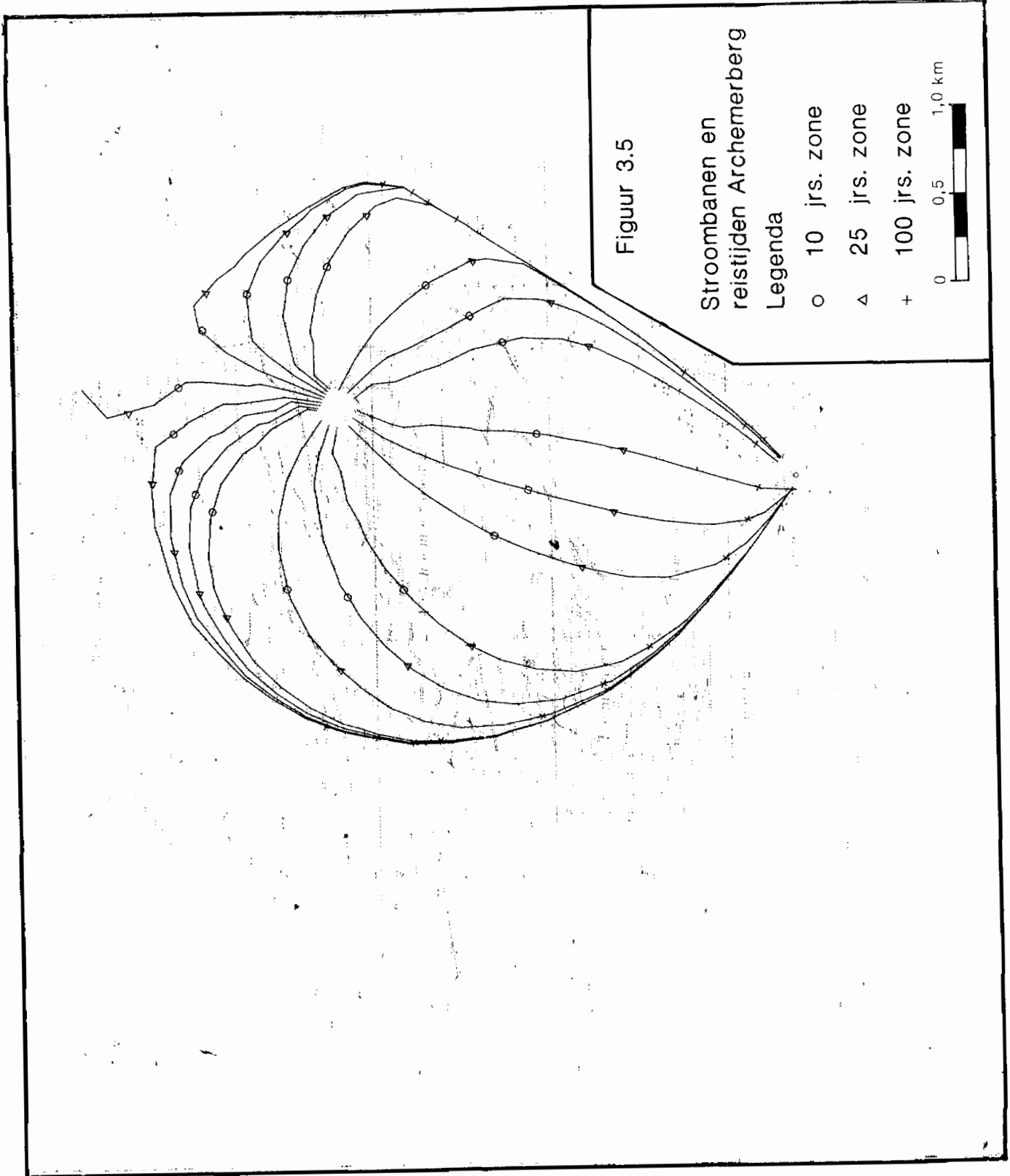
3.3.2 Stroming op basis van berekende potentialen

Een andere methode is een stromingsberekening op basis van een modelberekening naar de grondwaterpotentialen. Bij het KIWA is hiertoe het computerprogramma BOUFLO ontwikkeld. Dit programma gebruikt de resultaten van het computerprogramma MODFLOW, een krachtig en goed gestructureerd en gedocumenteerd programma dat ontwikkeld is door de U.S. Geological Survey, en dat potentialen berekent volgens de eindige differentie-methode. In het programma wordt niet alleen gecontroleerd of de waterbalans over het hele modelgebied niet te veel afwijkt, maar ook voor elk element afzonderlijk is de hoeveelheid instromend water gelijk aan de hoeveelheid uitstromend water. Door hiervan gebruik te maken is het mogelijk om, uitgaande van een beginpunt, een stroomlijn te traceren, en vervolgens hier een verblijftijd aan te koppelen. Dit betekent dat ook in gebieden waar het oppervlaktewater een rol van betekenis speelt, de verblijftijden eenvoudig kunnen worden berekend, maar ook in gebieden met vrij sterk variërende doorlatendheden kunnen met deze methode de stroombanen met relatief weinig moeite worden bepaald. Voor Archemerberg is het resultaat weergegeven in figuur 3.5.

3.4 Vierlingsbeek

3.4.1 Verblijftijden in het horizontale vlak

De situatie rond Vierlingsbeek leek in eerste instantie vrij eenvoudig: er was van het oppervlaktewater op korte afstand van de winning weinig invloed te verwachten, en de KD -waarde leek over een grote afstand weinig variatie te vertonen. Dat betekent dat voor een vrij groot gebied de bij de pompproef van 1958 bepaalde waarde van $1000 \text{ m}^2/\text{d}$ representatief kon worden verondersteld. Bepaling van het grondwaterverhang gaf aan dat 224 mm/jaar aan



Figuur 3.5

nuttige neerslag aan het grondwater ten goede moest komen. Deze schematisatie leek lange tijd bevredigende resultaten te geven. Toen echter de resultaten van de berekeningen van de verblijftijden in het verticale vlak bekend werden (hierover in de volgende paragraaf meer), bleek dat de nuttige neerslag meer dan 224 mm/jaar moest bedragen. De gemeten grondwaterstanden lieten dit alleen toe wanneer voor de doorlatendheid een grotere waarde dan de genoemde 1000 m²/dag werd aangenomen. Op dat moment is de uitwerking van de pompproef aan een nieuwe beschouwing onderworpen. Het bleek dat destijds een niet geheel juiste schematisatie was gehanteerd. De overigens zeer gebrekkige metingen gaven aan dat de waarde in de orde van grootte van 1200 tot 1500 m²/dag moest liggen. Voor de volgende berekeningen is uitgegaan van een waarde van 1250 m²/dag.

Ook dit bleek niet voldoende om de berekeningen naar de verblijftijd in het verticale vlak kloppend te krijgen. Gezien de beschikbare gegevens was het echter niet uitgesloten dat de formatie van Breda niet functioneert als een ondoorlatende basis, maar dat er water naar diepere lagen stroomt. Ook de grondwaterpotentialen die tot in de (bovenkant van de) Formatie van Breda reiken wijzen in die richting. Aangezien er geen weerstanden van deze lagen zijn bepaald, en hier zelfs geen metingen van de stijghoogten bekend zijn, is deze stroming niet te kwantificeren. Gezien de relatief geringe diepte van het grensvlak tussen zoet en zout grondwater ter plaatse kan deze hoeveelheid nooit echt groot zijn.

De uiteindelijk gehanteerde schematisatie is op grond van deze gegevens en onzekerheden als volgt: vanaf het maaiveld infiltreert de grootst mogelijke hoeveelheid water naar het grondwater. Door de WOB is deze hoeveelheid berekend op 350 mm/jaar. Het watervoevend pakket heeft een doorlatendheid van 1250 m²/dag en verwerkt 300 mm/jaar van het infiltrerend water. Van het infiltrerend water stroomt 50 mm/jaar door naar diepere lagen. In feite ontstaat hierdoor de situatie zoals die is weergegeven in figuur 3.1.b. Door het ontbreken van een programma dat deze 3-dimensionale stromingen kan verwerken is hier verder geen aandacht aan besteed. Voor een juiste bepaling van het intrekgebied kan dit echter aanzienlijke consequenties hebben.

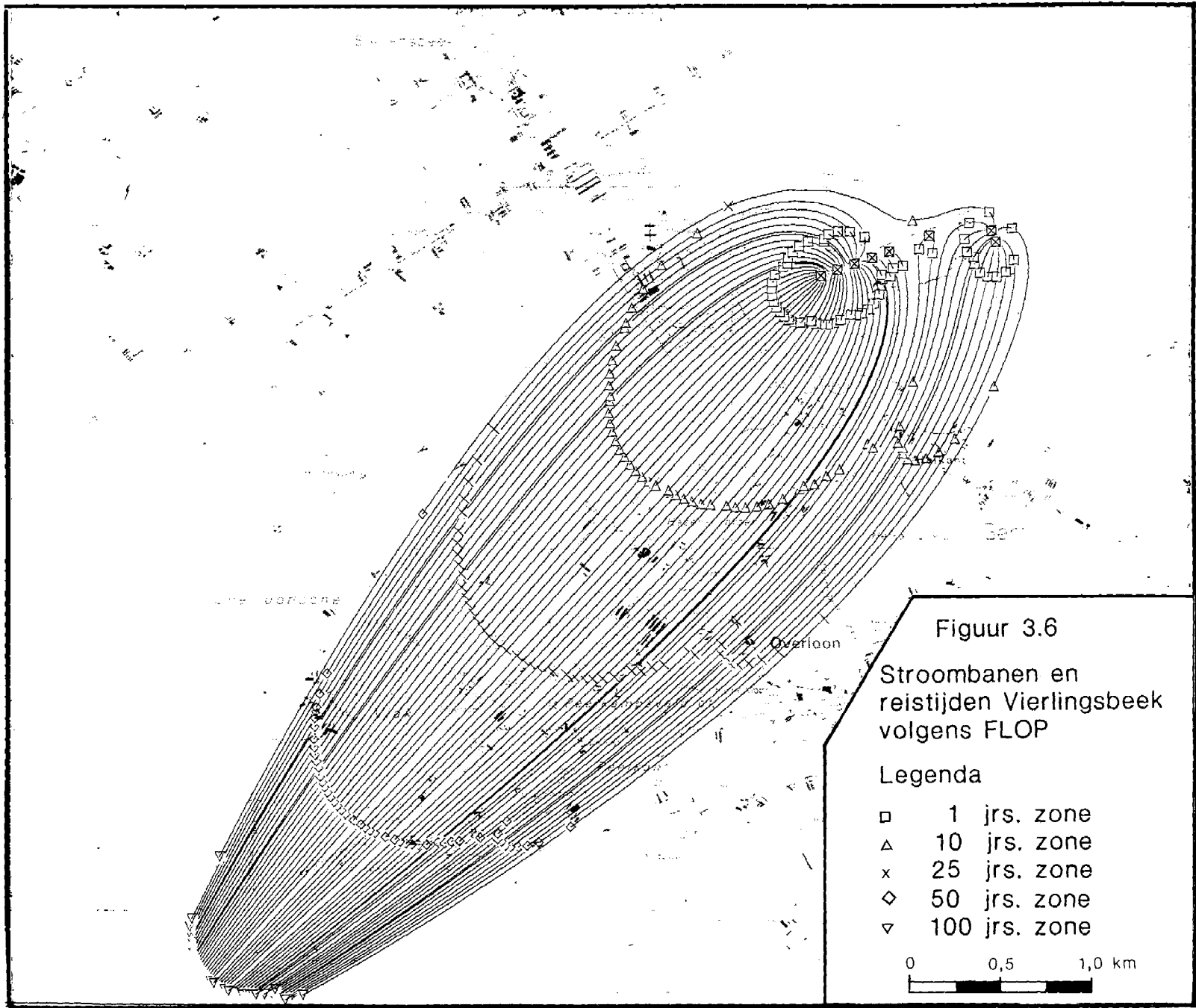
Het stroomlijnenpatroon zoals dat nu met FLOP wordt berekend is weergegeven in figuur 3.6. Deze berekening is met BOUFLO gecontroleerd. Het bleek echter dat bij deze schematisatie het berekende potentiaalbeeld niet overeenstemde met gemeten grondwaterstanden zonder invloed van het oppervlaktewater. Met name de drie kilometer ten westen van de winning gelegen Lactaria-beek blijkt een sterk drainerende functie te hebben. Introductie van deze beek in het model levert een verrassend stromingseffect op (figuur 3.7): een deel van het toestromend water stroomt onder het noordelijke deel van de beek door, en is afkomstig van de westkant van het afwateringsgebied van de Lactaria-beek. Het grootste deel van het water komt ten oosten van het afwateringsgebied toestromen.

Het aldus bepaalde beeld zal voorlopig als het meest waarschijnlijk worden gehanteerd. Het gepresenteerde beeld zou ook door een huidige versie van het programma FLOP kunnen worden geproduceerd, maar de controle met gemeten waarden is niet mogelijk. De methode van BOUFLO heeft als groot voordeel dat het stromingsbeeld kan worden geijkt aan de hand van gemeten grondwaterstanden.

3.4.2 Verblijftijden in het verticale vlak

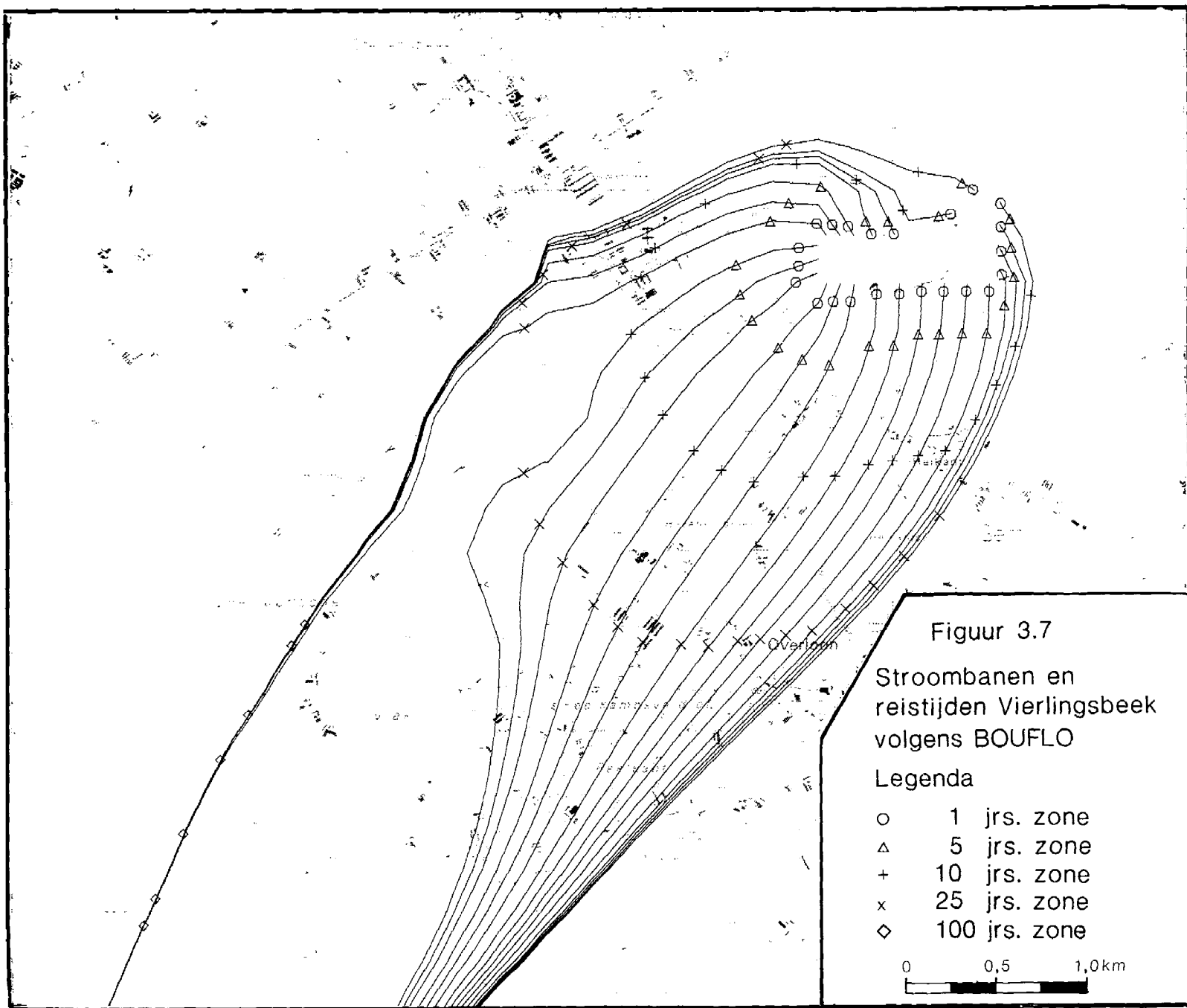
Zoals in hoofdstuk 2 is beschreven, komt er in de diepere lagen van het watervoerend pakket van Vierlingsbeek een hoeveelheid pyriet voor. Dit is van belang voor het nitraatgehalte in het opgepompte water, omdat pyriet in staat is om nitraat om te zetten in stikstof. De mate waarin de waterkwaliteit op het pompstation hierdoor beïnvloed wordt, is afhankelijk van de hoeveelheid water die met deze pyriethoudende lagen in contact is gekomen. Het was daarom zaak om van deze hoeveelheid een goede schatting te maken. In principe zou hier een driedimensionaal stromingsmodel toegepast moeten worden. Er waren echter heel weinig gegevens bekend over mogelijke variaties van de doorlatendheid in het horizontale vlak, en in het verticale vlak waren alleen bij NP1, 2 en 3 gegevens bekend over de korrelgrootteverdeling. Aangezien deze peilbuizen op één stroombaan zijn gesitueerd, is besloten om voor de berekening een schematisatie te hanteren van een vertikaal tweedimensionaal probleem. Deze schematisatie geldt echter alleen voor het deel van de stroombaan waar deze (min of meer) evenwijdig met an-

Figuur 3.6



15231 26 40

Figuur 3.7



15231 27 40

dere stroombanen loopt. Daar waar de stroomlijnen de pompput naderen, convergeren de stroomlijnen, en dienen ze op een andere manier geschematiseerd te worden. Voor deze berekening wordt het model daarom bij de 1-jaarsverblijftijdslijn begrensd. De berekeningen zijn uitgevoerd met een twee-dimensionaal netwerk van 33 bij 18 elementen, elk van 50 m lang en 2 m hoog.

Allereerst moest de variatie van de doorlatendheid in verticale richting worden bepaald. Hiervoor zijn bij NP1, 2 en 3 aan de hand van de korrelgrootteverdeling schattingen gemaakt. Vervolgens is met het door de U.S. Geological Survey ontwikkelde programma MODFLOW berekend hoe groot de stroming moet zijn bij het gemeten potentiaalverhang. Nadat de doorlatendheid zodanig was aangepast dat de stroming redelijk overeen kwam met de bij pompput 11 onttrokken 913 m³/dag, bleek dat de doorlatendheid bij NP1, 2 en 3 respectievelijk 1117, 1273 en 937 m²/d moest bedragen, uitgaande van de randvoorwaarden zoals ze eerder in dit hoofdstuk zijn vermeld. Dit is dus iets te laag in vergelijking met de voor het hele pakket aangenomen waarde van 1250 m²/dag, maar de afwijking is niet onacceptabel groot.

Hierna kon er een integratie plaatsvinden tussen hydrologie en geologie. In tabel 3.1 wordt aangegeven hoeveel water er door de diverse geologische formaties stroomt.

Tabel 3.1 Horizontale stroming door de geologische formatie

| formatie | hoeveelheid stromend water (m ³ /dag) | | |
|--------------|--|-------|-------|
| | NP1 | NP2 | NP3 |
| Nuenen | 134,4 | 42,3 | 61,8 |
| Veghel | 343,1 | 242,2 | 220,2 |
| Kiezeloëliet | 365,5 | 311,4 | 166,7 |
| Mengzone | 21,1 | 13,3 | 39,1 |
| Breda | 33,3 | 20,3 | 15,8 |
| Totaal | 897,4 | 629,5 | 503,6 |

De grens tussen pyriethoudende en pyrietloze lagen valt volgens het eerder genoemde rapport (Rijks Geologische Dienst, 1986) niet samen met een grens tussen geologische formaties. Deze grens is bij NP1, 2 en 3 redelijk nauwkeurig bepaald, en in tabel 3.2 wordt weergegeven hoeveel water hier door pyriethoudende, en hoeveel er door pyrietloze afzettingen stroomt.

Tabel 3.2 Horizontale stroming door pyriethoudende en pyrietloze lagen

| | hoeveelheid stromend water (m ³ /dag) | | |
|-----------------------|--|-------|-------|
| | NP1 | NP2 | NP3 |
| pyrietloze laag | 673,8 | 402,7 | 347,8 |
| pyrietbevattende laag | 223,6 | 226,8 | 155,8 |

Het blijkt dus dat bij NP2 de grootste hoeveelheid water, namelijk 226,8 m³/dag, door het pyriethoudend deel van het watervoe-rend pakket stroomt. Omdat een deel van deze hoeveelheid wegzijgt naar de Formatie van Breda, kan de hoeveelheid die bij NP1 door pyriethoudende lagen stroomt, beschouwd worden als het maximale deel van het bij pompput 11 opgepompte water dat met pyriet in contact gekomen kan zijn. Dat is dus 24 procent. Van 76 procent van het opgepompte water werd vooralsnog verondersteld dat er geen denitrificatie onder invloed van pyriet heeft plaatsgevonden.

Nu kunnen ook deze berekeningen niet gecontroleerd worden. Het is echter wel mogelijk om met het programma BOUFLO te berekenen hoe oud het water is dat zich op een bepaalde diepte bevindt. Deze berekeningen zijn wel te controleren, aangezien er dateringsmetho-den zijn op basis van radio-actief verval van een aantal isotopen. Bij NP1 zijn hierom op verschillende diepten watermonsters geno-men die op tritiumgehalte zijn geanalyseerd. Aan de hand van het verloop van de concentratie in de diepte is het mogelijk om een ouderdom aan het water op een bepaalde diepte toe te kennen.

Nadat deze gegevens bekend waren is het model hierop gecalibreerd. Dat was niet eenvoudig, omdat de samenhang met het horizontale

stromingsbeeld in stand moest blijven. Uiteindelijk heeft deze calibratie er toe geleid dat de randvoorwaarden tot stand zijn gekomen zoals ze eerder zijn vermeld. Met behulp van deze gegevens gaf vergelijking van de model-resultaten met de uitkomsten van de tritium-datering het beeld zoals dat in tabel 3.3 is weergegeven.

Tabel 3.3 Vergelijking van de leeftijdsverdeling berekend met BOUFLO en bepaald met tritium

| diepte (m-mv) | ouderdom in jaren | |
|---------------|-------------------|---------|
| | model | tritium |
| 3 | 0 | - |
| 13 | 13 | 11 |
| 18 | 22 | 15 |
| 20 | 25 | 22 |
| 26 | 39 | ca. 31 |

Er worden nog wel enige afwijkingen vastgesteld, maar deze zijn mede gezien de onzekerheden ten aanzien van de wijze waarop variaties in de doorlatendheid bepaald zijn en ten aanzien van de tritium-datering niet onacceptabel groot.

3.5 Conclusies en aanbevelingen

- Voor de bepaling van beschermingszones rond een grondwaterwinning geeft een eenvoudig hydrologisch programma meestal bruikbare resultaten. Voor een berekening van de kwaliteit van het grondwater is het echter van groot belang om met meer nauwkeurigheid te kunnen bepalen waar het onttrokken water is geïnfiltreerd, langs welke weg het water naar het pompstation is gestroomd, en hoe lang het water daar over heeft gedaan. In geen van de drie gevallen die voor dit project onderwerp van studie waren, konden met FLOP bevredigende resultaten behaald worden.

- In Noordbargeres is gebruik gemaakt van het RIVM-programma FLSTAT. Men kon geen gebruik maken van FLOP omdat niet te overzien was hoe de grondwaterbeweging zou zijn in de situatie zonder winning. Voor deze studie is gebruik gemaakt van een 2-dimensionale schematisatie van het watervoerend pakket waaruit onttrokken wordt. Wanneer chemische of biologische processen in de bodem nader bestudeerd moeten worden is een 3-dimensionale benadering hier absoluut noodzakelijk. Op dit moment zijn daarvoor niet voldoende gegevens aanwezig. Voor verder onderzoek zijn gegevens over de opbouw en heterogeniteit van de bodem een eerste vereiste.
- Bij Archemerberg bleken grote verschillen in doorlaatvermogen van de bodem problemen op te leveren voor eenvoudige hydrologische programma's. Door gebruik te maken van een stromingsprogramma (BOUFLO) dat op basis van potentialen die met behulp van een numeriek model zijn berekend de stroming bepaalt, was het toch mogelijk deze heterogeniteit in de berekeningen te verwerken.
- Voor Vierlingsbeek gaven de gemeten grondwaterstanden aan dat de Lactaria-beek belangrijke invloed heeft op het stromingsbeeld. Daarnaast diende de heterogeniteit van de bodem in de diepte vastgesteld te worden om de invloed van pyriethoudende lagen op het nitraat-gehalte te kunnen bepalen. De hydrologische vragen zijn hier ook met behulp van BOUFLO beantwoord. Wel waren hiervoor nog twee afzonderlijke 2-D berekeningen nodig, één in een vertikaal vlak, en één in een horizontaal vlak. De eerste berekening kon gecontroleerd worden met behulp van een tritium-datering en de tweede met gemeten grondwaterstanden. Deze vergelijkingen gaven te zien dat de resultaten niet onacceptabel veel van de gemeten waarden afweken.
- Met name de situatie rond Vierlingsbeek zou op dit moment met een 3-D model moeten worden doorgerekend, zeker wanneer blijkt dat de aangenomen wegzijging van water naar de Formatie van Breda juist is. Voor andere situaties zal een 3-D benadering met de mogelijkheid van het inbrengen van heterogeniteiten noodzakelijk worden bij berekeningen van de ontwikkeling van de kwaliteit van het water, met name wanneer er zich processen in de bodem afspelen die de kwaliteit beïnvloeden.

- Ontwikkeling van deze rekentechnieken is binnen een termijn van 1 à 2 jaar mogelijk en gewenst. Daarnaast dienen voor die pompstations waar een studie naar de kwaliteit van onttrokken water gewenst wordt, aanzienlijk meer en betere gegevens verzameld te worden dan tot dusver bij de meeste pompstations is gebeurd. Was de bepaling van de top en de basis van het watervoerend pakket tot dusver voldoende voor hydrologische studies, in de toekomst zullen er ook gegevens verzameld moeten worden over de heterogeniteit van de bodem en de verdeling van het toestromende water over verschillende lagen binnen het watervoerend pakket, zoals dat bij Vierlingsbeek gebeurd is. Alleen dan kunnen de te ontwikkelen rekentechnieken ook in de praktijk zinvol worden toegepast en getoetst.
- Hoewel bij de drie beschouwde pompstations de eenvoudige hydrologische programma's tekort schieten voor de hier gestelde vragen, wil dat nog niet zeggen dat ze als hydrologisch gereedschap onbruikbaar zouden zijn. Voor eenvoudige problemen, of bijvoorbeeld voor het bepalen van de gevoeligheden van parameters zijn dergelijke programma's vaak beter hanteerbaar dan complexe modellen. In het algemeen verdient een eenvoudig overzichtelijk programma de voorkeur boven complexe "alles-kunners". Hun toepassingsgebied dient dan ook verder uitgebreid te worden.

3.6 Geraadpleegde literatuur

- Akker, C. v.d., J.B.S. Gan en J.H. Peters (1981). Handleiding bij het computerprogramma FLOP, KIWA, SWE 330.
- Beugelink, G.P. (1987). Toekomstige concentraties dichloorpropaan in het ruwe water van het pompstation Noordbargeres (Dr.). Rapportnr. 728618001, RIVM.
- Boukes, H. (1985). Eerste oriënterende berekeningen naar de verticale verdeling van de grondwaterstroming naar het pompstation Vierlingsbeek, KIWA, SWI 85.127.
- Boukes, H. (1987). Een methode voor de bepaling van de gevoeligheid van de nitraatconcentratie in het opgepompte water voor diverse bemestingsscenario's, KIWA, SWE 87.003.
- Commissie Bescherming Waterwingebieden, 1980. Richtlijnen en aanbevelingen voor de bescherming van waterwingebieden, VEWIN en RID.

- Jong, C. de (1986). Grondwaterbelasting 25-jaarszone Vierlingsbeek. KIWA, SWE 86.112.
- McDonald, M.G. en A.W. Harbaugh (1984). A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model. U.S. Geological Survey.
- Rijks Geologische Dienst (1986). Onderzoek naar FeS en FeS₂ voorkomens in het (le) watervoerend pakket van het onttrekkingsgebied bij het pompstation Vierlingsbeek. Rapport nr. BP 10559.
- Verheijen, L.A.H.M. (1985). Ontwikkeling van de nitraatconcentratie van het grondwater in de omgeving van het pompstation Vierlingsbeek (WOB). KIWA, SWE 84.015.

4 MEETNETINRICHTING

4.1 Inleiding

Bij het starten van een nieuw project is het vaststellen van de doelstelling(en) ervan een van de zaken die het eerst geregeld moeten worden. Een doelstelling geeft aan welk resultaat men wil bereiken met het verrichten van de verschillende handelingen.

Bij het project bescherming waterwingebieden, gericht op het opsporen van diffuse bronnen, is een van de doelstellingen het bewaken/voorspellen van de kwaliteit van het opgepompte grondwater. Deze doelstelling is vrij algemeen gesteld en dient, om er praktisch mee te kunnen werken, geconcretiseerd te worden. Het bewaken/voorspellen van de kwaliteit van het opgepompte grondwater kan immers op vele manieren gebeuren afhankelijk van vooraf gekozen parameters en van vooraf gestelde criteria. Drie mogelijke concretisering van bovengenoemde algemene doelstelling zijn:

- de concentratie nitraat in het opgepompte grondwater mag niet meer worden dan 25 mg/l;
- de concentratie nitraat in het opgepompte grondwater mag de (norm)waarde niet overschrijden;
- de concentratie nitraat in het opgepompte grondwater mag in de loop van de tijd niet (beduidend) slechter worden (stand-still principe).

In de praktijk zal een project niet aan één maar aan meerdere doelstellingen tegelijk moeten voldoen. Het is in zo een geval aan te raden zo goed mogelijk aan de belangrijkste doelstelling te voldoen, waarbij echter de overige doelstellingen niet vergeten mogen worden. Deze aanpak is te prefereren boven het optimaal beantwoorden van de belangrijkste doelstelling en afwachten hoe de overige doelstellingen worden beantwoord.

Als een aantal geconcretiseerde doelstellingen wordt gekozen dan staan de beoogde doelstellingen vast. Om deze doelstellingen te bereiken dient vervolgens aangegeven te worden wat er moet gebeuren (keuze van wegen en middelen).

Een van de belangrijkste middelen voor het bewaken van een proces

(het oppompen van grondwater kan als een proces worden beschouwd) is het doen van metingen. Om dit effectief te kunnen doen dient een meetnet te worden opgezet en ingericht. Dit houdt in dat aangegeven moet worden op hoeveel plaatsen er gemeten moet worden (meetdichtheid), waar er gemeten moet worden (meetlocatie) en hoe vaak er gemeten moet worden (meetfrequentie).

De belangrijkste doelstelling bepaalt hoe het meetnet eruit ziet. Zo zal een meetnet, opgezet om een beeld te geven over hoe nitraat ruimtelijk verdeeld is er anders uit zien dan een meetnet, opgezet om te laten zien waar de hoogste nitraatconcentraties zich bevinden. In het eerste geval hangt de ruimtelijke verdeling af van de onderliggende structuur (indien deze niet bekend is kan een aselechte verdeling worden gekozen of een selecte verdeling zoals de hoekpunten van een grid). In het tweede geval hangt de verdeling af van het landgebruik. Zo zal het water afkomstig van grasland en maispercelen doorgaans meer nitraat bevatten dan water afkomstig van bosgronden.

Ook zal een meetnet, opgezet om een mogelijk verloop in de tijd aan te tonen er anders uitzien dan een meetnet, opgezet om aan te geven hoe het pompregime eruit moet zien. In het eerste geval zullen er metingen op equidistante tijdstippen worden genomen. In het tweede geval zal het interval tussen de tijdstippen van monsternamen afhangen van het verschil tussen de hoogte van de gemeten concentratie en de maximaal toegestane op te pompen concentratie. Naarmate de gemeten concentratie dichterbij de toegestane innameconcentratie ligt zal er frequenter bemonsterd moeten worden.

De statistiek is een belangrijk instrument bij het opzetten van een meetnet. Het belang van de statistiek is gelegen in de objectiviteit van uitvoering en beslissing omdat van vastgestelde criteria wordt uitgegaan. Ook is het mogelijk resultaten verkregen uit een aselechte steekproef te extrapoleren naar de populatie (het geheel, wat tijd en ruimte betreft, dat wordt onderzocht). Om gebruik te maken van statistische technieken dient echter wel kennis aanwezig te zijn over de (statistische) verdeling van de waarnemingen, homogeniteit van variantie en (on)afhankelijkheid van de waarnemingen. Uiteraard dient ook kennis aanwezig te zijn over het onderliggend proces.

4.2 Vaststellen methode van onderzoek

In het geval van het onderzoek naar de bescherming van waterwingebieden is de geconcretiseerde hoofddoelstelling dat de kwaliteit van het opgepompte water aan zekere voorwaarden (eisen) moet voldoen. Zo zal het nitraatgehalte niet hoger mogen zijn dan 50 mg/l. Om dit te onderzoeken kunnen de volgende twee methoden worden toegepast:

- bemonster met regelmatige tussenposen (aequidistant) het opgepompte water en bepaal hierin de nitraatconcentratie;
- bereken hoe de nitraatconcentratie van het opgepompte water zich zal ontwikkelen uitgaande van de nitraatconcentratie in het intrekgebied.

De eerste methode is reactief. Door het bepalen van de nitraatconcentratie van het opgepompte water wordt weinig rekening gehouden met wat in de omgeving (het intrekgebied) gebeurt.

Aan de hand van de meetresultaten wordt bepaald of het nitraatgehalte onder de gewenste waarde (bijvoorbeeld onder de 50 mg/l) ligt. Zolang dit het geval is wordt er geen actie ondernomen. Door gebruik te maken van voorspellingen, met behulp van tijdreeksanalyse volgens de methode van BOX-JENKINS (Box en Jenkins, 1976), kan de methode actiever gemaakt worden. Bij de BOX-JENKINS methode wordt, aan de hand van historische gegevens, een model gemaakt dat aangeeft hoe het onderliggend proces verloopt. Met behulp van dat model is het dan mogelijk aan te geven hoe de nitraatconcentratie in de tijd zal verlopen en wanneer de nitraatconcentratie hoger zal zijn dan 50 mg/l. Het probleem is dan echter dat als het proces verandert ook het model verandert. Als er nog weinig waarnemingen zijn uit de periode van het nieuwe proces, zijn voorspellingen moeilijker te doen. Als er wel voorspellingen gedaan worden dan zijn deze minder of zelfs helemaal niet betrouwbaar. Het is met deze methode ook moeilijk te voorspellen hoe veranderingen in het mestgebruik, ten gevolge van door de overheid genomen maatregelen, de concentratie nitraat in het opgepompte water zullen beïnvloeden. Dit komt omdat deze maatregelen een verandering in het onderliggend proces ten gevolge hebben die zonder metingen niet te

modelleren zijn en waardoor het doen van voorspellingen geen zin heeft.

Het gebruik van zogenaamde transferfunctie-modellen, die relaties tussen reeksen toestaan, zal in deze gevallen moeilijk gaan. De reden hiervoor is dat tijdvertragingen, als gevolg van reistijden, gezien het geringe aantal meetpunten, niet ingebouwd kunnen worden.

Het berekenen van het verloop van de nitraatconcentratie in het opgepompte water kan ook gedaan worden met behulp van een grondwatertransport model (Konikow-Bredehoeft). Deze methode is in tegenstelling tot de voorgaande methode pro-actief en houdt wel rekening met hetgeen in de omgeving (het intrekgebied) gebeurt. Bij deze methode wordt het gebied onderverdeeld in kleine vierkanten en per vierkant wordt de nitraatconcentratie opgegeven. Aan de hand van de stromingsvergelijking en gegevens over het opgepompte water kan de concentratie van de onderzochte stoffen op de plaats van de pomp in de tijd worden bepaald. Met behulp van deze methode is het wel mogelijk aan te geven hoe veranderingen in het gebruik van mest, ten gevolge van overheidsmaatregelen, doorwerken in de nitraatconcentratie van het opgepompte water.

4.3 Bepalen van de meetdichtheid

Voor dit onderzoek zullen de voorspellingen van de nitraatconcentratie van het opgepompte water met behulp van het Konikow-Bredehoeft model worden gedaan. De hoofddoelstelling van het meetnet is dan het zo nauwkeurig mogelijk vaststellen van de gemiddelde nitraatconcentratie per vierkantje. De gemiddelde nitraatconcentratie hangt af van het landgebruik (eventueel bodemtype) en zal binnen de verschillende vormen van landgebruik niet constant zijn (een gelijke waarde hebben). Om een goed inzicht te krijgen in de gemiddelde concentratie voor de verschillende vormen van landgebruik wordt het aantal meetpunten zodanig bepaald dat het (geschatte) gemiddelde binnen vooraf vastgestelde grenzen ligt. In de praktijk komt dit erop neer dat er eisen worden gesteld aan de meetnauwkeurigheid. Omdat de standaardafwijking in vele gevallen afhangt van het niveau van de concentratie wordt vaak niet de

standaardafwijking maar de variatiecoëfficiënt (standaardafwijking gedeeld door het gemiddelde) als maat voor de nauwkeurigheid genomen.

Het vaststellen van de meetlocatie en de meetfrequentie wordt in de volgende paragrafen uitgewerkt.

De meetdichtheid wordt dus bepaald door eisen te stellen aan de nauwkeurigheid. Afhankelijk van de gebruikte maat voor de nauwkeurigheid wordt de meetdichtheid bepaald aan de hand van een van de volgende criteria:

- de variatiecoëfficiënt mag een gegeven waarde niet overschrijden, bijvoorbeeld mag hoogstens 0,20 zijn;
- de standaardafwijking mag, onafhankelijk van het niveau, een gegeven waarde niet overschrijden, bijvoorbeeld mag hoogstens 20 mg/l zijn.

Als gebruik wordt gemaakt van de variatiecoëfficiënt als criterium kan de meetdichtheid met behulp van onderstaande formule (Cochran, 1973) worden afgeleid:

$$n = \left\{ \frac{CV(Y)}{CV(Y_{gem})} \right\}^2 \quad (1)$$

Hierin is

- Y_{gem} : de gemiddelde (nitraat)concentratie
- $CV(Y)$: de variatiecoëfficiënt van de afzonderlijke waarneming
- $CV(Y_{gem})$: de variatiecoëfficiënt van het gemiddelde
- n : de meetdichtheid (aantal meetpunten binnen het betrokken gebied)

In de praktijk zal $CV(Y)$ niet bekend zijn maar geschat dienen te worden aan de hand van beschikbare waarnemingen. $CV(Y_{gem})$ hangt af van de gewenste meetnauwkeurigheid en wordt dus vooraf vastgesteld. In het bovenstaande is vastgesteld dat voor dit specifieke geval, waarbij het gemiddelde wordt gebruikt als invoer voor het Konikow-Bredehoeft model, een waarde van 0,20 voor $CV(Y_{gem})$ voldoende is.

Als gebruik wordt gemaakt van de standaardafwijking als criterium dan wordt de meetdichtheid bepaald aan de hand van de volgende formule:

$$n = \left\{ \frac{S(Y)}{S(Y_{gem})} \right\}^2 \quad (2)$$

Hierin is

$S(Y)$: de standaardafwijking van de afzonderlijke waarneming

$S(Y_{gem})$: de (gewenste) standaardafwijking van het gemiddelde

n : de meetdichtheid (aantal meetpunten)

In de praktijk zal $S(Y)$ niet bekend zijn maar geschat dienen te worden aan de hand van beschikbare waarnemingen. $S(Y_{gem})$ hangt af van de gewenste standaardafwijking van het gemiddelde en wordt vooraf vastgesteld. In het voorgaande is vastgesteld dat voor $S(Y_{gem})$ 20 mg/l wordt genomen. In tabel 4.1 zijn, voor de verschillende vormen van landgebruik in het gebied rond Vierlingsbeek, de nitraatconcentraties gegeven zoals ze gemeten zijn in het voorjaar van 1986. Tevens is in deze tabel weergegeven het berekende gemiddelde en de berekende standaardafwijking van de beschikbare meetpunten.

Tabel 4.1: Nitraatconcentraties voor de verschillende vormen van landgebruik in het gebied rond Vierlingsbeek.

| | Bos | Grasland | Bouwland | Mais |
|------------------|------|----------|----------|-------|
| | 67 | 262 | 122 | 316 |
| | 58 | 194 | 139 | 255 |
| | 20 | 100 | 121 | 284 |
| | 9 | 167 | 506 | 247 |
| | 76 | | 290 | 72 |
| | 33 | | | 305 |
| | | | | 140 |
| | | | | 172 |
| | | | | 350 |
| | | | | 188 |
| n | 6 | 4 | 5 | 10 |
| Y_{gem} | 43,8 | 180,85 | 235,6 | 232,9 |
| $S(Y)$ | 27,1 | 67,1 | 166,9 | 87,8 |
| $CV(Y)$ | 61,9 | 37,1 | 70,8 | 37,7 |

Aan de hand van deze gegevens is het aantal meetpunten bepaald, nodig om een $CV(Y_{\text{gem}})$ van 0,20 te bereiken en het aantal meetpunten, nodig om een standaardafwijking van 20 mg/l te bereiken. De resultaten hiervan zijn in onderstaande tabel 4.2 weergegeven:

Tabel 4.2: Aantal meetpunten nodig om een variatiecoëfficiënt van 0,20 en een standaardafwijking van 20 mg/l te bereiken.

| Landgebruik | Aantal meetpunten op grond van | |
|-------------|--------------------------------|--------------------|
| | variatiecoëfficiënt | standaardafwijking |
| Bos | 10 | 2 |
| Grasland | 3 | 11 |
| Bouwland | 13 | 70 |
| Mais | 4 | 19 |

Aan de hand van deze resultaten valt duidelijk op te maken dat de meetdichtheid sterk afhangt van de gebruikte methode. De reden hiervoor is dat de tweede methode hogere eisen stelt aan de nauwkeurigheid omdat hier nu geen rekening met het niveau (gemiddelde) wordt gehouden. Als het gemiddelde hoog ligt dan zal de variatiecoëfficiënt laag worden en omgekeerd.

Het hoge aantal benodigde meetpunten voor bouwland wordt bepaald door één hoge waarde (506 mg/l). Als zo een geval zich voordoet dient onderzocht te worden of dit komt omdat:

- er een fout is gemaakt (meet- of monstername-fout);
- er bij toeval iets onverwachts is gebeurd (bijvoorbeeld mestkar die op die plek mest heeft 'verloren');
- er iets structureels aan de hand is (bijvoorbeeld omdat er een groep mensen is die anders bemest).

Als het een fout of toeval is dient een aanzienlijk lagere meetdichtheid genomen te worden. Als het structureel is dient onderzocht te worden of het niet beter is de populatie in bijvoorbeeld twee deelpopulaties te splitsen, een met hoge en een met lage waarden, zodat de meetdichtheid verlaagd kan worden (omdat de standaardafwijking per deelpopulatie lager wordt en er dus minder meetpunten nodig zijn om een hoge nauwkeurigheid te halen).

Als de waarde van 506 mg/l, gevonden op bouwland, wordt weggelaten dan zijn er geen 70 maar 17 meetpunten nodig als de gewenste meetdichtheid uitgaande van de standaardafwijking wordt berekend.

In het voorgaande is geen rekening gehouden met de totale oppervlakte voor de verschillende vormen van landgebruik. In het geval een oppervlakte met een bepaald landgebruik klein is, heeft het uiteraard weinig zin een hoge nauwkeurigheid en dus een hoge meetdichtheid te hanteren. In de praktijk kan dit worden opgelost door voor landgebruik met kleine oppervlakten een hoge variatiecoëfficiënt/ hoge standaardafwijking toe te laten. Deze keuze houdt in dat, gezien de geringe oppervlakte, weinig gewicht wordt toegedacht aan de concentraties in die, weinige, vierkantjes.

Aangezien er, om een standaardafwijking, variatiecoëfficiënt, enigszins betrouwbaar te schatten minstens 8 meetpunten nodig zijn, wordt voorgesteld dit voor elk landgebruik met een behoorlijke oppervlakte als minimum te hanteren.

Gezien de meetdichtheid en de oppervlakte die wordt onderzocht, kan hier zonder veel risico worden aangenomen dat er geen afhankelijkheid zal bestaan tussen de waarnemingen. Mocht dit wel het geval zijn dan zal het effectieve aantal waarnemingen anders zijn dan het berekende aantal. In het geval er een positieve correlatie tussen de waarnemingen bestaat zal dit tot gevolg hebben dat het effectieve aantal waarnemingen lager zal zijn dan berekend (een waarneming op een meetpunt zegt als het ware iets over een waarneming op een meetpunt in de buurt).

4.4 Vaststellen van de meetlocatie

Het vaststellen van de meetlocatie hangt ook af van de doelstelling. In dit specifieke geval, waarbij het doel is inzicht te krijgen in de (gemiddelde) concentratie stof (nitraat) per vorm van landgebruik, is het van belang de meetpunten aselekt (zonder voorkeur) over het landgebruik te verdelen. Indien dit niet gebeurt kan dit tot gevolg hebben dat een verkeerd beeld wordt verkregen over de (gemiddelde) concentratie stof per vierkantje. Zo zal de gemiddelde concentratie nitraat voor bos aanzienlijk hoger uitvallen als een stuk bos wordt bemonsterd omdat daar (toevallig) mest is gevallen.

Mocht echter van te voren bekend zijn dat het landgebruik verdeeld kan worden in percelen waar veel mest wordt gebruikt en percelen waar weinig of geen mest wordt gebruikt dan dient het landgebruik in twee delen te worden gesplitst (deelpopulaties). Het is echter wel noodzakelijk vooraf te weten tot welk deel ieder perceel behoort.

De meetlocatie dient zodanig gekozen te worden dat ze representatief is voor het gekozen landgebruik, zowel wat plaats als tijd betreft. Dit betekent dat goed gekeken moet worden hoe het water stroomt, waar het water vandaan komt en hoe lang het erover doet om op een bepaalde plaats te komen. Dit kan in een aantal gevallen betekenen dat het meetresultaat van 1987 van een monsterpunt op grasland eigenlijk afkomstig is uit een maisveld in 1985. Bij het bepalen van de meetlocatie is het dus noodzakelijk om over een goede hydrologische kennis te beschikken.

4.5 Bepalen van de meetfrequentie

Bij het vaststellen van de meetfrequentie, het aangeven hoe vaak bemonsterd dient te worden, is het goed onderscheid te maken tussen pompputten en de meetpunten van het meetnet.

Aan de hand van de meetresultaten van de pompputten kan worden nagegaan of de kwaliteit van het opgepompte water in de loop van de tijd verandert (met andere woorden of er een verloop is) en of de voorspellingen, zoals die volgen uit het Konikow-Bredehoeft model, kloppen.

Aan de hand van de resultaten van de meetpunten van het meetnet kan worden nagegaan of de kwaliteit van het grondwater ter plaatse in de loop van de tijd slechter wordt. Omdat bij het bepalen van de meetdichtheid onderscheid is gemaakt tussen de verschillende vormen van landgebruik, zal niet gekeken worden naar verloop per meetpunt maar naar verloop per landgebruik.

Een meetnet dat tot doel heeft het detecteren van een verloop, kan worden opgevat als een controlesysteem. Een eventueel verloop wordt het best gedetecteerd als de meetdichtheid groot is en de meetfrequentie hoog. Gezien de te verwachten kosten is dit echter niet acceptabel.

De meetdichtheid wordt bepaald door de gewenste meetnauwkeurigheid en staat dus vast. Dit houdt in dat hier alleen op het vaststellen van de meetfrequentie zal worden ingegaan.

Een verloop kan gekarakteriseerd worden door een zekere toename van een bepaalde meetgrootte (of een afname, maar dat wordt voor dit onderzoek verder buiten beschouwing gelaten). Van belang voor het vaststellen van de meetfrequentie is de mate waarin de toename plaatsvindt en de tijd die verloopt tussen het moment waarop dit plaatsvindt en het moment waarop dit wordt vastgesteld.

Als het verloop beschouwd wordt als een verschuiving van het gemiddelde dan kan het aantal steekproeven (m) dat nodig is om dit te detecteren worden bepaald met behulp van de volgende formule:

$$m = \frac{(1 + \beta)}{2(1 - \beta)}$$

Hierbij is β de kans op het niet signaleren van het verloop bij de

eerste steekproef en ligt, omdat het een kans is, tussen 0 en 1. De grootte van β hangt af van het aantal meetpunten, de grootte van het verloop en de standaardafwijking van het proces. β en het benodigde aantal steekproeven nemen af naarmate:

- het aantal meetpunten (n) toeneemt;
- de standaardafwijking van het proces (S_p) afneemt;
- het verloop ($x-x_0$) groter wordt.

In tabel 4.3 wordt het verband gegeven tussen de relatieve afwijking en het benodigd aantal steekproeven om een verloop te detecteren.

Tabel 4.3: Verband tussen het relatieve verloop en benodigde aantal steekproeven per tijdstip

| $\frac{(x - x_0)}{S_p}$ | \sqrt{n} | β | $m = \frac{(1 + \beta)}{2(1 - \beta)}$ |
|-------------------------|------------|---------|--|
| 0 | | 0,9974 | 382,2 |
| 1 | | 0,9771 | 43,2 |
| 2 | | 0,8413 | 5,8 |
| 3 | | 0,5000 | 1,5 |
| 4 | | 0,1587 | 0,7 |
| 6 | | 0,0013 | 0,5 |

Noem het quotiënt tussen het verloop en de standaardafwijking van het proces, $(x - x_0)/S_p$, het relatieve verloop. Als het produkt hiervan met de wortel van het aantal waarnemingen ongeveer 1 is, dan is β 0,9771 (zie bovenstaande tabel). Uit bovenstaande formule volgt dan dat het aantal te bemonsteren tijdstippen gelijk is aan 43. De praktische interpretatie hiervan is dat er (gemiddeld) 43 tijdstippen bemonsterd moeten worden om een verloop van één S_p te kunnen vaststellen.

Als het relatieve verloop of het aantal beschikbare meetpunten toeneemt, neemt dus het aantal te bemonsteren tijdstippen af. Als het produkt ongeveer 2 is dan wordt het aantal te bemonsteren tijdstippen ongeveer 6. Dit betekent dat een verloop van 2 S_p na

(gemiddeld) 6 tijdstippen bemonsterd te hebben vastgesteld kan worden. Als het verloop nog groter wordt dan kan dit met bemonsteren op nog minder tijdstippen worden vastgesteld. Het wordt duidelijk dat in bepaalde situaties het verloop zo groot is dat 'betrouwbare' conclusies getrokken kunnen worden na één à twee keer bemonsteren.

Met behulp van bovenstaande tabel is het mogelijk te bepalen hoe vaak bemonsterd moet worden om een bepaald, vooraf vastgesteld verloop, te detecteren. Als het verloop op een plaats onderzocht wordt dan is de hier gebruikte meetdichtheid gelijk aan 1. Wordt het verloop in een gebied onderzocht waar bijvoorbeeld 10 meetpunten zijn dan is ook de hier gebruikte meetdichtheid gelijk aan 10. Omdat de waarnemingen in de tijd gedaan afhankelijk van elkaar zijn, zal het aantal effectieve waarnemingen anders zijn. Als er een positieve correlatie tussen opeenvolgende waarnemingen is, dan zal dit resulteren in het verlagen van het aantal effectieve waarnemingen (de informatie die een waarneming bevat zal minder zijn omdat een deel van die informatie al in de vorige waarneming zit). Anders gezegd komt het erop neer dat er meer waarnemingen gedaan moeten worden dan berekend op grond van de veronderstelling dat de waarnemingen ongecorrigeerd zijn. Het aantal effectieve waarnemingen neemt ook af als er sprake is van seizoens-effecten.

Het vaststellen van een verloop heeft alleen zin als het onderliggende proces niet verandert. Dit komt omdat door een eventuele verandering in landgebruik de bemesting kan veranderen wat weer invloed heeft op de kwaliteit (bijvoorbeeld overgang van mais naar grasland kan een belangrijke verlaging van het nitraatgehalte tot gevolg hebben). Omdat dit niet te voorkomen is, wordt als noodgreep voorgesteld het verloop per landgebruik te onderzoeken ook al veranderen de meetpunten.

Naast het vaststellen van de meetfrequentie dient ook aangegeven te worden hoe een eventueel verloop gedetecteerd moet worden. Daartoe moeten de volgende vragen beantwoord worden:

- zit er een seizoenscomponent in de gegevens;
- zijn de waarnemingen (on)afhankelijk;
- welke verdeling volgen de waarnemingen.

Voor het detecteren van een verloop kan gebruik worden gemaakt van een parameter-vrije analyse methode (hierbij speelt de kansverdeling geen rol). Hierbij kan weer gekozen worden tussen methodes die rekening houden met seizoenscomponenten en eventuele afhankelijkheid van waarnemingen.

Het is ook mogelijk gebruik te maken van een klassieke methode (uitgaande van normale-verdeling) zoals tijdreeks-analyse volgens BOX-JENKINS. In deze methode kan rekening worden gehouden met seizoenscomponenten en afhankelijkheid van waarnemingen.

Belangrijk bij deze analyses is het beschikbaar hebben van waarnemingen die met gelijke tijdsintervallen zijn uitgevoerd. Als er seizoenscomponenten aanwezig zijn, dan dient bij het vaststellen van de tijdstippen van monsternamen hiermee rekening te worden gehouden.

4.6 Conclusies en aanbevelingen

1. Voor het inrichten van een meetnet is het van essentieel belang vast te stellen voor welk doel het zal worden gebruikt.
2. Als het doel is een idee te krijgen van het gemiddelde van een grootte over een bepaald gebied dan kan dit gebeuren door eisen te stellen aan de nauwkeurigheid van het gemiddelde. Voor dit specifieke geval (Vierlingsbeek) betekent het concreet dat er, per landgebruik, tussen de 10 en 15 punten bemonsterd dienen te worden.
3. Het bepalen van de meetlocatie dient in dit specifieke geval aselekt (zonder voorkeur) te gebeuren. Om de exacte positie vast te stellen dient gebruik te worden gemaakt van de aanwezige hydrologische kennis (stroomrichting, stroomafstand en stromingstijd).
4. Het vaststellen van de meetfrequentie hangt af van de grootte van het verloop dat gedetecteerd moet worden. Om een langzaam verloop te detecteren zal gedurende een lange tijd bemonsterd dienen te worden. Het detecteren van een snel verloop kan binnen een paar tijdstippen gebeurd zijn.

5. Om toekomstige meetnetten snel en efficiënt te kunnen opzetten is het aan te bevelen nu al te beginnen met een beperkt meetprogramma. Het doel hiervan is inzicht te krijgen in de situatie ter plaatse.

4.7 Geraadpleegde literatuur

- Box, G.E.P. and Jenkins, G.M. (1976), Time series analysis, Forecasting and Control, Holden-Day, San Francisco
- Cochran, W.G. (1963), Sampling techniques, John Wiley, New York

5 LANDGEBRUIK EN KWALITEIT VAN HET ONDIEPE GRONDWATER

5.1 Inleiding

Om tot een voorspelling te kunnen komen van de kwaliteit van het grondwater, dat op een pompstation zal worden onttrokken, dient informatie over de kwaliteit van het ondiepe grondwater bekend te zijn. Onder het ondiepe grondwater wordt hier het grondwater juist onder de grondwaterspiegel verstaan. Inzicht in de kwaliteit hiervan kan worden verkregen door grondwatermonsters, afkomstig van ondiepe waarnemingsputten, regelmatig te analyseren. In hoofdstuk 4 is al op verschillende aspecten, die bij de uitvoering van een dergelijk onderzoek een rol spelen, ingegaan.

Voor de voorspelling van de kwaliteit van het onttrokken grondwater dient echter niet alleen de huidige kwaliteit van het ondiepe grondwater bekend te zijn, maar ook die in het verleden. Deze informatie is veelal niet beschikbaar, maar kan uit het landgebruik worden geschat. Met behulp van deze schattingen kan de trend in de kwaliteit van het ondiepe grondwater worden afgeleid. Tevens kan met behulp van deze benadering snel een schatting worden gemaakt van de huidige kwaliteit van het ondiepe grondwater. De berekende waarden kunnen dan vervolgens worden vergeleken met de gemeten concentraties.

De chemische samenstelling van het ondiepe grondwater wordt voornamelijk bepaald door de chemische samenstelling van de droge en natte depositie, de nuttige neerslag, het landgebruik en de samenstelling van de doorstroomde bodem (Meinardi, 1980).

Neerslag en geologische pakketten hebben een regionale verbreiding. Landgebruik kan zowel een regionale verbreiding hebben, bijvoorbeeld natuurgebieden, als wel sterk lokaal gebonden zijn, bijvoorbeeld één landbouwperceel. De chemische samenstelling van het grondwater onmiddellijk onder de grondwaterspiegel wordt bepaald door het landgebruik ter plaatse aan het maaiveld. Dit geldt ook voor het landbouwkundig landgebruik, waar op ieder perceel een andere teelt, met daarbij behorende verzorging, kan worden verbouwd.

In dit hoofdstuk zullen de resultaten van de schatting van de ondiepe grondwaterkwaliteit worden vergeleken met de gemeten waarden. Aangezien de methodiek voor iedere winning gelijk is, zal deze alleen voor de winning Vierlingsbeek gedetailleerd worden uitgewerkt.

5.2 Landgebruik

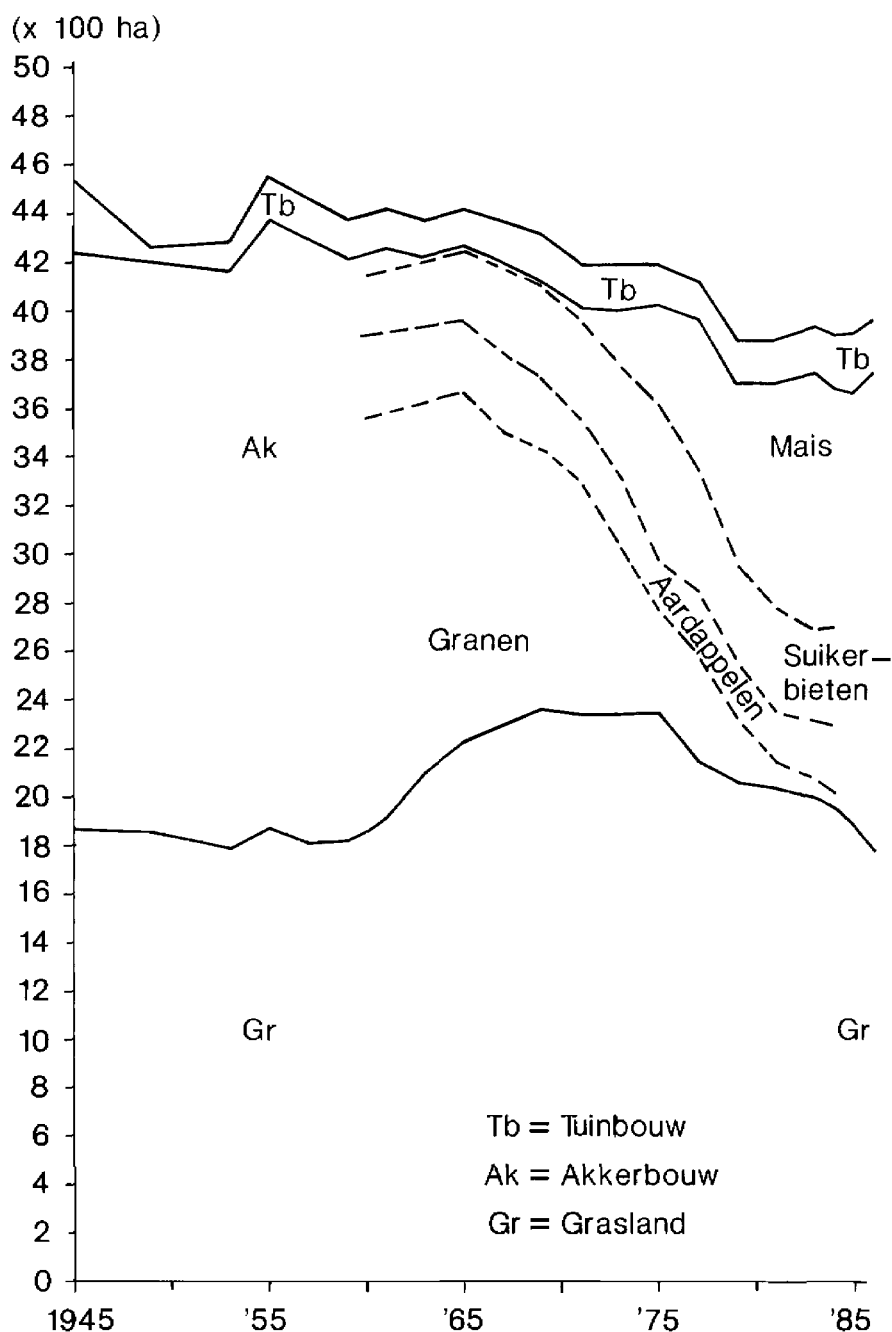
Van iedere teelt is globaal bekend welke verzorging met meststoffen en bestrijdingsmiddelen noodzakelijk is. Daaruit is af te leiden welke stoffen het grondwater kunnen bereiken en in welke hoeveelheden. Hierbij speelt het bodemtype een belangrijke rol.

Zoals reeds vermeld is voor een voorspelling van de grondwaterkwaliteit informatie over het landgebruik, zowel huidig als in het verleden, binnen het intrekgebied noodzakelijk. Nog afgezien van de problemen die bij de vaststelling van de precieze ligging van het intrekgebied bestaan, is deze informatie gewoonlijk niet op perceelsniveau beschikbaar. Globale informatie kan worden verkregen van de topografische kaarten 1:25.000.

Het landbouwkundig landgebruik is wel per gemeente bekend uit de zogenaamde meitellingen, die bij het CBS beschikbaar zijn. In afbeelding 5-1 is het verloop van het landbouwkundig landgebruik binnen de gemeente Vierlingsbeek samengevat. Afbeelding 5-1 geeft een beeld van de grote veranderingen die de afgelopen jaren binnen de landbouw hebben plaatsgevonden. Het areaal landbouwgrond is voortdurend afgenomen, bouwland is in grasland omgezet en andersom en binnen de akkerbouw hebben de granen plaats gemaakt voor snijmais. Deze CBS cijfers vormen geaggregeerde informatie, nu is nog niet bekend wat op ieder individueel perceel is geteeld geweest. Soms is iets bekend over het landgebruik per perceel, bijvoorbeeld indien rond een winning verdroging optreedt en in verband daarmee door het waterleidingbedrijf droogteschade moet worden uitgekeerd. Het gebied met landbouwschade vormt echter maar een klein deel van het intrekgebied en zelfs van het beschermingsgebied.

In het kader van dit onderzoek is het landgebruik binnen het 25-jaars beschermingsgebied geïnventariseerd. Afbeelding 5-2 toont als voorbeeld het landgebruik in 1985.

Landbouwkundig landgebruik (gemeten maat)
gemeente Vierlingsbeek, (CBS)



Afbeelding 5-1: Verloop van het landbouwareaal binnen de gemeente Vierlingsbeek, met daarin het verloop van het areaal grasland, bouwland en tuinbouw. Tevens is binnen het areaal bouwland het verloop van het areaal granen, aardappelen, bieten en snijmais aangegeven.

Het landgebruik binnen het beschermingsgebied is in tabel 5-1 samengevat. Tevens is in deze tabel het landgebruik binnen de gemeente weergegeven. Hieruit is een schatting te maken van de verdeling van het landgebruik buiten het beschermings- maar binnen het intrekgebied. Indien er geen aanwijzingen zijn voor het tegendeel wordt er van uitgegaan dat de verdeling van het landgebruik binnen het intrekgebied gelijk is aan die binnen de gemeente.

5.3 Produktie van dierlijke mest

In het voorgaande is aangegeven dat iedere vorm van landbouwkundig landgebruik samen gaat met een bepaalde teeltbehandeling. Door de produktie van drijfmest door de niet grondgebonden veehouderij blijkt dit niet (meer) het geval te zijn.

Informatie over de produktie van dierlijke mest kan op gemeentenniveau worden verkregen uit de metingen van het CBS.

Bij deze inventarisatie worden ieder jaar in de maand mei onder andere de aantallen landbouwhuisdieren geteld. Met behulp van gegevens over de gemiddelde mestproduktie per dier kan hieruit de mestproduktie per gemeente worden berekend, en uit de gemiddelde samenstelling van de mest de hoeveelheid stikstof, kalium, chloride, sulfaat, koper, zink etcetera aanwezig in deze mest. Als voorbeeld is in afbeelding 5-3 het verloop van de hoeveelheid stikstof, geproduceerd in dierlijke mest, aangegeven. Omdat voor een schatting van de onttrokken grondwaterkwaliteit ook informatie over het verleden nodig is, is ook deze informatie gegeven. Aannemende dat de invoer van drijfmest in de gemeente Vierlingsbeek gelijk is aan de uitvoer, wordt al deze drijfmest binnen de gemeente uitgereden. Deze veronderstelling wordt door de mestbank bevestigd. Afbeelding 5-3 vormt een onderschatting: in de figuur is van de rundveedrijfmest alleen de produktie gedurende de stalperiode opgenomen. Gedurende de weideperiode wordt een vergelijkbare hoeveelheid geproduceerd die op het land achterblijft. Tegenwoordig is er een tendens, vanwege de hoge veedichtheden, het melkvee gedurende de zomer ook 's nachts op stal te houden en soms zelfs het gehele jaar door.

Met behulp van de informatie over de produktie van dierlijke mest en het landgebruik is het mogelijk de gemiddelde drijfmestgift te berekenen.

Tabel 5-1 Landgebruik binnen het 25 jaars beschermingsgebied rond de winning Vierlingsbeek en binnen de gemeente Vierlingsbeek

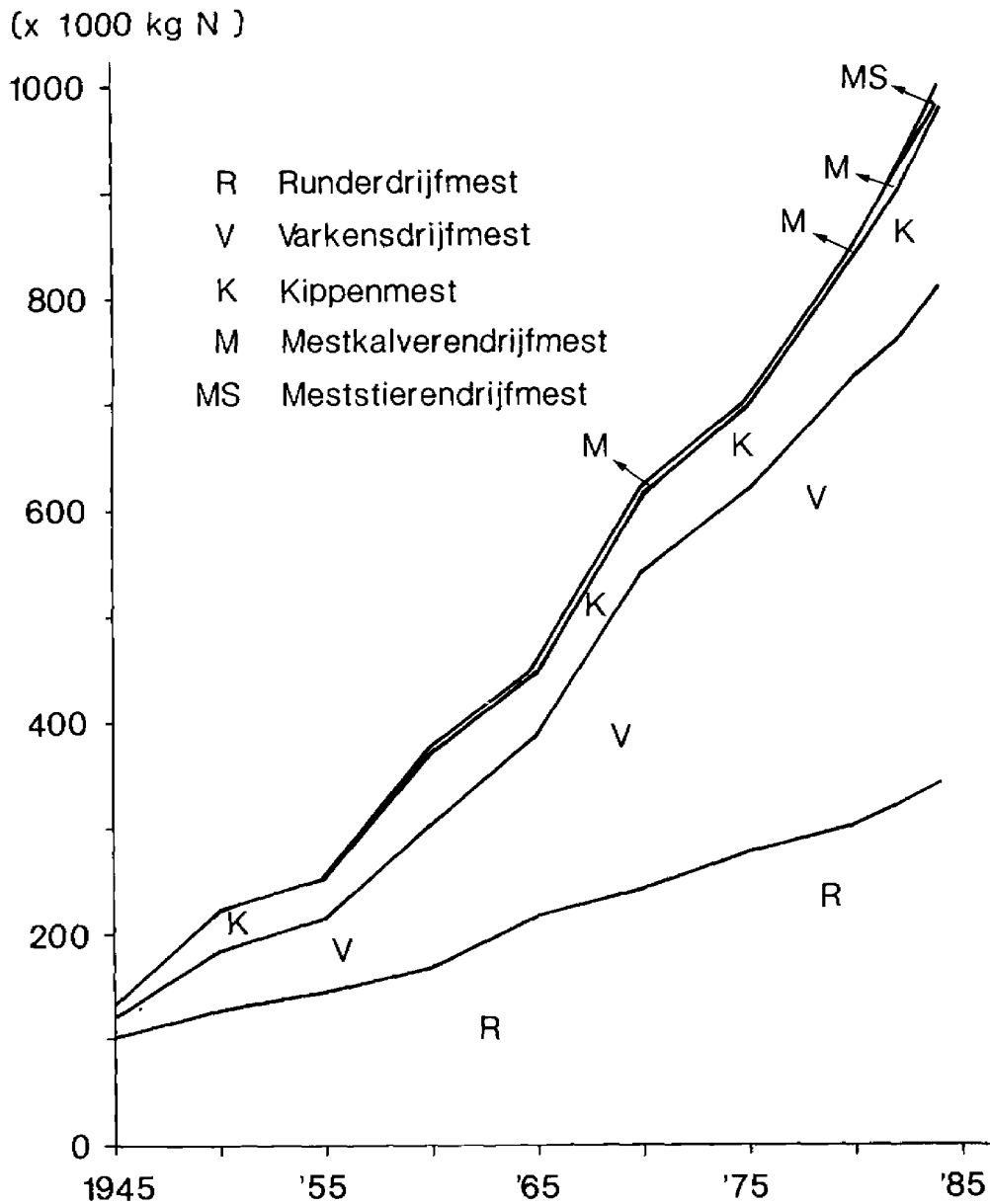
| | 25 jaars beschermingsgebied* | | | gemeente Vierlingsbeek** | | | gemeente Vierlingsbeek*** | |
|-------------------------|------------------------------|--|-------------------------------------|--------------------------|-------------------------------------|--|---------------------------|--------------------------------|
| | opper- vlakte (ha) | verdeling v. totaal resp. ak- ker- en tuinbouw | verdeling van landbouw (%) | opper- vlakte (ha) | verdeling van landbouw (%) | verdeling van akker- en tuin- bouw (%) | opper- vlakte (ha) | verdeling van totaal (%) |
| Totaal | 902,6 | 100 | | | | | 6.387 | 100 |
| Landbouw | 477,0 | 52,9 | 100 | 3.953 | 100 | | 4.645 | 72,7 |
| akkerbouw | 251,7 | 27,9 | 52,8 | 1.763 | 44,6 | | | |
| tuinbouw | 29,1 | 3,2 | 6,1 | 216 | 5,5 | | | |
| grasland | 196,2 | 21,7 | 41,1 | 1.967 | 49,8 | | | |
| Bos | 333,2 | 36,9 | | | | | 1.221 | 19,1 |
| Bewoning | 57,9 | 6,4 | | | | | 293 | 4,6 |
| Wegen | | 3,8 | | | | | 154 | 2,4 |
| Water breder dan 6 m | | | | | | | 70 | 1,1 |
| Akker- en tuinbouw | 280,8 | 100 | | 1.979 | | 100 | | |
| Akkerbouw | 251,7 | | 52,8 | 1.763 | 44,6 | | | |
| snijmais | 160,6 | 57,2 | 33,7 | 1.028 | 26,0 | 51,9 | | |
| aardappelen | 35,8 | 12,8 | 7,5 | 272 | 6,9 | 13,7 | | |
| granen | 4,6 | 1,6 | | 55 | | 2,8 | | |
| suikerbieten | 41,4 | 14,7 | 8,7 | 404 | 10,2 | 20,4 | | |
| tuinbonen | 1,3 | 0,5 | | | | | | |
| rogge | 2,3 | 0,8 | | | | | | |
| schorseneren | 5,7 | 2,0 | | | | | | |
| Tuinbouw | 29,1 | | | | | | | |
| asperges | 18,0 | 6,4 | | | | | | |
| aardbeien | 0,4 | 0,2 | | | | | | |
| prei | 0,6 | 0,1 | | | | | | |
| erwten | 1,4 | 0,5 | | | | | | |
| gladiolen | 2,3 | 0,8 | | | | | | |
| princessebonen | 3,7 | 1,3 | | | | | | |
| boomkwekerij | 2,6 | 0,9 | | | | | | |

* inventarisatie door WOB, 1985

** inventarisatie door CBS, 1984, gemeten maat

*** CBS, bodemstatistiek, 1984

Productie N in dierlijke mest, exclusief weideperiode
gemeente Vierlingsbeek, (CBS)



Afbeelding 5-3: Verloop van de hoeveelheid stikstof geproduceerd in dierlijke mest binnen de gemeente Vierlingsbeek. Tevens is de onderverdeling in rundvee, varkens, pluimvee, mestkalveren en meststieren aangegeven. De rundveemest is exclusief de hoeveelheid geproduceerd gedurende de weideperiode.

5.4 Berekening van de kwaliteit van het ondiepe grondwater

In deze paragraaf zal alleen voor 1984 de kwaliteit van het ondiepe grondwater uit de belasting aan het maaiveld worden berekend. Voor de berekening van de kwaliteit van het onttrokken grondwater is ook de situatie in voorgaande jaren van belang; deze kan analoog worden berekend (de Jong, 1986).

De kwaliteit van het ondiepe grondwater, dat wil zeggen juist onder de grondwaterspiegel, kan berekend worden uit de belasting aan het maaiveld recht boven de plaats van beschouwing. De belasting is de resultante van de aanvoer van mineralen minus de afvoer. Mineralenaanvoer vindt plaats via drijfmest, kunstmest, mineralisatie en depositie vanuit de atmosfeer. Mineralen worden afgevoerd door gewasopname en vastlegging in de bodem en bij stikstofverbindingen door vervluchtiging van ammoniak en door denitrificatie. De sluitpost wordt gevormd door uitspoeling naar het grondwater.

Hier zal de concentratie van nitraat, kalium, chloride en sulfaat in het ondiepe grondwater worden berekend. Uit de gemiddelde samenstelling van dierlijke mest (CAD, 1985) is de totale bijdrage van drijfmest in de mineralenbelasting binnen de gemeente af te leiden. Deze bijdrage is in tabel 5-2 samengevat. Uit publicaties blijkt echter dat de gemiddelde samenstelling van dierlijke mest in de loop van de jaren is veranderd (van Eerdt, 1985).

Uit tabel 5-2 en 5-1 kan de gemiddelde N produktie in drijfmest (inclusief de weideperiode) per oppervlakte-eenheid cultuurgrond berekend worden. Deze blijkt voor de gemeente Vierlingsbeek 341 kg N/ha te zijn. Voor Nederland en de provincie Noord Brabant zijn deze cijfers respectievelijk 239 en 390 kg N/ha (CBS, 1986). Van Boheemen (1987) vermeldt voor de Peel een gemiddelde produktie van 714 kg N/ha. De situatie in de gemeente Vierlingsbeek is dus niet buitengewoon. In 1981 bedroeg in het Lunterse beekgebied de stikstofproduktie 682 kg N/ha (Janssen et al, 1984).

Dierlijke mest kan niet willekeurig worden toegepast. Op grasland wordt de drijfmestgift beperkt door het optreden van kopziekte bij het vee. De maximale aanvoer bedraagt in dit geval die hoeveelheid

Tabel 5-2: Bijdrage in de mineralenbelasting door dierlijke mest in de gemeente Vierlingsbeek in 1984

| Mestsoort | Produktie (ton) | N | K ₂ O | Cl | SO ₄ |
|----------------------------------|--------------------|-----------|------------------|---------|-----------------|
| | | (kg) | | | |
| Rundveedrijfmest, stalperiode | 77.779 | 342.288 | 427.785 | 233.337 | 171.114 |
| incl. weideperiode | | 684.576 | 855.570 | 466.674 | 342.228 |
| Varkensdrijfmest | 69.017 | 469.316 | 448.611 | 103.526 | 131.132 |
| Mestkalverendrijfmest | 2.528 | 7.584 | 6.067 | 7.575 | 5.562* |
| Pluimveemest | 11.437 | 173.842 | 148.681 | 40.030 | 54.898 |
| Meststierendrijfmest | 2.906 | 12.786 | 15.983 | 8.718 | 6.393* |
| Totaal, excl. weideperiode | | 1.005.816 | | | |

* schatting (de Jong, 1986)

drijfmest die overeenkomt met 360 kg K₂O/ha.jaar (Wiggers et al, 1986; ICW, 1985). De resterende hoeveelheid drijfmest en de hoeveelheden kalver- en meststierendrijfmest worden gelijkelijk uitgereden over al het bouwland. De resterende benodigde hoeveelheid stikstof wordt, rekening houdend met een eventuele startgift om het gewas in het voorjaar aan de groei te krijgen, voor granen, aardappelen en bieten aangevuld met varkensdrijfmest (Rookhuizen, 1982; Janssen et al, 1984; van Eerdt, 1986).

De tuinbouw bestaat in Vierlingsbeek voornamelijk uit de teelt van asperges. De optimale bemesting van asperges bedraagt 100 kg N/ha. Aangenomen wordt dat deze mest in de vorm van kippenmest en kunstmest wordt gegeven. De dan nog resterende hoeveelheden varkensdrijfmest en kippenmest worden op mais uitgereden. Het areaal snijmais fungeert dus als sluitpost.

Informatie over optimale bemesting is in tabel 5-3 samengevat. In deze tabel wordt in de drijfmest een werkingscoëfficiënt voor stikstof gehanteerd van 55%, dit is de fractie van de toegevoerde

Tabel 5-3: Gehanteerde uitgangspunten voor de toedeling van dierlijke mest, in kg N/ha.jaar (Rinsema, 1979; Neeteson, 1985)

| gewas | optimale N-gift | startgift als kunstmest | te leveren door organische mest | rekening houdend met werkingscoëfficiënt |
|---------------|-----------------|-------------------------|---------------------------------|--|
| rogge, gerst, | | | | |
| haver | 85 | - | 85 | 155 |
| aardappelen | 230 | 50 | 180 | 327 |
| bieten | 170 | 50 | 120 | 218 |
| tarwe | 130 | - | 130 | 236 |
| snijmais | 175 | 50 | 125 | 227 |
| grasland | 400 | | | |
| grasland | 360* | - | 360 | |

* maximale K_2O gift, kg K_2O /ha.jaar.

stikstof die in het jaar van aanwending voor het gewas beschikbaar komt.

Het resultaat van de toedeling is in tabel 5-4 samengevat. Gedurende de zomer wordt eenzelfde hoeveelheid rundveedrijfmest als gedurende de winter geproduceerd. Deze mest komt direct op het grasland terecht, en moet met de maximaal toelaatbare hoeveelheid kalium worden verrekend. Voor een schatting van de belasting van het grondwater is met name de mest die gedurende de weideperiode op het land terecht komt van groot belang. De toevoer is zeer plaatselijk waardoor een groot gedeelte naar het grondwater uitspoelt (Lammers, 1986).

Uit tabel 5-4 blijkt duidelijk dat voor snijmais de aanbevolen stikstofbemesting wordt overschreden.

Tabel 5-4: Toedeling van organische mest aan de verschillende vormen van landbouwkundig landgebruik binnen de gemeente Vierlingsbeek, situatie 1984.

A: Te leveren hoeveelheid stikstof, in kg N/ha.jaar

| landgebruik | totaal | rundvee drijf- mest | kalver- en mest- stieren drijfmest | varkens drijf- mest | kippen- mest |
|------------------------|--------|---------------------------|---|---------------------------|-----------------|
| grasland | | 288* | - | - | - |
| rogge, gerst, haver | 155 | 67 | 12 | 76 | - |
| aardappelen | 327 | 67 | 12 | 248 | - |
| bieten | 218 | 67 | 12 | 139 | - |
| tarwe | 236 | 67 | 12 | 157 | - |
| tuinbouw | 100 | - | - | - | 100 |
| snijmais | 227 | 67 | 12 | 331** | 148** |

* op basis van 360 kg K₂O/ha.jaar

** overschot

B: Stikstofbalans voor de gemeente Vierlingsbeek

| landgebruik | opper- vlakte (ha) | totale hoeveelheid stikstof (kg N) | | | |
|------------------------|--------------------------|------------------------------------|---|---------------------------|-----------------|
| | | rundvee drijf- mest | kalver- en mest- stieren drijfmest | varkens drijf- mest | kippen- mest |
| grasland | 1.967 | 566.595 | - | - | - |
| rogge, gerst, haver | 43 | 2.884 | 497 | 3.268 | - |
| aardappelen | 272 | 18.244 | 3.150 | 67.456 | - |
| bieten | 404 | 27.097 | 4.678 | 56.156 | - |
| tarwe | 12 | 805 | 139 | 1.884 | - |
| tuinbouw | 216 | - | - | - | 21.600 |
| snijmais | 1.028 | 68.951 | 11.905 | 340.552 | 152.242 |
| totaal | 3.942 | 684.576 | 20.370 | 469.316 | 173.842 |

Naast de aanvoer van drijfmest vindt ook bemesting met behulp van kunstmest plaats. Deze cijfers zijn voor het boekjaar 1979-1980 per gemeente geïnventariseerd en voor Vierlingsbeek in tabel 5-5 samengevat. Landelijke cijfers omtrent het kunstmestgebruik laten vanaf rond 1980 een vrijwel constant gebruik zien. Daarom wordt aangenomen dat de cijfers van 1970-1980 ook voor de daaropvolgende jaren geldig zijn.

Een verdere bijdrage aan de stikstofbelasting wordt geleverd door de depositie vanuit de atmosfeer. Deze wordt in de vorm van ammoniak voor de gemeente Vierlingsbeek geschat op 39 kg NH_3 /ha.jaar onder bos en 30 kg bij overige vegetaties (Asman en Maas, 1986). Uit de ammoniakdepositie is een schatting te maken van de sulfaatdepositie.

Tabel 5-5: Gebruik van kunstmest in de gemeente Vierlingsbeek in 1979-1980 (Wijnands et al, 1983), met standaarddeviatie

| Landgebruik | kunstmestgift | kg/ha |
|-------------|---------------|------------------|
| | N | K ₂ O |
| grasland | 282 ± 12 | 8 ± 4 |
| bouwland | 60 ± 5 | 28 ± 4 |
| tuinbouw | 45 ± 5 | 51 ± 5 |

In tabel 5-6 zijn per gewas de aanvoerposten samengevat. Tevens zijn in deze tabel de afvoerposten aangegeven. De afvoer van stikstof bestaat uit afvoer door de oogst. Andere afvoerposten zijn (Lammers, 1983) verfluchtiging tijdens het uitrijden van de drijfmest (20 % van de minerale stikstof) en denitrificatie van nitraat onder invloed van organisch materiaal uit de drijfmest (17 % van de minerale stikstof). De minerale stikstof bedraagt in rundveedrijfmest, varkensdrijfmest en kippenmest respectievelijk 50 %, 50 % en 45 % (Lammers, 1983). Het verschil tussen de aanvoer en de afvoer van stikstof is maximaal beschikbaar voor uitspoeling. Het is ook mogelijk om een minimale hoeveelheid die voor uitspoeling beschikbaar is te berekenen, namelijk indien alle moeilijk afbreekbare stikstof als humus wordt vastgelegd. De fractie stikstof aanwezig in moeilijk afbreekbaar materiaal bedraagt in rundveedrijfmest 25 %, in varkensdrijfmest 17 % en in kippenmest 18 %. Bij de maximale situatie is aangenomen dat de hoeveelheid N die door mineralisatie vrijkomt gelijk is aan de hoeveelheid die in humus wordt vastgelegd. Er vindt in dat geval geen humusopbouw plaats.

Het resultaat van deze berekening is in tabel 5-6 samengevat. Hieruit blijkt dat de hoeveelheid N beschikbaar voor uitspoeling voor bouwland varieert tussen minimaal 104 en 159 kg N/ha en maximaal tussen 152 en 221. Voor mais bedraagt deze hoeveelheid minimaal 249 kg N/ha en maximaal 352. Op grasland is de berekende uitspoeling vergelijkbaar met die van bouwland. In de praktijk blij-

Tabel 5-6 Aan- en afvoer van stikstof, in kg N/ha.jaar, voor de onderscheiden vormen van landgebruik binnen de gemeente Vierlingsbeek in 1984

| Landgebruik | Aanvoer | | | | Afvoer | | | | Beschikbaar voor uitspoeling | |
|---------------------|----------------------|----------------------|-----------|--------|---------------------------------------|---|--------|--------|------------------------------|----------------------|
| | drijfmest, tabel 5.4 | kunstmest, tabel 5.5 | depositie | totaal | vervluchting, 20 % van N _M | denitrificatie, 17 % van N _M | gewas* | totaal | geen opbouw van humus | wel opbouw van humus |
| grasland | 288 | 282 | 30 | 600 | 29 | 24 | 340 | 393 | 207 | 135 |
| rogge, gerst, haver | 155 | 60 | 30 | 245 | 16 | 13 | 80 | 109 | 136 | 104 |
| aardappelen | 327 | 60 | 30 | 417 | 33 | 28 | 135 | 196 | 221 | 159 |
| bieten | 218 | 60 | 30 | 308 | 22 | 19 | 114 | 155 | 153 | 110 |
| tarwe | 236 | 60 | 30 | 326 | 24 | 20 | 130 | 174 | 152 | 106 |
| tuinbouw | 100 | 45 | 30 | 175 | 9 | 8 | 85 | 102 | 73 | 55 |
| snijmais | 558 | 60 | 30 | 648 | 44 | 52 | 200 | 296 | 352 | 249 |
| bos | - | - | 39 | 39 | - | - | 11 | 11 | 28 | ? |

* Vlugschrift Bemesting van bouwland, nr. 357, sept. 1984.

ken op grasland inderdaad zeer grote hoeveelheden stikstof voor uitspoeling beschikbaar te zijn (van der Meer, 1985; Steenvoorden et al, 1986).

Aangezien de aard en de hoeveelheid van de mest, die op de onderscheiden typen landgebruik worden uitgereden, bekend is (zie tabel 5-4) is het mogelijk uit de samenstelling van de mest voor K_2O , Cl en SO_4 de hoeveelheid beschikbaar voor uitspoeling te berekenen. Het resultaat van deze berekening is in tabel 5-7 samengevat. Bij deze schatting is geen rekening gehouden met vastlegging door adsorptie of in humus, noch is levering door mineralen in beschouwing genomen.

Uit de ammoniakdepositie is een schatting te maken van de sulfaatdepositie. De overige parameters zijn voornamelijk in het regenwater aanwezig.

Met behulp van informatie over de nuttige neerslag is het mogelijk uit de hoeveelheid beschikbaar voor uitspoeling de concentratie in het ondiepe grondwater te berekenen. Ten behoeve van deze berekening is met gemiddelden gewerkt. Het resultaat van deze berekening is in tabel 5-8 samengevat.

Tabel 5-7 Aan- en afvoer van kalium, chloride en sulfaat, in kg/ha.jaar voor de onderscheiden vormen van landgebruik in 1984

| Landgebruik | Aanvoer drijfmest | | | | Kunst- mest | Depo- sitie | Totaal | Afvoer* gewas | Beschikbaar voor uit- spoeling |
|-----------------------|-----------------------|---|----------------------------|-----------------|----------------|----------------|--------|------------------|--------------------------------------|
| | Rundvee- drijfmest | Kalver- en mest- stieren drijfmest | Varkens- drijf- mest | Kippen- mest | | | | | |
| K₂O | | | | | | | | | |
| grasland | 360 | - | - | - | 8 | 9 | 377 | 233 | 144 |
| rogge, gerst, haver | 84 | 13 | 90 | - | 28 | 9 | 224 | 80 | 144 |
| aardappelen | 84 | 13 | 293 | - | 28 | 9 | 427 | 248 | 179 |
| bieten | 84 | 13 | 164 | - | 28 | 9 | 299 | 319 | -20 |
| tarwe | 84 | 13 | 186 | - | 28 | 9 | 320 | 81 | 239 |
| tuinbouw | - | - | - | 86 | 51 | 9 | 146 | ? | ? |
| snijmais | 84 | 13 | 391 | 127 | 28 | 9 | 652 | 232 | 420 |
| bos | - | - | - | - | - | 9 | 9 | 6 | 3 |
| Cl | | | | | | | | | |
| grasland | 196 | - | - | - | 7 | 30 | 233 | 11 | 222 |
| rogge, gerst, haver | 46 | 9 | 21 | - | 25 | 30 | 131 | 28 | 103 |
| aardappelen | 46 | 9 | 68 | - | 25 | 30 | 178 | 40 | 138 |
| bieten | 46 | 9 | 38 | - | 25 | 30 | 148 | 50 | 98 |
| tarwe | 46 | 9 | 43 | - | 25 | 30 | 153 | 35 | 118 |
| tuinbouw | - | - | - | 23 | 45 | 30 | 98 | ? | ? |
| snijmais | 46 | 9 | 91 | 34 | 25 | 30 | 235 | 48 | 187 |
| bos | - | - | - | - | - | 30 | 30 | 1 | 29 |
| SO₄ | | | | | | | | | |
| grasland | 144 | - | - | - | - | 100 | 244 | 102 | 142 |
| rogge, gerst, haver | 34 | 8 | 26 | - | - | 100 | 168 | 20 | 148 |
| aardappelen | 34 | 8 | 86 | - | - | 100 | 228 | 35 | 193 |
| bieten | 34 | 8 | 48 | - | - | 100 | 190 | 32 | 158 |
| tarwe | 34 | 8 | 54 | - | - | 100 | 196 | 40 | 156 |
| tuinbouw | - | - | - | 32 | - | 100 | 132 | ? | ? |
| snijmais | 34 | 8 | 114 | 47 | - | 100 | 303 | 57 | 246 |
| bos | - | - | - | - | - | 135 | 135 | 4 | 131 |

* Vlugschrift voor de Landbouw Nr. 357, Bemesting van bouwland en de Jong (1986)

Tabel 5-8: Hoeveelheden stikstof, kalium, chloride en sulfaat beschikbaar voor uitspoeling naar het grondwater en de berekende concentratie in het grondwater bij een gemiddelde nuttige neerslag van 300 mm/jaar, situatie 1984

| landgebruik | beschikbaar voor uitspoeling (kg/ha.jaar) | | | | concentratie (mg/l) | | | |
|-------------|---|------------------|-----|-----------------|---------------------|-----|----|-----------------|
| | N | K ₂ O | Cl | SO ₄ | NO ₃ | K | Cl | SO ₄ |
| bos | 33 | 3 | 29 | 131 | 49 | 1 | 10 | 44 |
| grasland | 175 | 144 | 222 | 142 | 258 | 40 | 74 | 47 |
| bouwland | 160 | 150 | 115 | 165 | 236 | 42 | 38 | 55 |
| mais | 300 | 420 | 187 | 246 | 443 | 116 | 62 | 82 |

De concentraties berekend in tabel 5-8 zijn gemiddelde waarden voor de gemeente Vierlingsbeek. Het spreekt vanzelf dat hier geen rekening kan worden gehouden met de specifieke situaties van de bedrijven, bijvoorbeeld de verhouding tussen aantal dieren en landoppervlakte en de rol van loonbedrijven. Bovendien is bij de berekening van deze concentraties met gemiddelde gehalten in drijfmest gewerkt. Ook is het mogelijk dat de hier gevolgde toedeling van drijfmest niet is toegepast. Om de concentratie van kalium bij grasland niet te hoog te laten oplopen wordt in plaats van runderdrijfmest vaak varkensdrijfmest uitgereden.

5.5 Chemie van het ondiepe grondwater

Ten behoeve van het onderzoek naar de kwaliteit van het ondiepe grondwater zijn in totaal circa 25 ondiepe waarnemingsputten geplaatst, zie bijlage A. In deze putten is de bovenste 2 m van het grondwater ieder kwartaal, van sommige putten maandelijks, geanalyseerd.

Bij het plaatsen van deze putten is onder andere rekening gehouden met het landgebruik. Het landgebruik varieert in de tijd: bij ak-

kerbouw wordt veelal ieder jaar een ander gewas verbouwd, regelmatig wordt bouwland in grasland omgezet en andersom, dit zal echter met vochtige graslanden nauwelijks het geval zijn. Bossen zijn qua landgebruik constant.

Bij een grondwaterspiegel ondieper dan 2 m-mv zal het water vanaf het maaiveld binnen een jaar de grondwaterspiegel bereiken. Bij een porositeit van 0,35 zal bij een nuttige neerslag van 300 mm/j en bij een verticale stroming de schijf water van één jaar in de bodem circa 1 m dik zijn. Aangezien rond het pompstation de stroming vlak onder de grondwaterspiegel niet volledig verticaal is en het putfilter circa 2 m lang is, zal het aldus bemonsterde water 2 à 3 jaargangen bevatten. De chemische samenstelling van het grondwater moet dus vergeleken worden met het landgebruik stroomopwaarts van circa 2 jaar geleden, dat wil zeggen de analyseresultaten van 1986 met het landgebruik van 1984.

Zonder rekening te houden met bodemtype en grondwatertrap is per onderscheiden landgebruik in 1984 de grondwatersamenstelling in 1986 berekend. De resultaten zijn in tabel 5-9 samengevat.

Tabel 5-9: Gemiddelde concentratie van de aangegeven parameters over 1986 en het landgebruik in 1984 bovenstrooms van de waarnemingsputten. Tussen haakjes is de variatiecoëfficiënt aangegeven (Buiting, 1987).

| landgebruik 1984 | concentratie (mg/l) en variatiecoëfficiënt (%) in 1986 | | | |
|---------------------|--|----------------|-----------------|-------------------------------|
| | NO ₃ ⁻ | K ⁺ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ |
| bos | 44,3 (12,8) | 2,6 (10,8) | 8,2 (17,6) | 37,9 (13,2) |
| grasland | 159 (9,4) | 16,9 (7,5) | 24,5 (6,6) | 63,5 (5,7) |
| bouwland | 197 (9,0) | 39,3 (9,3) | 31,0 (9,1) | 119 (7,4) |
| mais | 312 (8,6) | 59,0 (5,8) | 50,5 (8,4) | 130 (15,6) |

Uit tabel 5-9 blijkt dat de samenstelling van het grondwater onder bos sterk afwijkt van andere vormen van landgebruik. Onder mais worden de hoogste concentraties gevonden. Gezien de lage waarden van de variatiecoëfficiënt zijn de gevonden waarden representatief voor de onderscheiden vormen van landgebruik.

In tabel 5-10 zijn enige gegevens omtrent de kwaliteit van de bovenste meter van het grondwater in zandgebieden samengevat.

Tabel 5-10: Chemische samenstelling van de bovenste meter van het grondwater onder verschillende vormen van landgebruik in zandgebieden.

| Concentratie (mg/l) | | | | |
|-----------------------|--------|----------|---------|----------------------------------|
| nitraat | kalium | chloride | sulfaat | referentie |
| Landgebruik: bos | | | | |
| 9,9 | 3,3 | 27,8 | 47,4 | de Wit et al. (1986)* |
| 9-102 | 3-5 | 9-27 | 47-230 | Oosterom (1982) |
| 1-97 | - | 9-69 | 63-417 | Oosterom en van Schijndel (1979) |
| 5,3 | 1,5 | 23 | 27 | Bots et al. (1978) |
| Landgebruik: grasland | | | | |
| 105,3 | 25,3 | 37,1 | 68,5 | de Wit et al. (1986) |
| 5-405 | - | - | - | Fonck (1986) |
| 2-496 | 7-93 | 34-78 | 57-130 | Oosterom (1982) |
| 10-29 | - | 33-60 | 9-15 | Steenvoorden en Oosterom (1977) |
| Landgebruik: bouwland | | | | |
| 275,6 | 43,9 | 47,4 | 59,3 | de Wit et al. (1986)** |
| 9-381 | 8-65 | 47-65 | 98-146 | Oosterom (1982) |
| 41-609 | 19-79 | 30-99 | 92-402 | Oosterom (1978) |
| Landgebruik: mais | | | | |
| 163-704 | 12-260 | 62-184 | 62-184 | Oosterom en Steenvoorden (1984) |
| 204-926 | 32-190 | 32-130 | 76-185 | Oosterom (1982) |

* natuurgebied ** bouwland incl. mais

Zoals al op grond van de belasting aan het maaiveld was te verwachten, blijkt uit vergelijking van tabel 5-9 met 5-10 dat de concentraties in het bovenste grondwater te Vierlingsbeek niet buitengewoon hoog zijn.

5.6 Evaluatie

In tabel 5-11 zijn de gemiddelden van de gemeten en de uit de grondwaterbelasting berekende concentraties samengevat.

Tabel 5-11: Vergelijking van de gemeten concentraties van de aangegeven parameters in 1986 en de berekende concentraties met het landgebruik in 1984

| landgebruik | NO ₃ | | K | | Cl | | SO ₄ | |
|-------------|-----------------|--------|------|------|------|------|-----------------|------|
| | gem.* | ber.** | gem. | ber. | gem. | ber. | gem. | ber. |
| bos | 44,3 | 49 | 2,6 | 1 | 8,2 | 10 | 37,9 | 44 |
| grasland | 159 | 258 | 16,9 | 40 | 24,5 | 74 | 63,5 | 47 |
| bouwland | 197 | 236 | 39,3 | 42 | 31,0 | 38 | 119 | 55 |
| mais | 312 | 443 | 59,0 | 116 | 50,5 | 62 | 130 | 82 |

* gem.: gemeten

** ber.: berekend

Uit tabel 5-11 blijkt dat de berekende en de gemeten concentraties onder bos goed met elkaar overeenstemmen. Bij de overige vormen van landgebruik is de berekende concentratie van nitraat te hoog en van sulfaat te laag in vergelijking met de gemeten concentraties. Dit kan mogelijk gedeeltelijk worden toegeschreven aan reductie van een deel van het nitraat door sulfiden onder vorming van sulfaat, zie hoofdstuk 6.

Wel blijken de berekende concentraties hoger dan de gemeten waarden. De reden hiervan is niet bekend.

Bij het onderzoek in Archemerberg bleken de gemeten concentraties hoger dan de berekende waarden (Eijsink, 1985). Archemerberg zelf is hooggelegen, omgeven door vochtige gronden. Op deze hooggelegen gronden wordt, omdat zij het gehele jaar door goed berijdbaar zijn, relatief veel meer drijfmest uitgereden dan op de lage gronden. Dezelfde situatie geldt voor Montferland. Deze grote verschillen in hoogteligging zijn in Vierlingsbeek niet aanwezig waardoor de drijfmest meer gelijkmatig verdeeld over het land kan worden uitgereden.

5.7 Conclusies

1. Met behulp van landbouwcijfers is het per gemeente mogelijk een goed inzicht in de kwaliteit van het ondiepe grondwater te verkrijgen. Indien de situatie rond de winning niet afwijkt van de gemiddelde situatie binnen de betreffende gemeente zijn de berekende concentraties tevens representatief voor de omgeving van de winning. Dit is in Vierlingsbeek het geval. In Archemerberg wijkt de situatie rond de winning wel af van het gemiddelde binnen de gemeente. Hier is de winning zelf gelegen op een hooggelegen gebied omgeven door laaggelegen gronden. Op deze hoge gronden kan het gehele jaar door drijfmest worden uitgereden, waardoor de gemeten concentraties hoger zijn dan de berekende waarden.
2. Voor de voorspelling van de te onttrekken grondwaterkwaliteit is informatie over de chemische samenstelling van het ondiepe grondwater in het verleden nodig. Deze samenstelling kan, voor situaties zoals in Vierlingsbeek, uit het landgebruik in het verleden worden geschat. Voor situaties zoals in Archemerberg wordt de gemeten concentratie als uitgangspunt genomen en wordt het landgebruik in het verleden gebruikt om een schatting van het verloop in de tijd te maken.
3. De concentraties van nitraat, kalium, chloride en sulfaat in het ondiepe grondwater zijn onder de vier onderscheiden vormen van landgebruik duidelijk verschillend.
4. Ten behoeve van de berekening van de concentraties in het ondiepe grondwater zijn vele aannamen gemaakt. Deze betreffen onder andere de gemiddelde samenstelling van de drijfmest, de

wijze van toedeling van drijfmest aan landbouwgrond, het gebruik van vuistregels voor vervluchtiging van ammoniak, afbraak van nitraat en vastlegging van stikstof in humus. Het is daarom niet mogelijk aan de berekende concentraties een mate van betrouwbaarheid toe te kennen.

5. De berekende en de gemeten concentraties stemmen in het grondwater onder bos goed met elkaar overeen.
6. De berekende concentraties van nitraat zijn rond de winning Vierlingsbeek onder grasland, bouwland en mais hoger dan de gemeten waarden en van sulfaat lager. Dit kan worden toegeschreven aan de reductie van nitraat onder invloed van sulfiden, waarbij sulfaat wordt gevormd. De gemeten concentraties van kalium en chloride zijn lager dan de berekende waarden.
7. Bij de berekening van de nitraatconcentratie in het ondiepe grondwater is uitgegaan van het gemiddelde van de situaties met en zonder vorming van humus. In een evenwichtssituatie zal stikstof niet meer in humus worden vastgelegd, bijgevolg zal de nitraatconcentratie dan hoger zijn.
8. Tot nu toe werd er van uitgegaan dat uitspoeling naar het grondwater voornamelijk plaats vond uit bouwland, in het bijzonder uit mais. De berekende concentraties onder grasland zijn echter vergelijkbaar met die onder bouwland. Op graslandbedrijven blijkt inderdaad een groot gat in de stikstofbalans aanwezig te zijn, waardoor de bedreiging van de grondwaterkwaliteit uit grasland mogelijk vergelijkbaar zal worden met die uit bouwland.

5.8 Geraadpleegde literatuur

- Asman, W. en H. Maas (1986): Schatting van de depositie van ammoniak en ammonium in Nederland t.b.v. het beleid in het kader van de Hinderwet, Rapport R-86-8, IMOU Rijksuniversiteit Utrecht
- van Boheemen, P.J.M. (1987): Extend, effects and tackling of a regional manure surplus; a case study for a Dutch region, European Grassland Federation Symposium, aug. 31-sept. 3, 1987, Wageningen
- Bots, W.C.P.M., P.E. Jansen en G.J. Noordewier (1978): Fysisch-chemische samenstelling van oppervlakte- en grondwater in het Noorden des Lands, Regionale Studies 13, 90 p. ICW

- Buiting, M. (1987): Invloed van het grondgebruik op de kwaliteit van het ondiepe grondwater rond het pompstation Vierlingsbeek, KIWA SWI 87.012
- CAD, Consulentenschap in algemene dienst voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken in Veehouderij (1985): Dierlijke mest, Vlug-schrift voor de Landbouw 406
- CBS (1983): Bodemstatistiek 1981
- CBS (1986): Productie van dierlijke mest 1984, 70 p.
- van Eerdt, M.M. (1985): Produktie van dierlijke mest, Kwartaal-bericht Milieustatistieken 2(4)7-11
- van Eerdt, M.M. (1986): Regionale mestbalansen voor het jaar 1982, CBS Kwartaalbericht Milieustatistieken, 3(3)11-18
- Fonck, H. (1986): Stikstofconcentraties in bodemvocht en grond-water onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van run-derdrijfmest- en kunstmestdosering (5e onderzoeksjaar 1984/85), ICW Nota 1690
- ICW (1985): Nitraatproblematiek bij grondwaterwinning in Neder-land, onderzoek naar alternatieve maatregelen, ICW rapporten, nieuwe serie 12, 49 p.
- Janssen, M.P.J.M., E.M. van Lint en E.H. Rookhuizen (1984): Mestbalansberekening voor het Lunterse beekgebied, Vakgroep Mi-lieubiologie R.U. Leiden
- de Jong, C. (1986): Grondwaterbelasting 25-jaarszone Vierlings-beek, SWE 86.112, KIWA
- Lammers, H.W. (1983): Gevolgen van het gebruik van organische mest op bouwland, Consulentenschap voor Bodemaangelegenheden in de Landbouw, Wageningen, 44 p.
- Lammers, H.W. (1986): Stikstofbalans van een graslandbedrijf, de Buffer 32(2)56-61
- van der Meer, H.G. (1985): Benutting van stikstof op weidebe-drijven, Landbouwkundig Tijdschrift 97(8)25-38
- Meinardi, C.R. (1980): Schets van de natuurlijke samenstelling van het zoete grondwater in Nederland, RID Mededeling 80-9, 32 p.
- Neeteson, J.J. (1985): Koolstof- en stikstofhuishouding, PAO-cursus "Waterkwaliteit landelijk gebied, aspecten van kwali-teitsbeheer", Landbouwhogeschool Wageningen.

- Oosterom, H.P. (1982): Samenstelling van het bovenste grondwater onder landbouwpercelen en enkele bospercelen, ICW Nota 1385
- Oosterom, H.P. en J.H.W.M. van Schijndel (1979): De chemische samenstelling van het bovenste grondwater bij natuurlijke begroeiingen op kalkarme zandgrond (maart 1978), ICW Nota 1075.
- Oosterom H.P. (1978): Onderzoek naar de uitspoeling van mineralen bij bouwland op kalkarme zandgrond (oktober 1975 - november 1977), ICW Nota 1074
- Oosterom, H.P. en J.H.A.M. Steenvorden (1984): Drijfmestgiften op snijmaispercelen (zandgrond) en de uitspoelingsverliezen naar het grondwater, ICW Nota 1499
- Rinsema, W.T. (1979): Bemesting en meststoffen, Educaboek, Culemborg, 12e druk, 202 p.
- Rookhuizen, E.H. (1982): Een aanzet tot regionale mestbalansen, CBS Maandstatistiek voor de Landbouw 30(11)57-74
- Steenvoorden, J.H.A.M. en H.P. Oosterom (1977): De chemische samenstelling van het ondiepe grondwater bij rundveehouderijbedrijven, ICW Nota 964
- Steenvoorden, J.H.A.M., H. Fonck en H.P. Oosterom (1986): Losses of nitrogen from intensive grassland systems by leaching and surface runoff, in H.G. van der Meer, J.C. Ryder and G.C. Ennik (eds.): Nitrogen fluxes in intensive grassland systems, p. 85-97, Martinus Nijhoff Publ. Dordrecht
- Wiggers, A.J. et al (1986): Advies uitrijperiode dierlijke meststoffen, Wageningen, juli 1986
- de Wit, N.H.S.M. en W. Bleuten (1986): Inventarisatie van de vermesting van het ondiepe grondwater in de gehele provincie Utrecht, Vakgroep Fysische Geografie, Rijksuniversiteit Utrecht (86 p.)
- Wijnands, J.H.M., F.F. de Kruif, K. Lodder en H.H. Luessink (1983): Het kunstmestgebruik in de land- en tuinbouw in 1979/1980, LEI publicatie nr. 3.125

6 CHEMISCHE PROCESSEN IN HET GRONDWATER TIJDENS DE STROMING NAAR HET PUTTENVELD

6.1 Inleiding

Tijdens de stroming van het grondwater van de grondwaterspiegel naar het puttenveld kunnen allerlei veranderingen in de chemische samenstelling van het grondwater optreden. Voor de voorspelling van de chemische samenstelling van het te onttrekken grondwater is informatie over de aard en de mate van deze processen van belang. Tevens is het met behulp van de resultaten van chemisch onderzoek mogelijk hydrologische modellen van een winning te toetsen. Volgens geven deze modellen weer informatie over de aard en de snelheid van de processen. Zo ontstaat een iteratief proces waarbij metingen en berekeningen elkaar aanvullen.

Dit type onderzoek is, in het kader van dit project, tot nu toe vooral voor de winning Vierlingsbeek uitgevoerd (van Steenwijk, 1986). Resultaten van elders uitgevoerd vergelijkbaar onderzoek zijn o.a. beschreven door Stuyfzand en Moberts (1987) en Hoogen-doorn (1984).

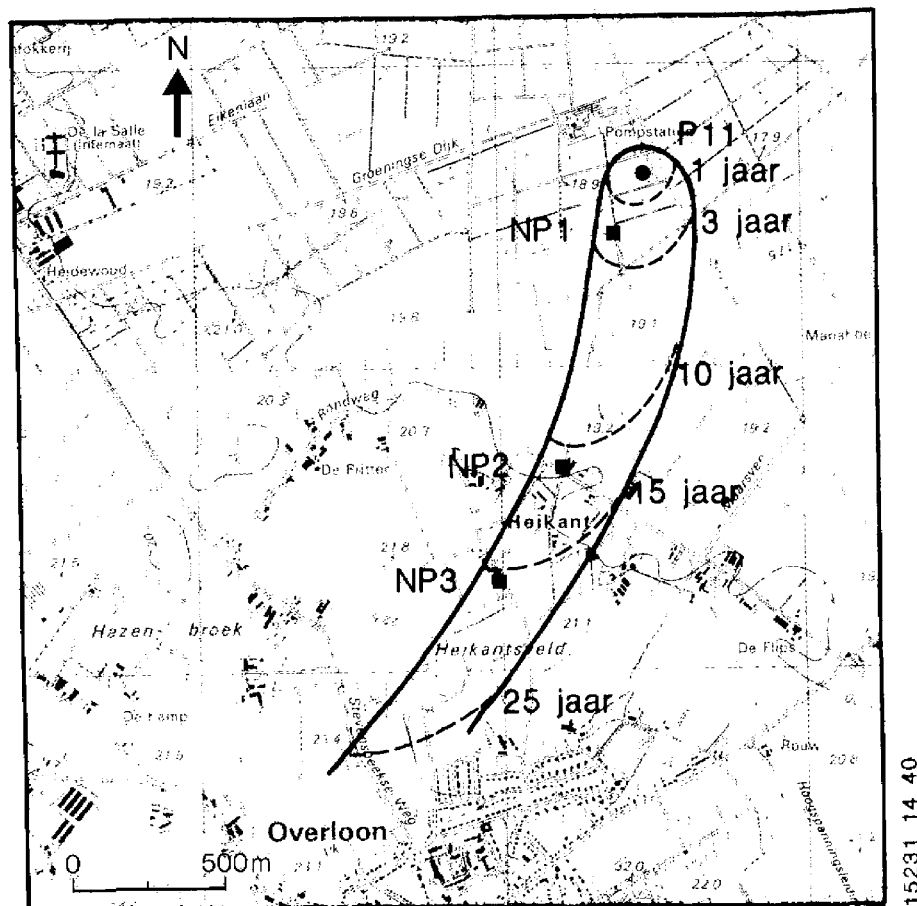
6.2 Methode van onderzoek

Om inzicht in de chemische processen te verkrijgen zijn op één stroombaan drie waarnemingsputten met minifilters geplaatst. Door de plaatsing op één stroombaan zijn de metingen onderling te vergelijken: het water aanwezig bij een filter zal na verloop van tijd een minifilter van een volgende put bereiken.

De pompputten van het puttenveld Vierlingsbeek zijn op een O-W verlopende rij gelegen. Het onttrokken grondwater stroomt van twee zijden naar de putten toe, met uitzondering van de putten op de uiteinden waar het water vanuit één richting toestroomt. Het intrekgebied van de meest westelijk gelegen put bestaat voornamelijk uit bos, van de meest oostelijk gelegen put uit landbouw. Daarom is het onderzoek uitgevoerd aan dit oostelijk gelegen intrekgebied. De keuze van een produktieput met één intrekgebied is tevens geschikter om de chemie van het onttrokken grondwater te vergelijken met de chemie van het toestromend grondwater.

Landbouwkundige activiteiten staan het plaatsen van waarnemings-

putten midden in een perceel over het algemeen niet toe. Daardoor is niet altijd een optimale positie van deze putten mogelijk. Ook kan informatie, verkregen uit de waarnemingsputten, resulteren in een bijstelling van het hydrologisch beeld, waardoor waarnemingsputten alsnog niet op de optimale plaats blijken te staan. Afbeelding 6.1 geeft het intrekgebied van de betrokken productieput, de stroombanen en de lokatie van de minifilterputten. Tot in de formatie van Breda is iedere meter een minifilter geplaatst. De minifilters zijn, nadat na aanleg weer evenwicht met de omgeving was ontstaan, verschillende keren bemonsterd en chemisch geanalyseerd. Tevens is in minifilterput NP1 eenmaal op verschillende dieptes de tritiumconcentratie bepaald.

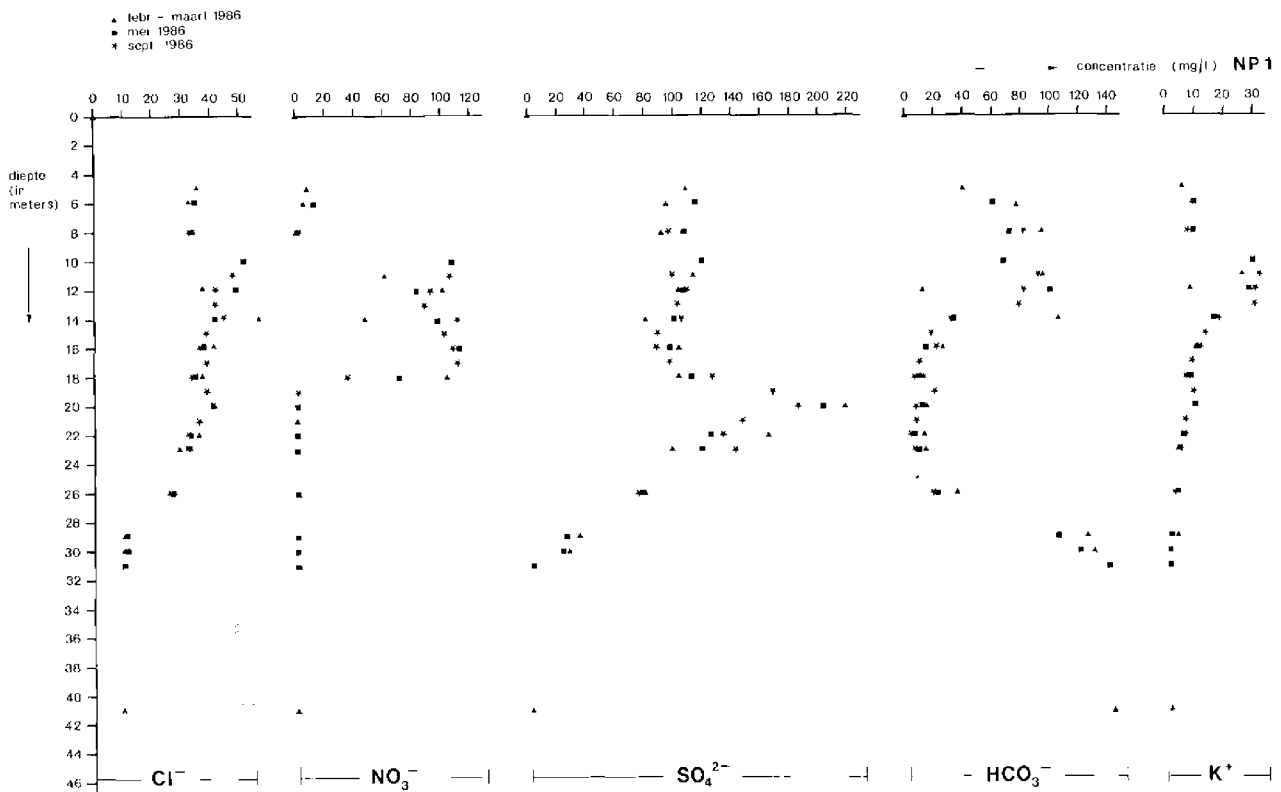


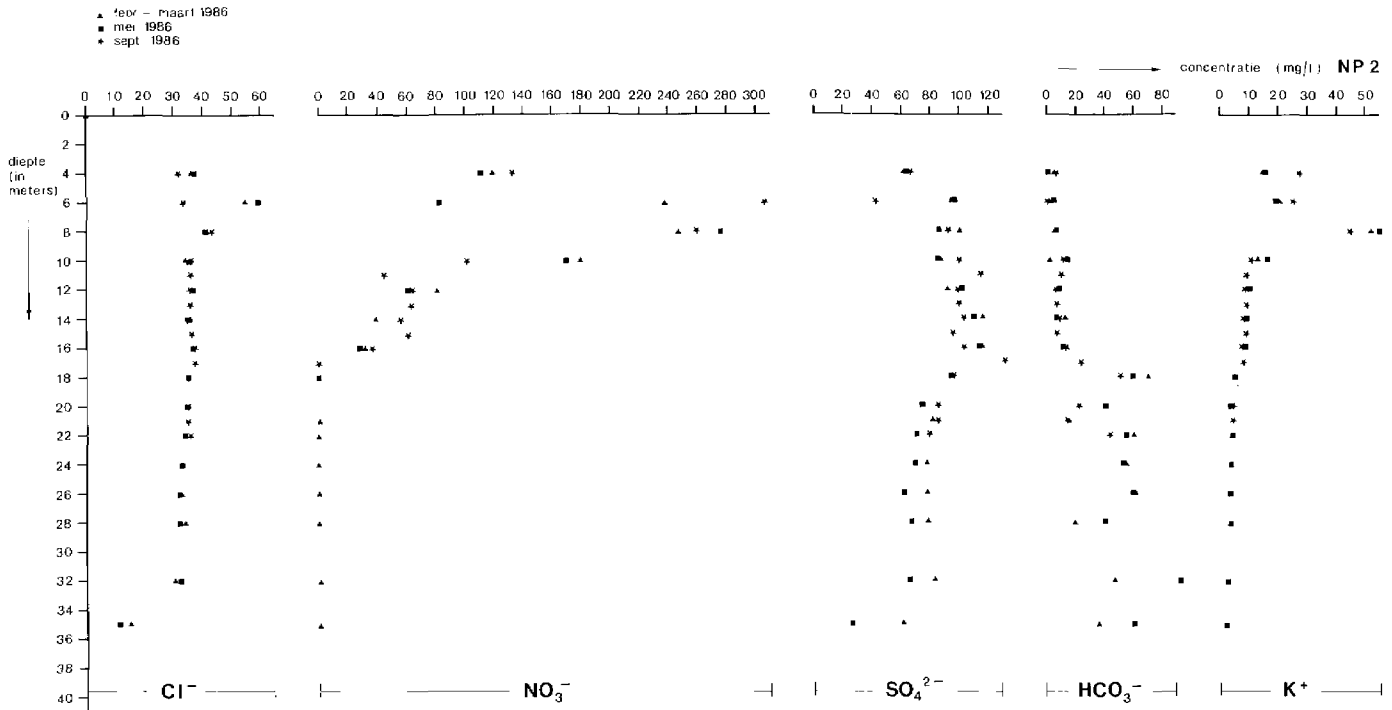
Afbeelding 6-1: Ligging van het intrekgebied van put 11 van het puttenveld Vierlingsbeek met de ligging van de minifilterputten NP1, NP2 en NP3. Tevens is een indicatie van gemiddelde reistijd tot aan het puttenveld weergegeven (van Steenwijk, 1986).

6.3 Resultaten

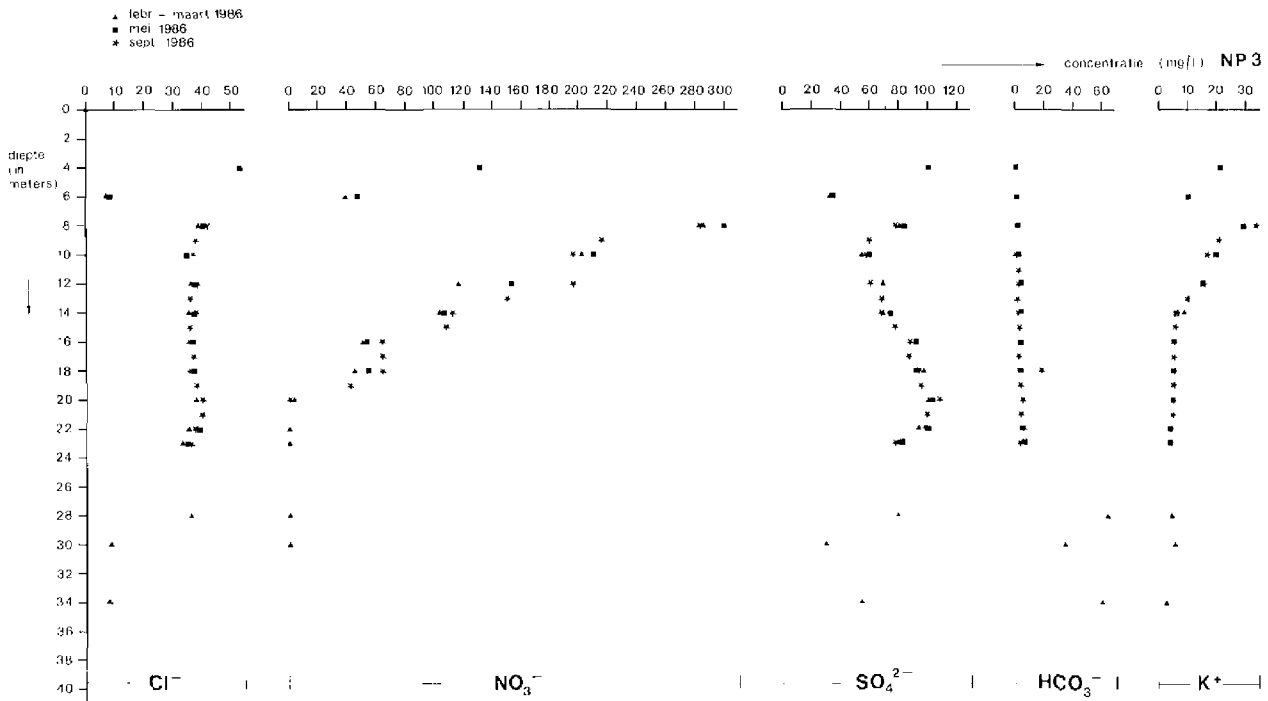
Enige resultaten van de chemische analyses van de minifilterputten NP1, NP2 en NP3 zijn in afbeelding 6.2 samengevat. Opvallend zijn de grote verschillen binnen één put en tussen de putten onderling. Bij put NP1 springt bijvoorbeeld de plotselinge verandering in de concentratie van chloride tussen 8 en 10 m-mv, van nitraat tussen 18 en 19 m-mv en van waterstofcarbonaat tussen 14 en 15 m-mv in het oog. De kaliumconcentratie bereikt bovenin het profiel maxima van 30 tot 50 mg/l. Het verschil tussen de putten is wellicht het meest opvallend met betrekking tot waterstofcarbonaat: bij put NP1 is tussen 15 en 24 m-mv de concentratie kleiner dan 20 mg/l, bij put NP2 tussen grondwaterspiegel en 16 m-mv en bij put NP3 is de concentratie van grondwaterspiegel tot minimaal 23 m-mv zelfs kleiner dan 10 mg/l.

De discontinuïteit op 9 m-mv kan samenhangen met het afdekkende pakket van de formatie van Nuenen. In hoofdstuk 2 is al aangegeven dat dit pakket minder doorlatend is; bijgevolg zal hierin de stroming in verticale richting overheersen.





15210 07 40



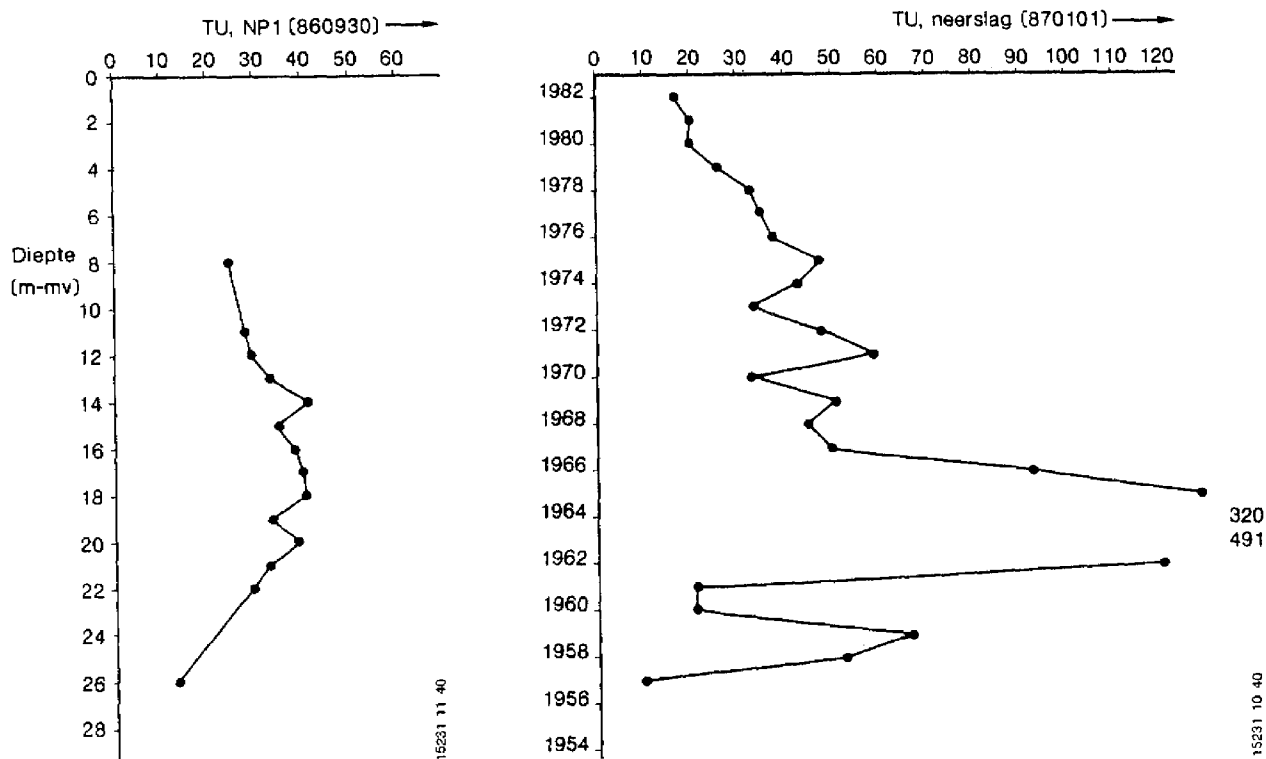
15210 09 40

Afbeelding 6-2: De concentraties van chloride, nitraat, sulfaat, waterstofcarbonaat en kalium van de minifilterputten NP1, NP2 en NP3 uitgezet tegen de diepte.

6.4 Interpretatie

6.4.1 Toetsing van het hydrologische model met behulp van tritium-datering

Met behulp van het tritiumconcentratieprofiel is het mogelijk een schatting te maken van de ouderdom van het grondwater. In afbeelding 6.3 is het verloop van de tritiumconcentratie tegen de diepte en de tritiumconcentratie in de neerslag tegen de tijd uitgezet. De tritiumconcentratie in de neerslag vertoont een seizoensfluctuatie, waarbij de hoogste concentratie in de zomer voorkomt. De concentraties in de neerslag in afbeelding 6.3b zijn jaargemiddelde gewogen concentraties. Aangezien in de periode met de hoogste tritiumconcentratie geen aanvulling van het grondwater optreedt is het concentratieniveau van tritium in het grondwater lager dan in de neerslag. Dit blijkt duidelijk uit afbeelding 6.3a en 6.3b.



Afbeelding 6-3: a: Concentratie van tritium als functie van de diepte bij minifilterput NP1, monsterneming september 1986

b: Concentratie van tritium in de neerslag in de loop der tijd, teruggerekend naar 1 januari 1987

In het grondwater blijft de tritiumconcentratie toenemen tot 14 m-mv, evenzo blijft de tritium concentratie in de neerslag sedert 1975 afnemen. De ouderdom van het grondwater op 14 m-mv kan derhalve op 11 jaar worden geschat.

In afbeelding 6.3a blijkt de tritiumpiek van 1963/64 in de neerslag op het eerste gezicht niet in het grondwaterprofiel aanwezig te zijn. Als gevolg van menging onder invloed van heterogeniteiten in het watervoerend pakket, kan jonger grondwater in grofzandige lagen naast ouder grondwater in fijnzandige lagen aanwezig zijn. Bij monsterneming kunnen dan door menging moeilijk interpreteerbare tritiumconcentraties ontstaan. In hoofdstuk 2 is al beschreven dat het watervoerend pakket naar de basis toe steeds heterogener wordt. Ook al omdat de tritiumconcentratie dieper dan 20 m-mv afneemt zou het piekje op 20 m-mv met de tritiumpiek in de neerslag van 1963/64 kunnen overeenstemmen.

Hetzelfde verschijnsel, dat wil zeggen de invloed van stagnant grondwater op het tritiumprofiel is door Appelo et al. (1982) voor de Veluwe beschreven. Dateringen met tritium zijn dus betrouwbaarder naarmate het pakket homogener is.

Op 26 m-mv wordt nog steeds tritium in het grondwater aangetroffen. Dit duidt erop dat het grondwater althans gedeeltelijk jonger is dan 1953. Omdat het hier een enkele waarneming betreft is het moeilijk de ouderdom te schatten, doch deze zal ruim 30 jaar bedragen.

De aldus geschatte ouderdom van het grondwater stemt goed overeen met de op hydrologische overwegingen afgeleide verdeling zoals beschreven in hoofdstuk 3. Hierbij werd uitgegaan van een nuttige neerslag van een 350 mm/jaar, een voeding naar diepere pakketten van 50 mm/jaar en een kD waarde van 1250 m²/d.

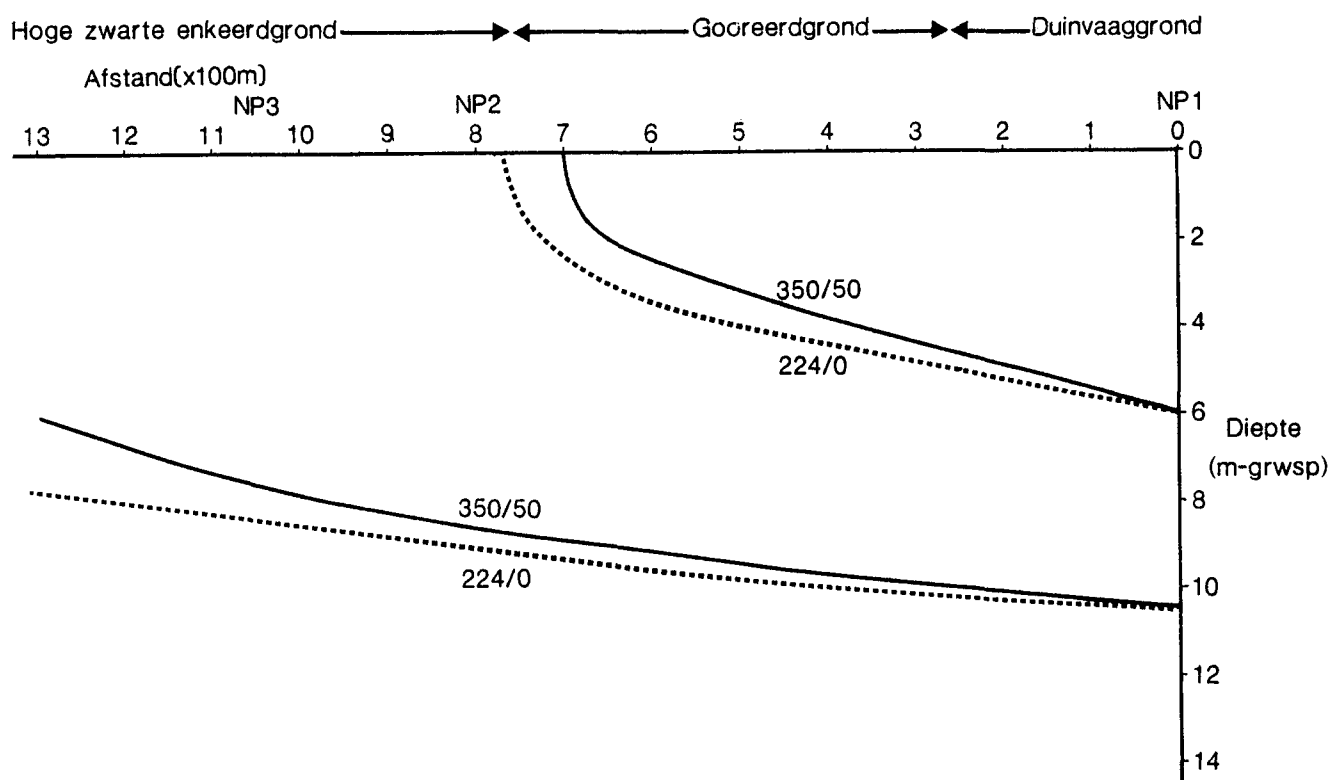
6.4.2 Toetsing van het hydrologische model met behulp van chemische analyses.

In hoofdstuk 3 zijn twee hydrologische varianten ter sprake geweest. De belangrijkste kenmerken zijn in tabel 6.1 samengevat.

Tabel 6-1: Belangrijkste kenmerken van de onderscheiden hydrologische varianten

| Variant | a | b |
|---------------------------------------|-------|-------|
| Nuttige neerslag (mm/jaar) | 224 | 350 |
| Doorvoer naar dieper pakket (mm/jaar) | 0 | 50 |
| kD-waarde (m ² /dag) | 1.000 | 1.250 |

Uit afbeelding 6.2 blijkt dat in NP1 twee abrupte veranderingen in het grondwater aanwezig zijn, nl. rond 9 m-mv en rond 14 m-mv. Boven 9 m-mv is nitraat afwezig, daar beneden aanwezig en ondieper is de concentratie van chloride lager dan dieper. Boven 14 m-mv is waterstofcarbonaat aanwezig en dieper niet. In afbeelding 6.4 zijn daarom voor beide modellen de stroomlijnen aangegeven die NP1 op respectievelijk 9 en 14 m-mv passeren.



15231 12 40

Afbeelding 6-4: Stroomlijnen door het verticale vlak door NP1, NP2 en NP3 voor beide hydrologische varianten, zie tabel 6-1. Tevens zijn de bodemeenheden aangegeven.

Op deze wijze kan worden nagegaan waar iedere stroomlijn de grondwaterspiegel snijdt, dat wil zeggen waar het water is geïnfiltreerd. Uit afbeelding 6-4 blijkt dat voor beide varianten de stroomlijn door de discontinuïteit op 9 m-mv bij NP1 7 à 800 m stroomopwaarts de grondwaterspiegel snijdt en dat de oorzaak van de discontinuïteit op 14 m-mv mogelijk onder de bebouwde kom van Overloon moet worden gezocht. Op grond van deze benadering kan niet worden beslist welke variant de voorkeur verdient. Wel ligt het voor de hand te veronderstellen dat de discontinuïteit op 9 m-mv mogelijk samenhangt met de overgang van hooggelegen en-keerdgronden naar laaggelegen gooreerdgronden.

6.4.3 Chemische processen

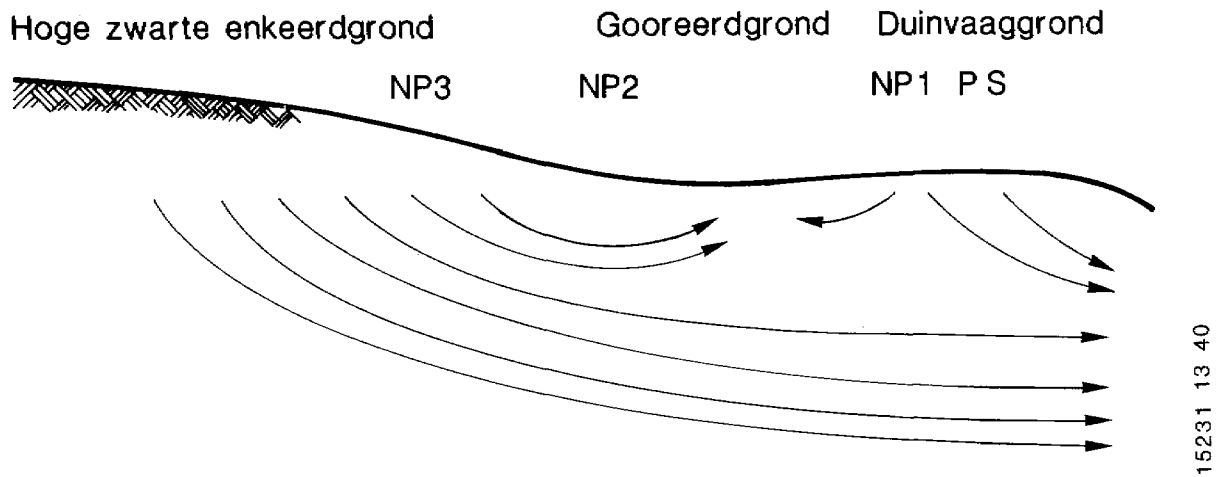
De grote verschillen in chemische samenstelling binnen een minifilterput en tussen de putten onderling kunnen aan verschillende oorzaken worden toegeschreven.

- a. de verschillen kunnen samenhangen met geologische discontinuïteiten. Hierbij kan gedacht worden aan verschillen in gehalten van organisch materiaal, van ijzersulfiden en aan verschillen in diepte van de grondwaterspiegel etcetera;
- b. verschillen in landgebruik geven grote verschillen in chemische samenstelling, bijvoorbeeld bos en bouwland;
- c. verschillen binnen een put kunnen samenhangen met verschillen in ouderdom van het grondwater.

Naar de relatie landgebruik-grondwaterkwaliteit is in Nederland door Appelo et al. (1982) onderzoek uitgevoerd, in West-Duitsland door Rohmann en Sontheimer (1985) en door Obermann (1981).

Alvorens tot interpretatie te kunnen overgaan dienen eerst enkele opmerkingen vooraf te worden gemaakt.

Zoals in hoofdstuk 2 aangegeven was de grondwaterstroming ter plaatse van het pompstation oorspronkelijk van het zuidwesten naar het noordoosten gericht. Een gedeelte van het grondwater kwelde op en werd als oppervlaktewater afgevoerd. Afbeelding 6.5 toont een globale dwarsdoorsnede door de minifilterputten NP1, NP2 en NP3.



Afbeelding 6-5: Hydrologische situatie rond de winning voordat het pompstation Vierlingsbeek in bedrijf was en de afwatering was verbeterd.

Op deze doorsnede is de hydrologische situatie aangegeven zoals die geweest zou kunnen zijn voordat de afwatering werd verbeterd. In deze afbeelding zijn de enkeerdgrond en duinvaaggrond als infiltratiegebieden aangegeven en de vochtige gooreerdgrond als een kwelgebied. Daarop voortredenerend zullen onder invloed van het zuurstofrijke regenwater de infiltratiegebieden tot op enige diepte aerob zijn geworden; het kwelgebied is volledig anaerob gebleven.

Het op het pompstation onttrokken grondwater laat een toenemende sulfaatconcentratie zien. Sulfaat wordt door oxydatie gevormd uit sulfiden. De belangrijkste bron van sulfiden wordt gewoonlijk gevormd door ijzersulfiden. Om te kunnen nagaan of dit ook in Vierlingsbeek het geval is, zijn bij de aanleg van de minifilterputten NP1, NP2 en NP3 grondmonsters op de aanwezigheid van ijzersulfiden onderzocht. Aangezien organisch materiaal ook een belangrijke invloed op de chemische samenstelling van het grondwater kan hebben, is tevens dit gehalte bepaald. De resultaten van het onderzoek zijn in tabel 6.2 samengevat.

Tabel 6-2: Gehalte van pyriet (FeS_2) en ijzermononosulfide (FeS) en organisch materiaal in grondmonsters van de minifilterputten NP1, NP2 en NP3

| Locatie | Diepte (m-mv) | FeS_2 % | FeS % | Org. stof % |
|---------|--------------------|---------------------|-------------------|----------------|
| NP1 | 5,00- 5,80 | 0,01 | n.b. | 0,2 |
| | 15,50-16,50 | 0,00 | n.b. | 0,1 |
| | 18,50-19,50 | 0,00 | n.b. | 0,1 |
| | <u>20,50-20,70</u> | 0 | 0 | n.b. |
| | 22,50-23,30 | 0,02 | n.b. | 1,6 |
| | 26,50-27,20 | 0,02 | n.b. | 0,1 |
| | <u>28,10-28,40</u> | 0,48 | 0 | n.b. |
| | 33,05-33,85 | 0,12 | n.b. | 2,0 |
| NP2 | 4,00- 5,00 | 0 | n.b. | 0,2 |
| | 15,00-16,00 | 0 | n.b. | 0,4 |
| | 20,00-21,00 | 0,40 | n.b. | 0,7 |
| | 22,00-23,00 | 0,10 | n.b. | 0,3 |
| | <u>25,20-25,40</u> | 0,89 | 0,2 | n.b. |
| | 25,00-26,00 | 0,09 | n.b. | 0,2 |
| | 30,00-31,00 | 0,11 | n.b. | 0,2 |
| | 34,00-35,00 | 0,07 | n.b. | 0,6 |
| NP3 | <u>3,50- 3,80</u> | 0 | 0 | n.b. |
| | 3,50- 4,00 | 0 | n.b. | 0,2 |
| | 15,50-16,10 | 0 | n.b. | 0,2 |
| | 24,20-25,30 | 0,25 | n.b. | 0,4 |
| | 25,30-26,00 | 0,37 | n.b. | 0,6 |
| | <u>26,35-26,75</u> | 1,58 | 0,7 | n.b. |
| | 33,80-34,50 | 0,23 | n.b. | 0,9 |
| | <u>33,80-34,20</u> | 0,41 | 0 | n.b. |
| | 35,60-36,40 | 0,21 | n.b. | 1,0 |
| | <u>36,55-36,80</u> | 0,27 | 0 | n.b. |

- n.b. = niet bepaald

- onderstreepte waarden zijn afkomstig van Stiboka - Wageningen uit "gesealde" steekmonsters

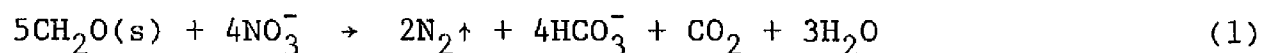
- andere waarden zijn bepaald door het Bedrijfslaboratorium voor Grond en Gewasonderzoek Mariëndaal te Oosterbeek

Uit tabel 6.2 blijkt dat dieper dan 20 m-mv pyriet algemeen aanwezig is. Uit NP3 blijkt bovendien dat nabij de bovengrens van het voorkomen van pyriet op ca. 20 m-mv ook ijzermonosulfide aanwezig is; dit kan duiden op secundaire vorming onder invloed van sulfaatreductie. Tevens blijkt dat over de gehele diepte organisch materiaal aanwezig is, echter wel het minst in NP1. Opvallend is de aanwezigheid van een spoor pyriet op circa 5 m-mv bij NP1. Dit bevestigt de veronderstelling met betrekking tot de oorspronkelijke hydrologische situatie, waarin het gebied tussen NP1 en NP2 altijd anaeroob is gebleven. Het is dan niet onaannemelijk te veronderstellen dat pyriet daar in uiterst lage gehalten over de gehele diepte aanwezig is.

Uit afbeelding 6.2 bleek al dat de chloride concentratie over het algemeen over de diepte vrij constant is en varieert tussen 30 en 50 mg/l, met uitzondering van NP3 op 6 m diepte. Tegen de basis van het watervoerend pakket worden chlorideconcentraties van 10 mg/l gevonden. Deze concentratie komt overeen met die onder natuurgebieden. De aanwezigheid van deze lage chloride concentratie maakt een aanzienlijke voeding naar diepere pakketten minder waarschijnlijk.

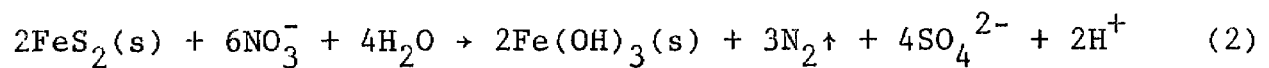
Het verloop van de nitraatconcentratie in NP1 wijkt volledig af van dat in NP2 en NP3. Beide laatste vertonen op 6 tot 8 m-mv maximale concentraties van circa 300 mg/l, terwijl bij NP1 tot 9 m-mv nitraat afwezig is.

Uit hoofdstuk 5 bleek dat tussen NP1 en NP2 in de bovenste 2 m van het grondwater wel nitraat aanwezig is. De sulfaatconcentratie vertoont geen maximum, dit maakt nitraatreductie onder invloed van oxydatie van sulfiden onwaarschijnlijk. De aanwezigheid van waterstofcarbonaat in NP1, in tegenstelling tot NP2 en NP3, wordt daarom toegeschreven aan de reductie van nitraat onder invloed van organisch materiaal. Organisch materiaal wordt hier weergegeven als $\text{CH}_2\text{O}(\text{s})$.



Gezien de aanwezigheid van waterstofcarbonaat tot 14 m-mv in NP1 wordt klaarblijkelijk tot die diepte ook nog een gedeelte van het aanwezige nitraat onder invloed van organisch materiaal verwijderd. Waarom het nitraat niet volledig wordt verwijderd is niet duidelijk.

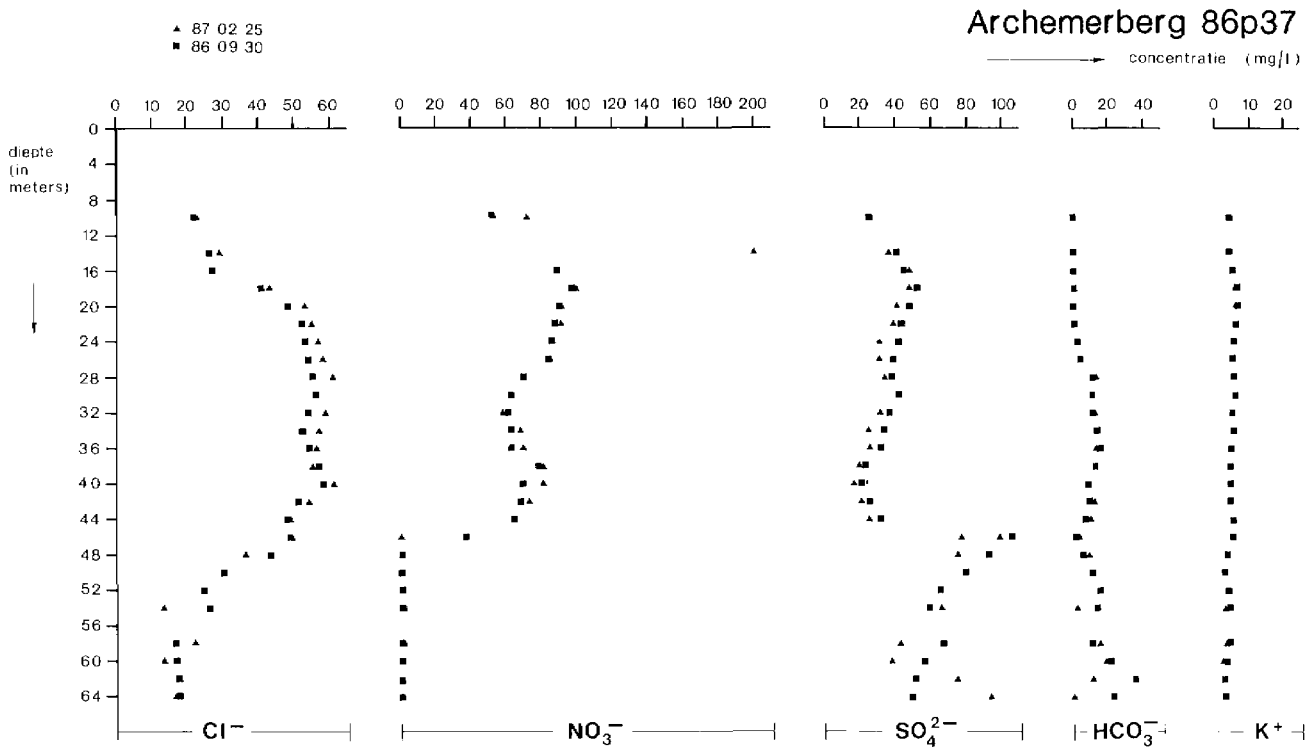
De plotselinge afname van de nitraatconcentratie tussen 18 en 19 m-mv bij NP1 valt samen met een stijging in de sulfaatconcentratie. Blijkbaar wordt hier onder invloed van ijzersulfiden nitraat gereduceerd:



Bij de minifilterputten NP2 en NP3 is de verandering van de nitraatconcentratie niet zo abrupt als bij NP1. Het verdwijnen van nitraat gaat bij NP2 niet gepaard met een stijging in de sulfaatconcentratie, wel met een stijging in de waterstofcarbonaatconcentratie. Bij NP3 laat de concentratie van waterstofcarbonaat geen verandering en sulfaat een geleidelijke toeneming zien. De achtergronden van deze verschillen zijn niet duidelijk.

Reductie van nitraat onder invloed van ijzersulfiden wordt niet alleen in Vierlingsbeek aangetroffen. Ten behoeve van het nitraatonderzoek is ook in Archemerberg een minifilter aangelegd (Gosse-link, 1987). Afbeelding 6.6 toont het verloop van de concentratie van verschillende parameters met de diepte. Ook hier valt het verdwijnen van nitraat samen met een maximum in de sulfaatconcentratie.

Het spreekt vanzelf dat de chemische processen niet tot het verdwijnen van nitraat en stijgingen in de concentraties van sulfaat en waterstofcarbonaat beperkt blijven. Ook de hardheid (van Bennekom, 1987) en de ijzerconcentratie (Kölle, 1982) van het onttrokken grondwater nemen toe.



Afbeelding 6-6: De concentraties van chloride nitraat, sulfaat, waterstofcarbonaat en kalium van de minifilterput 86p37 te Archemerberg

Afbeelding 6.2 laat tevens zien dat bij NP3 de concentratie van nitraat tot een diepte van ca. 20 m-mv en bij NP2 tot ca. 17 m-mv is doorgedrongen. Dit komt overeen met een ouderdom ruim 20 jaar. Bij NP1 is de concentratie van nitraat en vervolgens van sulfaat tot een diepte van 26 m-mv doorgedrongen, doch hier kan sprake zijn van een versterkte inzijging onder invloed van de winning. Gedurende al die jaren heeft dus al een versterkte nitraat uitspoeling plaats gevonden. De gevolgen daarvan worden nu pas zichtbaar.

Met behulp van de analyseresultaten van afbeelding 6.2 kan een bovengrens voor de reactiesnelheid worden afgeleid. Hierbij wordt aangenomen dat het systeem over twee opeenvolgende meetpunten in de diepte homogeen is. Twee opeenvolgende meetpunten bevinden zich op een onderlinge afstand van één meter. Dit komt overeen met een leeftijdverschil van minimaal één jaar. Indien wordt aangenomen dat het eerste orde reacties betreft volgt hieruit voor de afbraak

van nitraat onder invloed van organisch materiaal een halfwaarde tijd van 1,5 jaar ($k = 0,47/\text{jaar}$) en onder invloed van ijzersulfiden van 4 jaar ($k = 0,17/\text{jaar}$). De waarden die met deze benadering worden verkregen stemmen goed overeen met gepubliceerde waarden. Kölle en Schreeck (1982) vermelden voor de reductie van nitraat onder invloed van pyriet een halfwaarde tijd van 0,3 tot 4,5 jaar en onder invloed van organisch materiaal van 0,25 tot 0,5 jaar. Deze laatste waarde wordt door van Huet (1983) bevestigd. De aldus geschatte halfwaarde tijden geven aan dat deze chemische processen ruimschoots binnen de tijd, nodig voor de stroming van het grondwater vanaf infiltratie tot onttrekking, kunnen optreden.

6.5 Conclusies

1. Voor een goed inzicht in de hydrologische situatie en in het optreden van chemische processen zijn minifilterputten, bestaande uit monsterpunten op korte onderlinge verticale afstand, onontbeerlijk. Met behulp van de op deze wijze verkregen resultaten van de chemische analyses is de betrouwbaarheid van het hydrologische en van het chemische model te toetsen.
2. Met behulp van tritiumanalyses is het mogelijk het model verder te toetsen. Het optreden van menging van grondwater van verschillende ouderdom kan de interpretatie gecompliceerd maken. Dit speelt met name in heterogene watervoerende pakketten.
3. De minifilterputten vertonen ieder chemisch een geheel eigen, onderling zeer verschillend beeld. Om de chemie tussen de putten te vergelijken dienen zij niet te ver uit elkaar te worden geplaatst.
4. Verschillen in de chemische samenstelling van het grondwater hangen samen met verschillen in bodemmateriaal, geologische opbouw, landgebruik en verschillen in ouderdom van het grondwater. Met het op dit moment beschikbare hydrologische beeld en de beschikbare informatie over belasting van het grondwater en het optreden van chemische processen was het te Vierlingsbeek nog niet mogelijk iedere meting te verklaren.
5. Uit de diepte tot waar nitraat in het watervoerend pakket is doorgedrongen, valt af te leiden dat in Vierlingsbeek reeds 20 jaar een versterkte nitraatuitspoeling optreedt.

6. Uit analyses van grondmonsters afkomstig van de boringen voor de aanleg van de minifilterputten bleek in Vierlingsbeek organisch materiaal over de gehele diepte aanwezig te zijn. IJzersulfiden werden in meetbare gehalten alleen dieper dan 20 m-mv aangetoond. Gezien de stijgende sulfaatconcentratie in het ruwe water en de chemische samenstelling van het ondiepe grondwater in sommige waarnemingsputten moeten ijzersulfiden ook boven die diepte aanwezig zijn, hetzij in concentraties beneden de analysegrens, hetzij in relatie tot de monsterneming zeer heterogeen verdeeld.
7. Uit de resultaten van de chemische analyses blijkt dat nitraat zowel onder invloed van organisch materiaal als onder invloed van ijzersulfiden wordt gereduceerd. Met behulp van enige veronderstellingen is het mogelijk een schatting te maken voor de halfwaarde tijd van deze processen, namelijk 1,5 jaar onder invloed van organisch materiaal en 4 jaar onder invloed van ijzersulfiden.

6.6 Geraadpleegde literatuur

- Appelo, C.A.J., G.J.W. Krajenbrink, C.C.D.F. van Ree en L. Vasak (1982): Beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit in het infiltratiegebied van de noordwestelijke Veluwe, Bodembescherming 11, Ministerie van VROM, 144 p.
- van Bennekom, C.A. (1987): Kwaliteitsveranderingen van grondwater als gevolg van uitspoeling van meststoffen, *H₂O* 20(9) 194-199.
- Gosselink, E. (1987). Evaluatie uitgevoerd nitraat onderzoek pompstation Archemerberg, WMO.
- Hoogendoorn, J.H. (1984): Ruimtelijke variatie van enkele belangrijke chemische componenten in het grondwater en de implicaties daarvan voor de grondwaterstroming, jaarverslag DGV-TNO 1983, p. 66-77.
- van Huet, H (1983): Kwantificering en modellering van de stikstofhuishouding in de bodem na bemesting, ICW Nota 1426.
- Kölle, W. and D. Schreeck (1982): Effect of agricultural activity on the quality of groundwater in a reducing underground, Int. Symp. IAH "Impact of agricultural activities on groundwa-

- ter", Prague, vol XVI, part. 2, 191-202.
- Kölle, W. (1982): Redoxprozesse im Grundwasserleiter, Veröffentlichungen Wasserchemie, 20, 301-315, Karlsruhe
 - Obermann, P. (1981): Hydrochemisch/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser unter der Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung, Ruhr Universität, Bochum
 - Rohmann, U. und H. Sontheimer (1985): Nitrat im Grundwasser, Ursachen, Bedeutung, Lösungswege, Engler Bunte Institut, Un. Karlsruhe
 - van Steenwijk, J.M. (1986): De chemie van het grondwater in het eerste watervoerend pakket rond het pompstation Vierlingsbeek, KIWA SWE 86-018.
 - Stuyfzand, P.J. en F.M.L. Moberts (1987): De bijzondere hydrologie van kwelplassen in duinen met kunstmatige infiltratie, H₂O 20(3) 52-56,62

7 VOORSPELLINGEN VAN DE GRONDWATERKWALITEIT

7.1 Inleiding

De vraag naar een kwantitatieve onderbouwing van zowel de mate van bedreiging, als de effectiviteit van maatregelen neemt toe. Overheden willen kunnen voorspellen of voorgestelde maatregelen voldoende effect zullen hebben, waterleidingbedrijven willen weten of er op hun pompstations binnen afzienbare tijd zuivering van het opgepompte water nodig is. Ook bij de keuze van een nieuwe waterwinplaats wordt de vraag of het te onttrekken water tot in lengte van jaren van voldoende kwaliteit zal zijn, steeds vaker gesteld. Het onderzoek dat tot beantwoording van dergelijke vragen moet leiden bevindt zich op dit moment nog in de kinderschoenen. Met name voor praktijksituaties rond waterwinningen zijn in Nederland nog slechts enkele oriënterende studies gedaan naar mogelijke verontreinigingen als gevolg van (over)bemesting of het toepassen van bestrijdingsmiddelen en/of grondontsmettingsmiddelen. Wel zijn studies bekend over verontreinigingen als gevolg van lekkages of calamiteiten waarbij een hoeveelheid verontreinigende stof op een kleine oppervlakte in een relatief hoge concentratie in het grondwater terechtkomt, en via een smalle, moeilijk te traceren weg naar een pompstation of ander bedreigd object stroomt.

Bij diffuse bronnen van verontreiniging vindt de belasting van het grondwater over grote oppervlakten plaats, en wordt de te onderzoeken stof jaarlijks in wisselende hoeveelheden op het land gebracht. De inventarisatie van de toegepaste hoeveelheden brengt hierdoor een omvangrijke hoeveelheid werk met zich mee, niet in de laatste plaats omdat gegevens over de toepassing van de stof schaars zijn. Belasting van het grondwater in lage concentraties maar over grote oppervlakten kan voor een pompstation echter wel degelijk tot overschrijding van de waterleidingnormen leiden.

In dit hoofdstuk zal worden aangegeven welke methoden geschikt zijn om een antwoord te geven op bovengenoemde vragen. Vervolgens zal in het kort worden ingegaan op de tot nu toe bereikte resultaten, gevolgd door een beschouwing over de in de toekomst te volgen weg bij dergelijk onderzoek.

7.2 Afbakening en verkenning van het terrein

In de weg die een verontreiniging aflegt van het moment van depositie op het maaiveld tot aan het oppompen in de pompput van een waterleidingbedrijf zijn de volgende delen te onderscheiden:

1. Depositie van de stof. Een deel van de hoeveelheid die op het land gebracht is zal vervluchtigen of verdampen. Een deel zal over het maaiveld naar het open water afstromen.
2. Oplossen van de stof in het regenwater, verplaatsing door de wortelzone. De wortelzone kenmerkt zich door een hoge activiteit aan bodemleven. De mogelijkheid bestaat dat de stof hier al bacteriologisch wordt afgebroken, de stof (tijdelijk) gebonden wordt aan de humus in deze zone, of dat de stof door het gewas wordt opgenomen.
3. Uitspoeling van de stof vanaf de wortelzone door de onverzadigde zone naar het grondwater. Doorgaans vindt hier minder afbraak van een stof plaats en stroomt de stof met het water mee naar de diepte. De stof kan wel gebonden worden aan organische delen in de bodem of aan lutum-deeltjes. Er is nog vrij weinig ervaring met berekeningen van de snelheid van het water en een opgeloste stof in deze zone en goede metingen zijn er nauwelijks.
4. De stof bereikt het grondwater en stroomt met het grondwater mee door de bodem. De stof verplaatst zich vrijwel horizontaal. Naarmate de stof zich langer in de bodem bevindt kunnen ook grotere diepten bereikt worden. Het is niet uitgesloten dat het grondwater naar een sloot of ander open water stroomt. Wanneer dat niet het geval is zal het grondwater met daarin de verontreinigende stof zich vaak tientallen jaren of nog langer in de bodem bevinden. Door deze lange verblijftijden is het mogelijk dat zelfs een geringe afbraak-activiteit in de bodem de stof toch nagenoeg doet verdwijnen. In dat geval kunnen de afbraakprodukten die ontstaan, en die soms schadelijker zijn dan de gebruikte stof zelf, onderwerp van studie worden.
5. De stof bereikt een pompput en mengt zich met water dat op andere plaatsen is geïnfiltrerd en dat al dan niet met dezelfde stof is verontreinigd.

De concentratie van een stof in het opgepompte water wordt dus bepaald door een veelheid van processen, die qua intensiteit sterk van plaats tot plaats kunnen verschillen. Veel processen zijn daardoor niet exact te kwantificeren, en zullen in de berekeningen geschematiseerd worden tot een gemiddelde waarde, die in ander onderzoek bepaald is of in de berekeningen door calibratie bepaald worden.

In de hierna beschreven case-studies zijn in feite alleen de vierde en vijfde stap onderwerp van studie geweest. De concentratie in het water dat het grondwater bereikt is in eerste instantie alleen berekend met behulp van vuistregels zoals die bij andere instituten zijn bepaald. Deze concentraties konden gecontroleerd worden aan de hand van analyses van het ondiepe grondwater zoals beschreven in hoofdstuk 5.

Vanaf het moment dat de te beschouwen stof het grondwater bereikt wordt het in principe meegenomen door de heersende grondwaterstroming. Dat betekent dat bij elke studie naar de grondwaterkwaliteit allereerst het grondwaterstromingsprobleem moet worden opgelost. De problemen die hierbij kunnen optreden zijn beschreven in hoofdstuk 3.

Vervolgens kunnen diverse processen de hoeveelheden stof in het water beïnvloeden. Zo kan de stof aan bodemdeeltjes worden geadsorbeerd en later weer vrijkomen. Dit veroorzaakt een vertraging van de stromingssnelheid van de stof ten opzichte van het grondwater. Er kan afbraak van de stof optreden waardoor deze verdwijnt. Voor veel berekeningen is het van belang om inzicht te hebben in de mate van dispersie (het vervlakken van scherpe overgangen tussen hoge en lage concentraties als gevolg van de heterogeniteit van de bodem). In de meeste gevallen zal de invloed van diffusie op de kwaliteit van het grondwater verwaarloosbaar klein zijn.

7.3 Over goed en slecht bij het modelleren

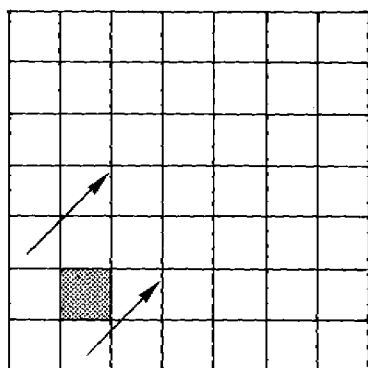
Voor het berekenen van de verspreiding van een verontreiniging zijn op dit moment een aantal computerprogramma's beschikbaar. Deze zijn grofweg in een aantal categorieën in te delen:

- relatief eenvoudige analytische programma's waarbij is aangenomen dat het grondwater in één richting stroomt (bijvoorbeeld

parallel aan de x-as). Deze programma's zijn geschikt om snel een indruk te krijgen van de verspreiding van een puntverontreiniging in de loop van de tijd. Om een hydrologisch systeem als een grondwateronttrekking te beschrijven bieden de programma's onvoldoende mogelijkheden. Programma's in deze categorie zijn bijvoorbeeld PLUMINT2 en SEFTRAN.

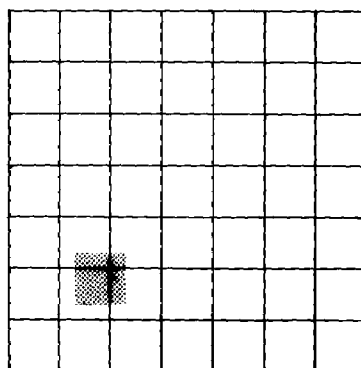
- complexe programma's waarbij numerieke dispersie optreedt. Deze programma's, zoals INTERA, SWIP en SUTRA, berekenen wel eerst een grondwaterstromingsbeeld, waarbij bijvoorbeeld een onttrekking of een rivier verwerkt kan worden. Dit stromingsbeeld wordt gedurende een tijdstap stationair verondersteld. Vervolgens wordt er een kwaliteitsbeeld op dit stromingsbeeld gesuperponeerd. De wijze waarop dit gebeurt veroorzaakt echter "numerieke dispersie". In figuur 7.1 wordt gesimplificeerd weergegeven hoe numerieke dispersie kan ontstaan. Er is een eenvoudige test om te controleren of numerieke dispersie optreedt. Wanneer dit het geval is dient het programma met zeer veel terughoudendheid toegepast te worden; het is wellicht zelfs beter van toepassing af te zien, omdat nooit met zekerheid is te zeggen in hoeverre het resultaat door de onjuiste rekenmethodiek wordt beïnvloed.
- complexe programma's volgens de methode van "particle-tracking". In een stromingsveld wordt een groot aantal deeltjes gegenereerd met een bepaalde concentratie aan de te onderzoeken stof. Door de deeltjes zich gedurende een aantal tijdstappen met het grondwater mee te laten verplaatsen, ontstaat een beeld van de verplaatsing van de stof in het grondwater. Door na te gaan welke deeltjes een pompput binnenstromen en door de concentraties te middelen, ontstaat een concentratieverloop in de tijd. Omdat de concentraties gekoppeld blijven aan de plaats van de deeltjes, wordt numerieke dispersie vermeden. Afbraak en adsorptie zijn eenvoudig in te brengen bij deze methodiek. Dispersie is moeilijker, maar er zijn methoden ontwikkeld die een goede benadering geven. Het programma Konikow-Bredhoeft is hier een goed voorbeeld van. Dit programma gaat er van uit dat de concentratie bepaald wordt door convectie, dispersie en een bronterm. Deze laatste methode staat bekend als de methode van karakteristieken.

1 Het probleem



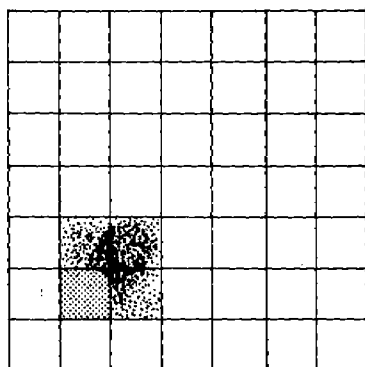
- rechthoekig netwerk
- stroming diagonaal door het netwerk
- element met hoge concentratie
- geen dispersie opgegeven

2 De eerste tijdstep



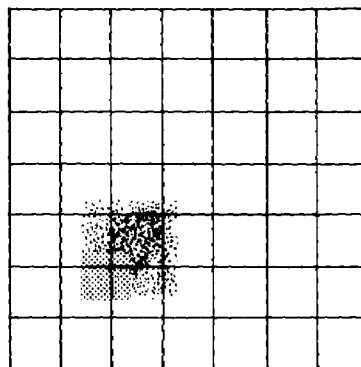
- de verontreiniging verplaatst zich onder invloed van de stroming

3 Interpretatie



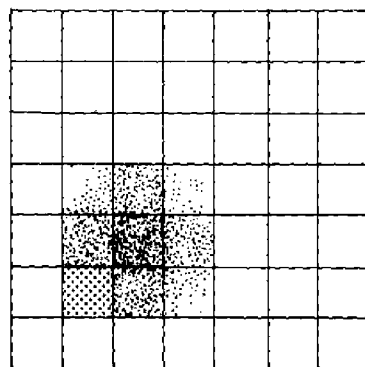
- voor de omliggende elementen wordt een concentratie berekend

4 De tweede tijdstep



- de berekende verontreiniging verplaatst zich opnieuw

5 Interpretatie



6 Conclusie

De verontreiniging verspreidt zich rekenkundig, zonder dat daar fysisch een reden voor is

Figuur 7.1 Het ontstaan van numerieke dispersie

Programma's uit deze laatste categorie zijn geschikt om te worden toegepast bij berekeningen van de kwaliteit van het grondwater dat op een pompstation onttrokken wordt. Programma's uit de eerste categorie zijn voor deze berekeningen te weinig flexibel en programma's uit de tweede categorie zijn gezien het mogelijk optreden van numerieke dispersie onvoldoende betrouwbaar.

7.4 Noordbargeres

Het onderzoek naar het verloop van de nitraatconcentratie bij het pompstation Noordbargeres werd al vrij snel na aanvang overschaduwed door een probleem dat op korte termijn meer aandacht opeiste: de verontreiniging van het opgepompte water met 1,2-dichloorpropan. Hiervoor is een werkgroep opgericht waarbij het RIVM een eerste oriënterende berekening heeft uitgevoerd van de verontreiniging in het te onttrekken water. Deze berekening is niet bedoeld als definitieve voorspelling voor de toekomst: de resultaten zijn slechts globaal vergeleken met gemeten waarden om vast te stellen of de orde van grootte juist is. Voor meer gedetailleerde berekeningen dienen meer gegevens bekend te zijn over het gedrag van de stof in de bodem, zowel in de verzadigde als in de onverzadigde zone, en ook de op dit moment beschikbare programmatuur dient verder ontwikkeld te worden zodat de situatie rond Noordbargeres niet te sterk hoeft te worden geschematiseerd.

Ook zou een uitgebreid meetprogramma naar het gedrag van nitraat aan een voorspelling van de concentratie in de toekomst vooraf moeten gaan.

7.5 Archemerberg

De grondwaterwinning te Archemerberg bleek uitermate goed geschikt voor berekeningen met het computerprogramma Konikow-Bredehoeft. Het watervoerend pakket is freatisch en aerob, waardoor er zonder afbraak in de verzadigde zone gerekend kon worden. Bovendien is er de laatste jaren een stijging van de nitraatconcentratie waar te nemen, waardoor de berekening te calibreren is aan gemeten waarden. Dat betekent dat de concentratie van het opgepompte water alleen afhankelijk is van de concentratie van het water dat in het

intrekgebied infiltreert en van de hoeveelheden die infiltreren, waarbij rekening gehouden moet worden met het tijdsverschil tussen moment van infiltratie en oppompen. Dat maakt dergelijke berekeningen uitermate geschikt voor verwerking met de computer.

In een publicatie van Peters en Boukes (1987) wordt al aangegeven dat de methode hier goede resultaten geeft. Nadat het model nog eens nader was geijkt, is voor een aantal scenario's bemestingsbeperkende maatregelen doorgerekend hoe de nitraatconcentratie tot 2050 zal verlopen. Ook zijn er twee varianten doorgerekend voor situaties waarin Archemerberg ten opzichte van de meeste pompstations zal verschillen: een situatie met meer landbouwgrond in het intrekgebied, ook op korte afstand van de winning, en een situatie met afbraak in het watervoerend pakket.

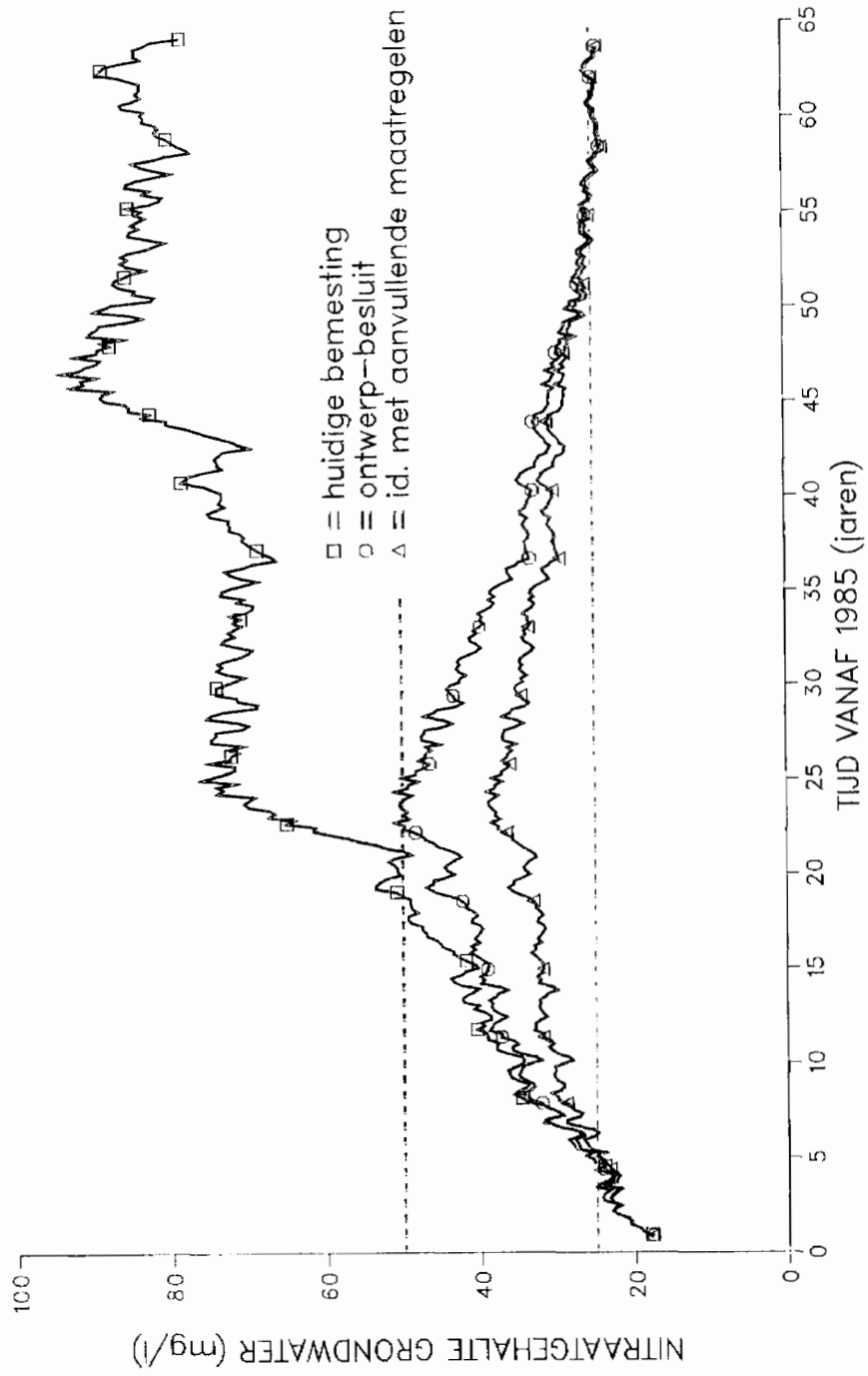
De resultaten zijn al eerder beschreven (Boukes, 1987). Het blijkt dat in dit specifieke geval de nitraatconcentratie in het onttrokken water bij gelijkblijvend mestgebruik op kan lopen tot circa 85 mg/l, bijna twee keer de drinkwaternorm. De maatregelen genoemd in de Wet Bodembescherming leiden er toe dat op termijn de concentratie weer daalt tot onder 25 mg/l (de EG-richtlijn voor nitraat in drinkwater). Als de maatregelen worden uitgevoerd zonder aanvullende maatregelen zal het waterleidingbedrijf rond de eeuwwisseling toch tot zuivering over moeten gaan, omdat de concentratie te dicht in de buurt van de drinkwaternorm van 50 mg/l komt. In figuur 7.2 is het verloop van de nitraatconcentratie uitgezet tegen de tijd, voor de scenario's met gelijkblijvend mestgebruik, met mestgebruik volgens de Wet Bodembescherming, en dezelfde situatie met aanvullende maatregelen binnen de 25-jaarszone.

Uit de berekeningen met intensiever landgebruik blijkt dat de nitraatconcentratie op andere pompstations nog aanzienlijk hoger op kan lopen. Wanneer er echter afbraak van enige betekenis in het watervoerend pakket optreedt (bij deze berekeningen geschematiseerd tot een gelijkmatige afbraak over de hele hoogte van het pakket, zonder uitputtingsverloop) zal de nitraatconcentratie ruimschoots binnen de drinkwaternormen blijven.

Waar blijkt dat de berekening eigenlijk het meest gevoelig is voor afbraak in de verzadigde zone, moet tegelijk toegegeven worden dat over dit proces juist in praktijksituaties meestal erg weinig bekend is. Met name de snelheid waarmee de afbraakcapaciteit

Figuur 7.2

Figuur 7.2 Nitraatontwikkeling Archemerberg



van de bodem afneemt zal in de meeste gevallen bepalend zijn voor de omvang van het nitraatprobleem bij een pompstation. Voor Arche-merberg speelt dat geen rol: wanneer hier van afbraak sprake geweest was, zouden de nitraatconcentraties op het pompstation aanmerkelijk lager moeten zijn.

7.6 Vierlingsbeek

Uit de in voorgaande hoofdstukken beschreven meetprogramma's is gebleken dat het watervoerend pakket in Vierlingsbeek te verdelen is in een pyrietloze bovenlaag en een pyriethoudende onderlaag. Dat betekent dat dit pakket hydrologisch wel, maar geochemisch geen eenheid vormt. De modellen die op dit moment voor kwaliteitsberekeningen beschikbaar zijn kunnen een dergelijk probleem niet verwerken. Dat maakte het noodzakelijk om voor deze situatie een nieuw programma te schrijven, dat in eerste instantie voor het verticale profiel langs de drie putten met minifilters de invloed van pyriet op het nitraatgehalte moet berekenen. Het stromingsbeeld van deze doorsnede is bepaald in hoofdstuk 3. Het programma diende aan de volgende eisen te voldoen:

- De afbraakcapaciteit van de bodem diende variabel ingevoerd te kunnen worden. Te denken valt aan invoer per element.
- Niet alleen dienden de nitraatbelasting en de afbraak van nitraat onder invloed van pyriet gemodelleerd te worden, maar ook de sulfaatbelasting en het ontstaan van sulfaat bij de reactie van nitraat met pyriet.
- Het stromingspatroon wordt sterk beïnvloed door heterogeniteiten in de doorlatendheid van de bodem, zoals berekend in hoofdstuk 3. Dit leidt tot een variabel stromingsbeeld dat in het programma verwerkt moet kunnen worden.
- Bovenstaande eis introduceert dispersie in het model. De noodzaak om dit proces daarnaast nog eens afzonderlijk te modelleren is hierdoor minder groot.
- Vooralsnog hoefde geen rekening te worden gehouden met andere afbraakprocessen dan onder invloed van pyriet.
- Het programma diende te werken volgens de methode van particle-tracking.

Het programma BOUKWAL is vervolgens geschreven, en hiermee zijn een aantal varianten doorgerekend. Een uitvoerige beschrijving van deze varianten is te vinden in Boukes (i.v.).

Het blijkt dat de positie van het grensvlak tussen pyriethoudende en pyrietloze lagen bij de vastgestelde belastingen in de afgelopen decennia nauwelijks van plaats is veranderd en dat de concentraties pyriet zodanig zijn dat ook bij de huidige belasting deze overgang de komende decennia zich slechts heel geleidelijk naar de diepte zal verplaatsten.

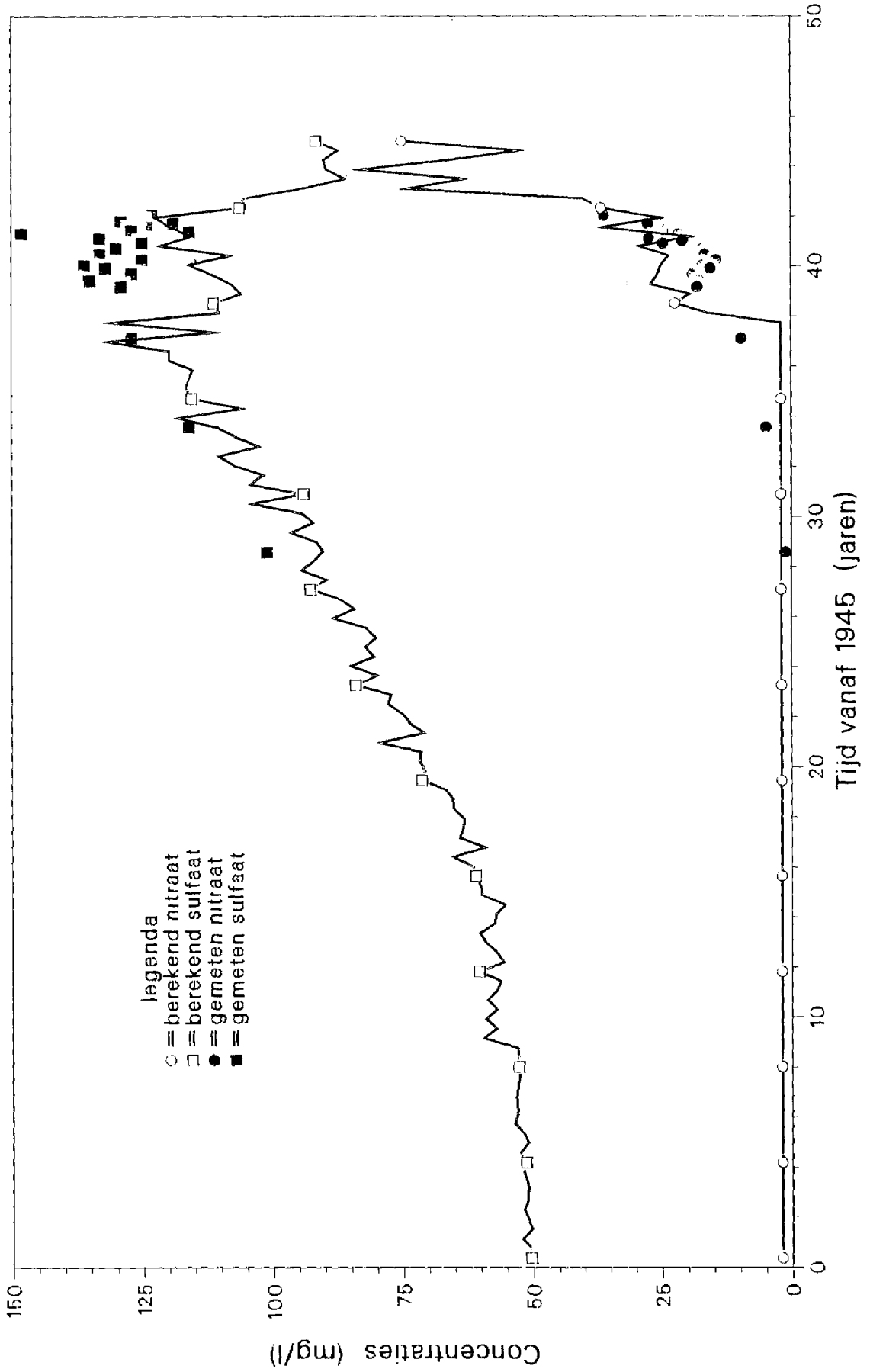
Verder blijkt het gemeten nitraatverloop niet te reconstrueren zonder rekening te houden met een hoeveelheid pyriet in de tot nu toe pyrietloos veronderstelde bovenste helft van het pakket. Enkele waarnemingen in ondiepe putten wezen al in die richting, de modelberekeningen lijken deze opvatting te bevestigen. Met name rond het pompstation moet ten tijde van het begin van de winning een hoeveelheid pyriet aanwezig zijn geweest (in de orde van grootte van de detectiegrens die tot dusver bij de bepalingen gold). De geleidelijk stijgende sulfaatgehalten en de continue lage nitraatgehalten die tot circa 1978 zijn gemeten, zijn niet op een andere manier te verklaren.

Bovendien wijst het feit dat pas recent de nitraatconcentratie in pompput 11 sterk gestegen is er op dat deze pyrietbuffer zo goed als uitgeput raakt. Dit wordt bevestigd door de licht dalende sulfaatgehalten. Dit verloop van zowel nitraat als sulfaat is in een berekening bijzonder goed te reconstrueren (figuur 7.3). In dat geval is aangenomen dat er ook in de ondiepe lagen onder het bos van Vierlingsbeek pyriet in de bodem zit in de orde van grootte van 300 ppm, dat is rond de detectie-grens van de bepaling zoals die door Stiboka tot dusver is uitgevoerd.

Ook is het zeer waarschijnlijk dat er op dit moment nog afbraak van nitraat plaatsvindt op plaatsen waar al hoge nitraatconcentraties worden gemeten. Hoe deze nalevering van pyriet werkt en hoe groot de capaciteit is van de bodem en waarom dit pyriet nu pas vrijkomt voor afbraak van nitraat is niet bekend.

Bij de modelberekeningen is het op meerdere manieren mogelijk gebleken om resultaten te berekenen die overeenkomen met gemeten waarden: zowel door bovengenoemde nalevering te verwaarlozen en de

FIGUUR 7.3
eerste geslaagde ijking pompput 11.



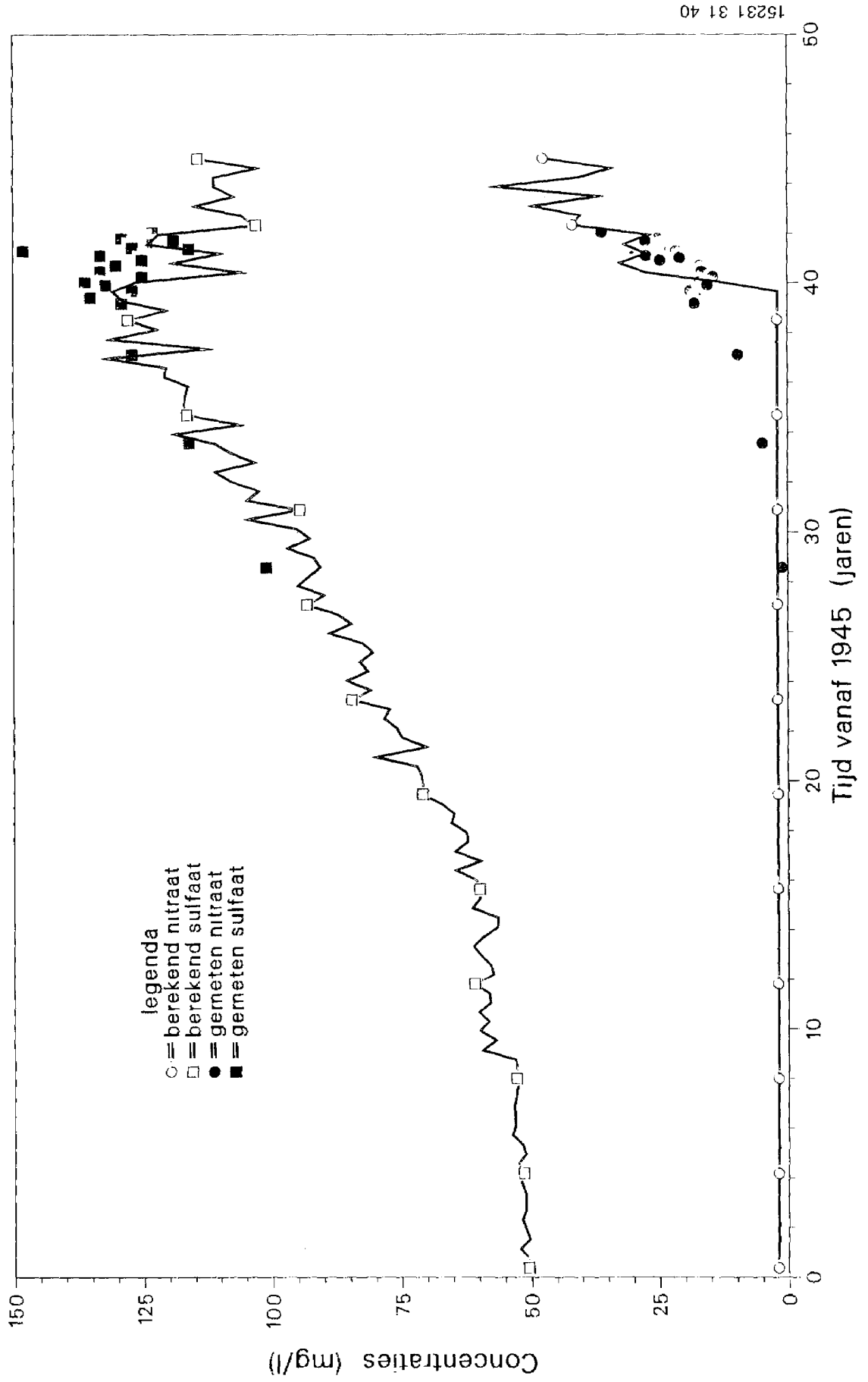
Figuur 7.3

pyrietbuffer onder het bos iets op te voeren, als door de nalevering vast te stellen op bijvoorbeeld 10 mg/m^3 .jaar en de pyrietbuffer onder het bos te verlagen werden goede resultaten bereikt (figuur 7.4). Omdat zowel de ondiepe pyrietbuffer als de nalevering nooit als zodanig zijn gemeten is het niet mogelijk om op basis van deze resultaten aan te geven hoe de situatie in werkelijkheid is.

Uit de stijgende nitraatgehalten in het onttrokken water blijkt dat de pyrietbuffer onder het bos snel aan afbraakcapaciteit inboet. De invloed van deze buffer voor de nitraatontwikkeling in de verre toekomst kan verwaarloosd worden. Anders ligt het ten aanzien van de vertraagde nalevering van pyriet. Wanneer deze tot in lengte van jaren door blijft gaan (en zolang het achterliggende proces niet bekend is, is dat niet uit te sluiten) kan dit aanzienlijke consequenties hebben voor het nitraatgehalte in de toekomst. De theorie zal dan in veldmetingen moeten worden geverifieerd, waarbij ook moet worden bepaald hoe groot een pyrietbuffer is, voordat betrouwbare voorspellingen van de ontwikkeling van het nitraatgehalte in de toekomst voor het hele pompstation kunnen worden gedaan. Om op dit moment op basis van modelberekeningen een pyrietbuffer te kwantificeren lijkt erg speculatief, zeker gezien de grote invloed van deze mogelijke buffer op de nitraatontwikkeling in de komende jaren.

De pyriet die zich op een diepte van 20 m-mv bevindt is de afgelopen decennia hooguit over een diepte van enkele centimeters aangetaast. Berekeningen in het verticale profiel geven aan dat er geen water ouder dan circa 90 jaar op het pompstation wordt onttrokken. Het water buiten de 90-jaarszone infiltreert naar de formatie van Breda (zie figuur 3.1.b). Van het water binnen de 90-jaarszone komt het water ouder dan 27 jaar in aanraking met sterk pyriethoudende lagen van dieper dan 20 m-mv. Dat betekent dat eigenlijk alleen het water dat binnen de 27-jaarszone infiltreert bepalend is voor de nitraatconcentratie in het opgepompte water. Dat is met de op dit moment beschikbare (2-dimensionale) programma's niet te modelleren. Om het nitraatverloop juist te berekenen is een 3-D schematisatie te verkiezen. Aan programmatuur waarbij dit tot de mogelijkheden behoort wordt gewerkt.

FIGUUR 7.4
tweede geslaagde ijking pompput 11.



Figuur 7.4

Het is wel mogelijk om eindniveaus te berekenen waarop de nitraatconcentratie na verloop van tijd zal stabiliseren, maar de termijn waarop die eindniveaus bereikt worden is op basis van de nu bekende gegevens niet aan te geven. Dit tijdsverloop is vooral van belang om te kunnen beoordelen of de fasering in de mestbeperkende maatregelen niet te ruim is.

Uit de berekeningen naar het eindniveau blijkt dat bij een gelijkblijvend mestgebruik de nitraatconcentratie in het opgepompte water tot 160 mg/l op kan lopen. Hierbij is rekening gehouden met afbraak van nitraat op diepten groter dan 20 m-mv.

7.7 Evaluatie van de tot nu toe uitgevoerde berekeningen

Het blijkt mogelijk om concentraties te berekenen van bijvoorbeeld nitraat in het opgepompte water. Voor Archemerberg leverde het weinig problemen op om op basis van een aantal bemestingsscenario's te komen tot voorspellingen van het nitraatgehalte in de toekomst. Voor Vierlingsbeek was het niet mogelijk om met behulp van de beschikbare meetgegevens te achterhalen welke afbraakprocessen optreden en in welke mate. Om het verloop van het nitraatgehalte in de toekomst te kunnen berekenen is het absoluut noodzakelijk om hier meer inzicht in te krijgen. Dat betekent dat er een gericht meetprogramma moet worden opgesteld om enigszins in te kunnen schatten hoe groot de nitraatreductie is in dat deel van het pakket dat tot dusver als pyrietloos werd beschouwd. Ook verdient een 3-dimensionale aanpak hier sterk de voorkeur boven de tot dusver gangbare 2-dimensionale schematisatie. Er is op dit moment nog geen programmatuur beschikbaar waarmee 3-D gerekend kan worden.

Overigens is het wel mogelijk om het eindniveau te berekenen van de nitraatconcentratie bij een bepaald mestgebruik. Hoe de concentratie naar dit eindniveau toe gaat en op welke termijn het bereikt wordt is niet bekend. Ook is het verloop van de concentratie berekend voor pompput 11, uitgaande van schattingen voor de pyrietbuffer onder het bos en de nalevering van pyriet onder landbouwgebieden.

Voor het derde proefgebied, Noordbargeres, blijken het ontbreken van een stijgende nitraatconcentratie op het pompstation, tezamen

met het ontbreken van kennis over de bodemprocessen redenen om vooralsnog van een uitgebreide modelstudie af te zien. Voor wat betreft het hier opgepompte dichloorpropaan in het water bleek het niet mogelijk om op basis van de nu bekende gegevens meer dan een indicatieve berekening uit te voeren naar de concentraties van deze stof in de toekomst (Beugelink, 1987). Met name ontbraken er gegevens over de uitspoeling van DCP naar het grondwater en afbraak van de stof in de bodem.

7.8 Conclusies

- Het blijkt mogelijk om uit te rekenen wat de concentratie van een bepaalde stof in het opgepompte grondwater zal zijn, wanneer gegevens bekend zijn over de belasting van het grondwater, de grondwaterstroming en de afbraak. Wanneer deze gegevens niet bekend zijn, of met een lage nauwkeurigheid, is het soms mogelijk om de gegevens middels een modelcalibratie te bepalen. In het algemeen zal er een soort iteratief proces ontstaan tussen het model en het meetprogramma, waarbij het model aangeeft van welke metingen het meeste rendement verwacht kan worden en de metingen aangeven hoe het model moet worden bijgesteld. Door dit proces zullen de bruikbaarheid en de betrouwbaarheid van het model toenemen.
- Uit de berekeningen die tot dusver zijn uitgevoerd blijkt duidelijk dat zonder beperkende maatregelen het landgebruik op landbouwpercelen op termijn tot grote problemen voor de drinkwatervoorziening zullen leiden. Verder blijkt het mogelijk om met mestbeperkende maatregelen de nitraatconcentratie terug te brengen tot het niveau van de drinkwaternormen. De in de Wet Bodembescherming genoemde maatregelen zullen een positieve bijdrage hieraan leveren, maar zullen niet overal afdoende zijn. Zo blijkt in het geval Archemerberg zonder aanvullende beschermende maatregelen een nitraatzuivering gedurende de eerste decennia van de volgende eeuw niet te voorkomen.
- Het proces waarvoor de nitraatconcentratie het meest gevoelig blijkt, is de afbraak in de verzadigde zone. Dit is ook het proces waar het minst over bekend is. Dat betekent dat een studie naar het verloop van de nitraatconcentratie niet alleen samen

moet gaan met een uitgebreide inventarisatie van mestgebruik in het verleden en hydrologische omstandigheden, maar ook met een meetprogramma naar aard, intensiteit en capaciteit van de afbraakprocessen.

7.9 Geraadpleegde literatuur

- Beugelink, G.P. (1987). Toekomstige concentraties dichloorpropaan in het ruwe water van het pompstation Noordbargeres (Dr.). Rapportnr. 728618001, RIVM.
- Boukes, H. (in voorbereiding). De nitraatconcentratie in het opgepompte grondwater van pompstation Vierlingsbeek. KIWA.
- Boukes, H. (1987). Een methode voor de bepaling van de gevoeligheid van de nitraatconcentratie in het opgepompte water voor diverse bemestingsscenario's. KIWA, SWE 87.003.
- Konikow, L.F. en J.D. Bredehoeft (1978). Computermodel of two-dimensional solute transport and dispersion in groundwater. U.S. Geological Survey.
- Peters, J.H. en H. Boukes (1987). Hoeveel nitraat is nog 'onderweg?', H2O, 20 (14) 322-325.
- Voss, C.I. (1984). SUTRA, A finite-element simulation model for saturated-unsaturated, fluiddensity-dependent groundwaterflow with energy transport or chemically reactive single species solute transport. U.S. Geological Survey.
- Wagner, J., S.A. Watts en D.C. Kent (1985). Plume 2D: Two-dimensional plumes in uniform groundwaterflow. U.S. Environmental Protection Agency.

8 ANORGANISCHE MICROPARAMETERS IN GRONDWATER

8.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zijn de resultaten weergegeven van het onderzoek verricht naar anorganische microverontreinigingen, vooral zware metalen, in het grondwater in het waterwingebied te Vierlingsbeek. Het doel van het onderzoek is een inventarisatie te maken van het voorkomen van zware metalen door landbouwactiviteiten waarbij bemesting plaatsvindt en door zure depositie. Van de in het project "Bescherming Waterwingebieden" geselecteerde lokaties voor het veldonderzoek naar onder andere nitraat en bestrijdingsmiddelen voldoet Vierlingsbeek ook aan de eisen voor realisatie van het gestelde doel van dit onderzoek: er vindt rondom een bosrijk gebied intensieve maisteelt plaats die gepaard gaat met (over-)bemesting. Beide factoren leiden tot een verzuring van het ondiepe grondwater wat aanleiding kan geven tot verhoogde gehalten van diverse metalen in het grondwater. Daarnaast kan bemesting direct aanleiding geven tot verhoogde gehalten van onder andere koper en zink. Landbouwactiviteiten, gepaard gaand met bestrijdingsmiddelengebruik, kunnen leiden tot verhoging van gehalten aan onder andere kwik, arseen of seleen.

Bij dit onderzoek naar het voorkomen van diverse metalen in het grondwater is geen onderscheid gemaakt in de diverse vormen waarin deze metalen aanwezig kunnen zijn zoals verschillende oxidatiestaten of bindingsvormen bijvoorbeeld via complexering aan organische verbindingen.

Het onderzoek heeft zich vooral gericht op het ondiepe grondwater.

8.2 Opzet van het onderzoek

Voor de selectie van lokaties waar het ondiepe grondwater voor deze inventarisatie is onderzocht is gebruik gemaakt van het aanwezige, uitgebreide net van peilbuizen in het waterwingebied van het pompstation Vierlingsbeek.

Er zijn drie lokaties geselecteerd die representatief zijn voor

bos (NP26 en 27, NP5 in mindere mate), drie lokaties waar in de directe omgeving gedurende een aantal jaren maisteelt heeft plaatsgevonden (NP14, 17 en 32) en een lokatie die een invloed kent van zowel bos als maisteelt (NP23).

Alle lokaties zijn tweemaal onderzocht op een reeks van elementen. Deze reeks is geselecteerd mede op basis van in de waterleidingwet vermelde normen en omvat de volgende elementen: natrium, kalium, aluminium, zink, ijzer, mangaan, koper, kwik, arseen, cadmium, nikkel, lood, seleen, antimoon, chroom, zilver en barium.

Ten behoeve van de interpretatie van de resultaten zijn gelijktijdig monsters genomen voor de bepaling van de pH, het nitraat-, sulfaat- en opgeloste organisch koolstofgehalte en het geleidingsvermogen.

Het onderzoek heeft zich gericht op in het water opgeloste verbindingen; hiertoe zijn watermonsters in het veld onder anaerobe condities gefiltreerd voordat conservering met zuren plaatsvond.

Gelijktijdig zijn door de N.V. Waterleidingmaatschappij Oost Brabant ook een aantal analyses verricht in het diepere grondwater, namelijk dat van de pompputten 5A, 6A en 11 van het pompstation. De drie boringen uitgerust met minifilters zijn in eerste instantie niet betrokken in het onderzoek, maar kunnen in een volgende fase, wanneer de resultaten van het ondiepe grondwater daartoe aanleiding geven, daarin betrokken worden.

8.3 Resultaten

De resultaten van het onderzoek naar de aanwezigheid van zware metalen in het grondwater van het waterwingebied te Vierlingsbeek zijn samengevat in de tabellen 8.1 en 8.2.

In tabel 8.1 zijn de gegevens van het ondiepe grondwater vermeld; in tabel 8.2 die van het diepere grondwater. In deze tabel zijn tevens de normen voor de diverse elementen, genoemd in het drinkwaterbesluit en de referentiewaarden uit de leidraad "Wet bodemsanering", de zogenaamde A-niveaus, vermeld.

Deze niveaus zijn richtwaarden, boven deze niveaus is er sprake van verontreiniging van het grondwater. De van nature aanwezige concentraties zijn echter per lokatie afhankelijk van de geochemische samenstelling van de bodem.

Tabel 8.1 Onderzoeksresultaten voor ondiep grondwater

| landgebruik lokatie datum | bos NP5 | | bos NP26 | | bos NP27 | | bos + mais NP23 | | mais NP14 | | mais NP17 | | mais NP32 | |
|---------------------------------|------------|---------|-------------|---------|-------------|---------|--------------------|---------|--------------|---------|--------------|---------|--------------|---------|
| | 13/5/86 | 30/1/87 | 13/5/86 | 30/1/87 | 13/5/86 | 30/1/87 | 13/5/86 | 30/1/87 | 13/5/86 | 9/12/86 | 13/5/86 | 9/12/86 | 13/5/86 | 9/12/86 |
| zuurgraad , pH | 4,1 | 4,0 | 4,05 | 4,2 | 3,95 | 4,0 | 4,65 | 4,4 | 4,2 | 4,2 | 4,4 | 4,6 | 4,8 | 4,6 |
| nitraat , NO ₃ mg/l | 68,7 | 102 | 43,6 | 33 | 31,6 | 17,1 | 349 | 356 | 275 | 450 | 78,5 | 164 | 240 | 333 |
| sulfaat , SO ₄ " | 62 | 51 | 46 | 60 | 15 | 22 | 49 | 60 | 237 | 141 | 68 | 70 | 98 | 208 |
| opg.org.koolstof, DOC " | 3,4 | 2,9 | 1,7 | 1,6 | 1,7 | 1,4 | 8,1 | 9,0 | 8,2 | 4,9 | 10,0 | 9,4 | 24 | 18 |
| geleidingsvermogen mS/m | 29,5 | 23 | 20,5 | 22,5 | 12,5 | 10,5 | 87 | 85,5 | 125 | 116 | 33,5 | 46,5 | 79 | 117 |
| natrium , Na mg/l | 5,5 | 4,5 | 3,5 | 4,5 | 1,5 | 2,0 | 19,5 | 15,5 | 51,0 | 47,5 | 10,0 | 11,5 | 20,0 | 27,5 |
| kalium , K " | 5,9 | 6,5 | 2,0 | 2,3 | 0,8 | 0,8 | 82 | 65 | 52,0 | 23,6 | 17,2 | 21,9 | 57,8 | 70 |
| aluminium , Al " | 11 | 8,3 | 4,7 | 1,8 | 6,9 | 5,5 | 4,6 | 3,8 | 22 | 20 | 1,9 | 2,5 | 1,2 | 3,5 |
| zink , Zn " | 0,63 | 1,10 | 0,53 | 0,42 | 0,26 | 0,26 | 0,06 | 0,05 | 1,10 | 0,57 | < 0,02 | < 0,02 | 0,34 | 0,20 |
| ijzer , Fe µg/l | 33 | 45 | 32 | 47 | 10 | 49 | 35 | 39 | 1200 | 25 | 30 | 28 | 37 | 58 |
| mangaan , Mn " | 130 | 260 | 180 | 270 | 31 | 50 | 19 | 21 | 280 | 290 | 32 | 60 | 610 | 710 |
| koper , Cu " | 162 | 16 | 21 | 18 | 12 | 15 | 24 | 14 | 16 | 81 | 5,3 | 115 | 17 | 346 |
| kwik , Hg " | < 0,5 | < 0,1 | < 0,5 | < 0,1 | < 0,5 | < 0,1 | < 0,5 | < 0,1 | < 0,5 | < 0,1 | < 0,5 | < 0,1 | < 0,5 | < 0,1 |
| arsen , As " | 3,7 | 2,4 | 2,0 | 1,1 | 2,3 | 1,6 | 2,4 | 1,8 | 7,2 | 1,2 | 1,6 | < 0,2 | 2,9 | 0,35 |
| cadmium , Cd " | 10 | 14 | 1,6 | 1,4 | 7,1 | 2,1 | 1,2 | 0,8 | 13 | 5,2 | 0,17 | 0,15 | 1,3 | 1,6 |
| nikkel , Ni " | 30 | 49 | 140 | 184 | 16 | 15 | 5,5 | 1,5 | 356 | 44 | 4,0 | 8,5 | 62 | 92 |
| lood , Pb " | 2,4 | 1,1 | 3,8 | 1,4 | 1,6 | 3,0 | 6,5 | 3,6 | 4,7 | 4,0 | 1,0 | 0,8 | 4,9 | 3,6 |
| seleen , Se " | < 1 | < 0,5 | < 1 | < 0,5 | < 1 | < 0,5 | < 1 | < 0,7 | < 1 | < 0,5 | < 1 | < 0,5 | < 1 | < 0,5 |
| antimoon , Sb " | < 0,2 | - | < 0,2 | - | < 0,2 | - | < 0,2 | - | < 0,2 | - | < 0,2 | - | < 0,2 | - |
| chroom , Cr " | 1,3 | 1,0 | 1,2 | 0,9 | 0,8 | 0,5 | 1,1 | 1,5 | 2,7 | 2,4 | 0,9 | 1,6 | 3,4 | 3,6 |
| zilver , Ag " | < 0,1 | - | < 0,1 | - | < 0,1 | - | < 0,1 | - | < 0,1 | - | < 0,1 | - | < 0,1 | - |
| barium , Ba " | 55 | 58 | 39 | 55 | 58 | 56 | 93 | 92 | 44 | 50 | 46 | 73 | 174 | 64 |

- : niet gemeten

1) : in duplo monster 25 µg/l

1
3
1

Tabel 8.2 Onderzoeksresultaten voor diep grondwater

| lokatie | pompput 5A | peilfilter 5A | pompput 6A | pompput 11 | waarde waterleidingbesluit | referentiewaarde |
|---------------------------|----------------------|-------------------|-----------------------|------------|----------------------------|------------------|
| filterdiepte datum | 16,9-23,0 25-26/2/87 | 27,0-29,0 18/2/87 | 17,75-25,0 24-25/2/78 | 84/86 1) | | |
| zuurgraad , pH | 5,95 | - | 6,1 | - | 7-9,5 | - |
| nitraat , NO ₃ | 2,0 | - | 0,8 | - | 50 | - |
| sulfaat , SO ₄ | 116 | - | 140 | - | 100 | - |
| opg.org.koolstof, DOC | - | - | - | - | - | - |
| geleidingsvermogen | 39,5 | - | 44,5 | - | 125 | - |
| natrium , Na | 18,0 | - | 20,5 | - | 120 | - |
| kalium , K | 3,0 | - | 3,3 | - | 12 | - |
| aluminium , Al | 0,365 | 0,075 | 0,30 | - | 0,2 | - |
| zink , Zn | 0,085 | 0,160 | 0,06 | 0,08-0,4 | 0,1 | 0,05 |
| ijzer , Fe | 12700 | - | 15700 | - | 200 | - |
| mangaan , Mn | 330 | - | 330 | - | 50 | - |
| koper , Cu | 10 | < 10 | < 10 | < 10-20 | 100 | 20 |
| kwik , Hg | < 0,1 | - | < 0,1 | - | 1 | 0,2 |
| arsen , As | 3 | 9 | 5 | 8,6-10 | 50 | 10 |
| cadmium , Cd | < 0,1 | 0,2 | 0,1 | 0,2-1 | 5 | 1 |
| nikkel , Ni | < 5 | 8 | < 5 | 21-106 | 50 | 20 |
| lood , Pb | < 1 | < 1 | < 1 | < 1-32 | 50 | 20 |
| seleen , Se | < 2 | < 2 | < 2 | < 2 | 10 | - |
| antimoon , Sb | - | - | - | - | 10 | - |
| chroom , Cr | < 0,5 | < 0,5 | < 0,5 | < 0,5 | 50 | 20 |
| zilver , Ag | - | - | - | - | 10 | - |
| barium , Ba | 90 | 48 | 75 | 68-80 | 500 | 50 |
| tin , Sn | < 5 | < 5 | < 5 | < 5 | - | 10 |
| cobalt , Co | 10 | 15 | 3 | 14-100 | - | 20 |

- : niet gemeten of opgegeven

1) : gemeten waarden in 1984 t/m 1986

Macro-parameters:

De gemeten pH-waarden zijn een fractie lager voor de lokaties gelegen in het bos (NP5, 26 en 27) ten opzichte van de geselecteerde lokaties bij maispercelen. Op de lokatie NP5 is in 1986 het bos gekapt. Zowel het DOC-gehalte als het nitraatgehalte is daar licht toegenomen door mineralisatie terwijl er geen opname meer plaatsvindt. Bij maispercelen zijn de nitraatgehalten sterk en de sulfaatgehalten licht verhoogd door bemesting. Deze verhoging is het sterkst in de peilfilters NP14, 23 en 32 en in mindere mate in peilfilter NP17.

Deze resultaten komen overeen met de uitgebreide analyseresultaten van alle ondiepe filterbuizen (zie hoofdstuk 5). Bij maisteelt treden verhoogde DOC-gehalten in het ondiepe grondwater op.

Kwik, seleen, antimoon, zilver:

Voor de in de waterleidingwet genoemde metalen kwik, seleen, antimoon en zilver zijn geen meetbare gehalten aangetroffen in het grondwater onder bos en bij maispercelen of in het diepe grondwater. De daarbij gehanteerde detectiegrenzen lagen ver onder de in de waterleidingwet genoemde normen.

Chroom:

De gehalten varieerden van 1-4 $\mu\text{g/l}$ met de hoogste waarden voor NP14 en 32. Deze waarden liggen ver beneden de vermelde waarden van 50 $\mu\text{g/l}$ in de drinkwaterwet en 20 $\mu\text{g/l}$ (A-niveau). In het diepe grondwater zijn geen meetbare gehalten aangetroffen ($< 0,5 \mu\text{g/l}$).

Barium:

De gehalten variëren van 40-90 $\mu\text{g/l}$ voor zowel het ondiepe als diepe grondwater met één uitschieter van 174 $\mu\text{g/l}$. Deze waarde werd bij de tweede bemonstering en analyse niet bevestigd. De gevonden gehalten liggen beneden de waarde genoemd in de waterleidingwet (500 $\mu\text{g/l}$) en schommelen tot een factor 2 rond het A-niveau van 50 $\mu\text{g/l}$.

Arseen:

De gehalten bedragen 1-10 $\mu\text{g/l}$ en kunnen niet als verhoogd worden

beschouwd ten opzichte van het referentieniveau voor arseen. De gehalten in ondiep grondwater onder bos met een wat lagere pH dan die van de overige onderzochte lokaties waren niet significant verhoogd.

De gevonden gehalten kunnen sterk wijzigen in de diepte van de bodem door verandering van de pH en de mate van anaerobie. Deze wijziging kan zowel een toename als een afname zijn. Bij een hogere pH lossen een aantal stoffen slechter op terwijl onder reducerende omstandigheden omzettingen kunnen plaatsvinden in meer mobiele vormen. Zo gaat het arsenaat, aanwezig in glauconiet, bij lage pH in oplossing en wordt het onder reducerende omstandigheden omgezet in het zeer mobiele, relatief goed oplosbare arseniet-ion.

Cadmium:

De gevonden gehalten variëren van 0,2-14 $\mu\text{g/l}$. Verhoogde waarden zijn gevonden zowel onder bos (NP5) als bij maisvelden (NP14). Deze gehalten liggen boven de norm vermeld in de waterleidingwet. In het diepe grondwater zijn geen verhoogde cadmiumgehalten aangetroffen, deze bedroegen minder dan 1 $\mu\text{g/l}$.

Nikkel:

De gehalten variëren van circa 5-360 $\mu\text{g/l}$. Ook hier werden eenmalig hoge waarden aangetroffen in het grondwater onder bos (184 $\mu\text{g/l}$) en bij maispercelen (NP14, 356 $\mu\text{g/l}$). De norm in de waterleidingwet bedraagt 50 $\mu\text{g/l}$. In het ruwe diepe grondwater wordt dit gehalte een aantal maal overschreden in pompput 11.

Lood:

De gehalten variëren van 1-7 $\mu\text{g/l}$ en tonen geen significante verschillen tussen grondwater onder bos of bij maispercelen. De waarden liggen nog onder de referentiewaarde (A-niveau, 20 $\mu\text{g/l}$) en ver beneden de in de waterleidingwet vermelde waarde.

Koper:

De gehalten bedragen 10-25 $\mu\text{g/l}$ met uitschieters voor NP5 (bos, 162 $\mu\text{g/l}$), NP17 (mais, 115 $\mu\text{g/l}$) NP14 (mais, 81 $\mu\text{g/l}$) en NP32 (mais, 346 $\mu\text{g/l}$).

Deze gehalten zijn op geen enkele lokatie bij het herhalingsonder-

zoek bevestigd en worden ook niet bevestigd door metingen in ongefiltreerde watermonsters verricht door het Waterleidinglaboratorium Zuid. In het diepe grondwater zijn geen verhoogde waarden waargenomen ($\leq 10 \mu\text{g/l}$).

Zink:

De gehalten lopen uiteen van 0,02-1,1 mg/l.

Hogere waarden worden zowel onder bos als bij mais gevonden. Deze waarden overschrijden de waarde in de waterleidingwet en de referentiewaarde. Dit is ook het geval voor het diepe ruwe water van pompput 11.

Overigens betekenen eventueel verhoogde gehalten aan zware metalen in het ruwe grondwater niet altijd een directe bedreiging voor de drinkwaterkwaliteit; de gehalten in het reine water worden mede bepaald door de toegepaste zuivering.

Aluminium:

De gevonden waarden zijn sterk verhoogd voor zowel het grondwater onder bos als bij maispercelen.

Zeer hoge gehalten van meer dan 10 mg/l worden alleen aangetroffen in het ondiepe grondwater; de gehalten in het ruwe water van de pompputten 5A en 6A liggen wel boven de norm voor drinkwater, welke 0,2 mg/l bedraagt.

IJzer en mangaan:

De gehalten bedragen voor mangaan 20-700 $\mu\text{g/l}$ en voor ijzer 10-60 $\mu\text{g/l}$ met een niet bevestigde waarde van 1.200 $\mu\text{g/l}$. In het diepere anaerobe grondwater stijgen deze gehalten voor ijzer tot meer dan 10 mg/l. Om te voldoen aan de norm vindt daarom bij de zuivering een ontijzering plaats.

Natrium en kalium:

De gehalten in het ondiepe grondwater onder bos variëren voor Na en K van 1-5 mg/l; bij maispercelen liggen deze waarden voor natrium tussen de 10-50 mg/l en voor kalium tussen 20-80 mg/l.

Deze waarden voor kalium liggen ver boven de norm van 12 mg/l voor drinkwater. Voor natrium is dit niet het geval (norm 120 mg/l).

8.4 Conclusies

- De elementen kwik, arseen, lood, seleen, antimoon, chroom, barium en zilver overschreden de waarden genoemd in de waterleidingwet niet. Voor koper, cadmium en nikkel werd incidenteel een verhoogde waarde gemeten welke bij een tweede bemonstering niet altijd werd bevestigd.
- De onderzoeksresultaten geven slechts een indicatie voor de samenstelling van het ondiepe grondwater. De gevonden resultaten geven geen verhoogde gehalten te zien van de verschillende elementen met uitzondering van aluminium, zink en kalium. Voor deze elementen werden soms waarden ver boven de norm in de waterleidingwet vastgesteld.
- Er moet rekening worden gehouden met een verder gaande verzuring van het grondwater in de diepte, waardoor de gehalten voor onder andere aluminium, zink en kalium in het diepe ruwe water, wat gewonnen wordt voor de drinkwaterbereiding, in de toekomst zullen stijgen.
- Aanbevolen wordt het verloop van deze parameters in het diepere grondwater in de komende jaren te volgen door analyse van grondwatermonsters uit de boringen uitgerust met minifilters. Dit mede op basis van het complexe en daardoor moeilijk voorspelbare gedrag van veel elementen in de bodem door de vele mogelijke vormen waarin zij aanwezig kunnen zijn afhankelijk van diverse geochemische processen.

8.5 Geraadpleegde literatuur

- Flink, J. (1985). De verspreiding van arseen in het grondwater in zuidelijk Noord-Brabant, rap. nr. 840348004; Leidschendam (RIVM).
- Gerardts, H.J.M.H. (1985) Waterleidingwet, Grondwaterwet Waterleidingbedrijven; 5e druk; Zwolle (W.E.J. Tjeenk Willink).
- Ministerie van VROM (1983). Leidraad bodemsanering, 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij.

9 BESTRIJDINGSMIDDELEN IN GRONDWATER

9.1 Inleiding

In het kader van het onderzoek "Bescherming Waterwingebieden" heeft een inventariserend onderzoek plaatsgevonden naar het voorkomen van grondontsmettings- en bestrijdingsmiddelen in grondwater.

Doel van het onderzoek was na te gaan of in praktijksituaties in Nederland een aantal van deze middelen in het grondwater geraken. Voor dit onderzoek zijn een drietal kwetsbare lokaties uitgekozen op basis van het landgebruik, namelijk daar waar op grote schaal monoculturen geteeld worden. In de waterwingebieden te Noordbargeres, Archemerberg en Vierlingsbeek is met een frequentie van 2-4 maal per jaar het eerst bedreigde, ondiepe grondwater onderzocht waarna afhankelijk van de resultaten ook het diepere grondwater bij het onderzoek betrokken wordt.

Dit ter ondersteuning en mogelijke bevestiging van hydrologische rekenmodellen waarmee de verplaatsing en bedreiging van het ruwe grondwater, dat gewonnen wordt voor de drinkwatervoorziening, kan worden voorspeld.

Directe aanleiding voor dit deelonderzoek vormden de resultaten van een landelijk onderzoek naar de grondwaterkwaliteit in waterwingebieden verricht door het Keuringsinstituut van Waterleidingartikelen (KIWA) in opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer (VROM) waarbij in 1984 1,2-dichloorpropan (DCP) in het ruwe grondwater van de pompstations Gasselte, Noordbargeres en Valtherbosch werd aangetroffen (Veenendaal et al., 1986). In 1986 bleek deze stof ook aanwezig in het ruwe water van Beilen en de Groeve. DCP is een verontreiniging in het grondontsmettingsmiddel 1,3-dichloorpropeen, dat in de aardappelteelt wordt toegepast. Het gebruik van grondontsmettingsmiddelen, gedrag van DCP in de bodem en de hydrologische berekeningen zijn samengevat in het rapport 1,2-dichloorpropan in grondwater (1987).

Andere grondontsmettingsmiddelen die toegepast worden bij de fabrieksaardappelenteelt zijn metamnatrium (dit wordt omgezet in methylisothiocyanaat), aldicarb, ethoprofos en oxamyl. De mogelijke aanwezigheid van deze middelen is onderzocht in het grondwater te Noordbargeres, een lokatie waar veel aardappelenteelt plaatsvindt.

De laatste jaren vindt er een uitbreiding van de maisteelt plaats. Deze op grote schaal toegepaste maisteelt gaat gepaard met bemesting en het gebruik van onkruidbestrijdingsmiddelen. In Archemerberg en Vierlingsbeek vindt onderzoek naar onkruidbestrijdingsmiddelen in het grondwater bij maispercelen plaats. Op grond van informatie van landbouw-consulenten, het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) en het Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen (IOB) is gekozen voor een beperkt analysepakket van herbiciden. De volgende onkruidbestrijdingsmiddelen en metaboliëten zijn in het grondwater te Archemerberg en Vierlingsbeek onderzocht: alachloor, metolachloor, atrazin, bentazon, anthranilzuur-isopropylamide (metaboliëte van bentazon), cyanazin, desethylatrazin (metaboliëte van atrazin), desisopropylatrazin (metaboliëte van atrazin), propazin en simazin.

In Archemerberg wordt op de Archemeres en Lemeleres vanaf 1975 voortdurend mais geteeld. Uit een enquête bij loonbedrijven bij Archemerberg bleek dat daarbij alachloor, atrazin en bentazon zijn gebruikt. Archemerberg heeft een aerobe winning waarvan de bodem in de onverzadigde zône een laag organisch stofgehalte bevat. De grondwaterspiegel bedraagt meer dan 5 m-mv.

Binnen het waterwingebied Vierlingsbeek is de informatie over het gebruik van bestrijdingsmiddelen niet beschikbaar. Er vindt veel wisselbouw plaats. De bodem bevat een laag organisch stofgehalte; de grondwaterspiegel bevindt zich daar op circa 3 m-mv.

9.2 Gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem

De parameters die bepalen of bestrijdingsmiddelen in het grondwater geraken zijn onder andere: de mate van adsorptie aan bodemdeeltjes en de afbraaksnelheid van het bestrijdingsmiddel in de bodem. Hiervoor medebepalend is de bodemsamenstelling (organisch stofgehalte, diepte grondwaterspiegel, lutum gehalte, pH en doorlaatbaarheid). Daarnaast speelt de gebruikte hoeveelheid middel per hectare een belangrijke rol.

Bestrijdingsmiddelen met een lage verdelingscoëfficiënt (verdeling van een middel tussen grond en water) en een lage afbraak snelheid kunnen in het grondwater geraken.

In tabel 9.1 en 9.2 zijn de verdelingscoëfficiënten (K_{ds} $\text{dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$), de afbraaksnelheid (DT 50, halfwaardetijd in dagen), de maximale dosering (kg/ha) en de toelating van deze bestrijdingsmiddelen binnen waterwingebieden weergegeven. Deze waarden zijn veelal via laboratoriumexperimenten bepaald en moeten als ruwe richtwaarden worden beschouwd.

Van de genoemde middelen in tabel 9.1 werden 1,3-dichloorpropeen en metamnatrium als vloeibare grondontsmettingsmiddelen op grote schaal toegepast in Noordbargeres.

Volgens gegevens van de Plantenziektenkundige dienst te Exlo worden de granulaten ethoprofos, oxamyl en aldicarb op veel geringere schaal gebruikt (rapport dichloorpropan in grondwater).

Het middel 1,3-dichloorpropeen bevat als industriële verontreinigingen onder andere 1,2-dichloorpropan (DCP), 1,2,3-trichloorpropan en 1,2,2-trichloorpropan. 1,3-Dichloorpropeen is zeer mobiel en breekt snel af tot 3-chloorallylalkohol. 3-Chloorallylalkohol breekt zeer snel af (DT50: 1-2 dagen, Van Dijk, 1974). DCP is zeer mobiel en breekt slecht af. DCP is reeds in de bronnen van het pompstation Noordbargeres aangetroffen.

Metamnatrium vormt in de bodem zeer snel methylisothiocyanaat. Methylisothiocyanaat is zeer mobiel en breekt snel af tot H_2S , CS_2 en organische sulfiden (Smelt, 1983).

Tabel 9.1 Grondontsmettingsmiddelen in de aardappelteelt

| Middel | Kads. dm ³ kg ⁻¹ | DT-50 dagen | | max. dose- ring in aard- appelteelt kg.ha ⁻¹ | Toe- la- ting |
|---------------------------|---|----------------|---------------------|--|---------------------|
| | | aeroob | anaeroob | | |
| aldicarb | <0,1 | 7-50 | 5-131 ¹⁾ | 3 | - |
| aldicarb- sulfoxide | <0,1 | 14-70 | 5-131 ¹⁾ | - | - |
| aldicarb- sulfon | <0,1 | 28-70 | 5-131 ¹⁾ | - | - |
| 1,3-dichloor- propeen | 0,1-0,2 | 6-50 | - | 200 | - |
| 1,2-dichloor- propaan | 0,1-0,3 | 40-∞ | ∞ | - | - |
| ethoprofos | 0,8-7,5 | 27-84 | - | 10 | + |
| metam- natrium | 0,1-0,3 | 0,25 | - | 150 | + |
| methyliso- thiocyanaat | 0,1-0,3 | 9 | - | | + |
| oxamyl | 0,1-0,3 | 30 | 0,2-0,3 | 4 | + |

+ witte lijst, toegelaten binnen waterwingebieden

- zwarte lijst, niet toegelaten in waterwingebieden

1) Ferro-ionen kunnen de afbraak in anaeroob milieu versnel-
len

Ethoprofos verplaatst zich langzaam in de bodem en is matig per-
sistent (Smelt, 1977).

Oxamyl is mobiel en matig persistent. Oxamyl is vooral in 1979
toegepast. In anaerobe toestand kan onder invloed van ferro-ionen
afbraak optreden (Bromilow, 1986).

Aldicarb wordt in Noordbargeres op zeer geringe schaal toegepast.
Aldicarb is een zeer mobiele stof die in aerobe situaties omzet
tot aldicarbsulfoxide en aldicarbsulfon. Deze metabolieten zijn

mobiel en matig persistent. In anaerobe milieus kan onder invloed van ferro-ionen afbraak optreden van aldicarb en zijn metabolieten tot nitrillen (Bromilow, 1986).

Tabel 9.2 Onkruidbestrijdingsmiddelen in de maisteelt

| Middel | Kads. $\text{dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ | DT-50 dagen | Dosering in de maisteelt $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ | Toelating |
|--------------|---|----------------|---|-----------|
| alachloor | 0,3- 3,7 | 4- 38 | 2,5 | - |
| metolachloor | 1,5-10 | 26-100 | 1,1 | - |
| atrazin | 0,4- 6 | 40-130 | 1,0 | + |
| cyanazin | 0,5- 2 | 10- 40 | - | + |
| propazin | 1 - 5 | 50-150 | - | + |
| simazin | 1 - 5 | 40-140 | - | + |
| bentazon | <0,1 | 14- 60 | 0,8-1,5 | - |

+ witte lijst, toegelaten binnen waterwingebieden

- zwarte lijst, niet toegelaten binnen waterwingebieden.

Van de in tabel 9.2 genoemde onkruidbestrijdingsmiddelen is atrazin het meest toegepaste middel in de maisteelt. Door zijn matig persistente en matig mobiele karakter wordt deze stof in binnen- en buitenland in het grondwater aangetroffen (Loch, 1986). Atrazin vormt twee vrij mobiele metabolieten desethylatrazin en desisopropylatrazin. Uit kolomproeven bleek dat desethylatrazin mobieler is dan atrazin (Loch, 1985). Cyanazin, simazin en propazin hebben vergelijkbare eigenschappen als atrazin maar worden op geringere schaal toegepast.

Bentazon is een zeer mobiele stof. De afbraaksnelheid zal bepalen of dit middel in het grondwater geraakt. Het hydrolyseprodukt van bentazon is anthranilzuur-isopropylamide. Alachloor en metolachloor zijn matig persistent en matig mobiel. Ze vormen mogelijk mutagene metabolieten die persistent en mobiel zijn.

9.3 Resultaten en discussie

9.3.1 Grondontsmettingsmiddelen in grondwater te Noordbargeres

In het waterwingebied is het grondwater van diverse waarnemingsputten onderzocht met behulp van de gasstrip-gaschromatografie-massaspectrometrie techniek. Met deze techniek worden vluchtige, niet-polaire organische verbindingen aangetoond. In tabel 9.3 zijn de resultaten voor de diverse onderzochte componenten weergegeven.

Tabel 9.3 Analyseresultaten van grondontsmettings-middelen te Noordbargeres

| Component* | N1 | N1 | N1 | N1 | N2 | N2 | N2 | N2 | N2 |
|------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | filter 1 17-18 m | filter 1 17-18 m | filter 2 23-24 m | filter 5 55-56 m | filter 1 14-15 m | filter 2 22-23 m | filter 2 22-23 m | filter 2 22-23 m | filter 6 50-51 m |
| | 10-6-86 | 16-9-86 | 10-6-86 | 10-6-86 | 16-9-86 | 11-6-86 | 16-9-86 | 25-11-86 | 11-6-86 |
| 1,2-dichloorpropaan | < | < | < | < | 0,4 | 3,7 | 0,2 | 2 | < |
| 1,2,3-trichloorpropaan | < | < | < | < | < | 0,15 | 0,1 | < | < |
| 1,2,2-trichloorpropaan | < | < | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,3-dichloorpropaan | < | < | < | < | < | < | < | < | < |
| methylisothiocyanaat | < | < | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,3-dichloorpropeen | < | < | < | < | < | < | < | < | < |

| Component* | N4 | N4 | N4 | N4 | N4 |
|------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | filter 1 14-15 m | filter 1 14-15 m | filter 2 27-28 m | filter 3 39-40 m | filter 4 48-49 m |
| | 26-5-86 | 17-9-86 | 26-5-86 | 26-5-86 | 26-5-86 |
| 1,2-dichloorpropaan | 3,8 | 1,0 | < | < | < |
| 1,2,3-trichloorpropaan | 0,3 | 0,1 | < | < | < |
| 1,2,2-trichloorpropaan | 0,1 | 0,1 | < | < | < |
| 1,3-dichloorpropaan | < | < | < | < | < |
| methylisothiocyanaat | 0,05 | < | < | < | < |
| 1,3-dichloorpropeen | < | < | < | < | < |

* concentraties in µg/l

< niet aangetoond; onderste analyse grens 0,05 µg/l

| Component* | N5 | N5 | N5 | N5 | N5 | N5 | N5 |
|------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | filter 1 12-13 m | filter 1 12-13 m | filter 2 22-23 m | filter 2 22-23 m | filter 2 22-23 m | filter 3 31-32 m | filter 4 37-38 m |
| | 27-5-86 | 17-9-86 | 27-5-86 | 17-9-86 | 25-11-86 | 27-5-86 | 27-5-86 |
| 1,2-dichloorpropaan | 1,1 | 0,5 | 50 | >40 ¹⁾ | 160 | < | < |
| 1,2,3-trichloorpropaan | < | < | 0,9 | 1,2 | 8,4 | < | < |
| 1,2,2-trichloorpropaan | < | < | 0,2 | 0,2 | 0,8 | < | < |
| 1,3-dichloorpropaan | < | < | < | 0,4 | < | < | < |
| methylisothiocyanaat | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,3-dichloorpropeen | < | < | < | < | < | < | < |

| Component* | N6 | N6 | N6 | N7 | N8 | N8 | N8 | N8 | N8 | N8 |
|------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | filter 1 10-11 m | filter 1 10-11 m | filter 2 22-23 m | filter 3 55-56 m | filter 1 13-14 m | filter 2 13-14 m | filter 2 19-20 m | filter 2 19-20 m | filter 3 26-27 m | filter 4 38-39 m |
| | 9-6-86 | 15-9-86 | 10-6-86 | 9-6-86 | 28-5-86 | 18-9-86 | 28-5-86 | 18-9-86 | 29-5-86 | 29-5-86 |
| 1,2-dichloorpropaan | < | < | < | < | 2,4 | 0,9 | 3,0 | 1,0 | < | < |
| 1,2,3-trichloorpropaan | 9,1 | 2,8 | < | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,2,2-trichloorpropaan | < | < | < | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,3-dichloorpropaan | < | < | < | < | < | < | < | < | < | < |
| methylisothiocyanaat | < | < | < | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,3-dichloorpropeen | < | < | < | < | < | < | < | < | < | < |

| Component* | N9 | N9 | N9 | N9 | O5 | O6 | O7 | ruw water |
|------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------|
| | filter 44-45 m | filter 52-53 m | filter 57-58 m | filter 67-68 m | filter 19-21 m | filter 26-28 m | filter 35-37 m | |
| | 25-5-86 | 29-5-86 | 28-5-86 | 28-5-86 | 12-6-86 | 12-6-86 | 12-6-86 | 25-6-86 |
| 1,2-dichloorpropaan | < | < | < | < | < | < | < | 2,3 |
| 1,2,3-trichloorpropaan | < | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,2,2-trichloorpropaan | < | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,3-dichloorpropaan | < | < | < | < | < | < | < | < |
| methylisothiocyanaat | < | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,3-dichloorpropeen | < | < | < | < | < | < | < | < |

| Component* | B | B | B | C | C | G | G | H | H | H |
|------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|---------------------|-------------------|
| | filter 8-9 m | filter 8-9 m | filter 8-9 m | filter 33-34 m | filter 33-34 m | filter 9-10 m | filter 9-10 m | filter 1 7-8 m | filter 2 48-49 m | filter 1 7-8 m |
| | 30-5-86 | 15-9-86 | 25-11-86 | 30-6-86 | 16-9-86 | 30-5-86 | 15-9-86 | 9-6-86 | 9-6-86 | 15-9-86 |
| 1,2-dichloorpropaan | 27 | 3,5 | 5,7 | 0,1 | < | < | < | 0,25 | < | < |
| 1,2,3-trichloorpropaan | 5,6 | 2,0 | 6,3 | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,2,2-trichloorpropaan | 0,2 | 0,05 | 0,5 | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,3-dichloorpropaan | < | < | < | < | < | < | < | < | < | < |
| methylisothiocyanaat | < | < | < | < | < | < | < | < | < | < |
| 1,3-dichloorpropeen | < | < | < | < | < | < | < | < | < | < |

* concentraties in µg/l

< = niet aangetoond; onderste analysegrens 0,05 µg/l

1) = duplo genomen monster bevat slechts 0,6 µg/l

Methylisothiocyanaat en 1,3-dichloorpropeen werden niet in het grondwater aangetoond. Deze stoffen breken relatief snel af zodat ze het grondwater mogelijk niet bereiken (grondwaterspiegel >6 m-mv).

1,3-Dichloorpropan werd aangetoond bij N5 (22-23 m).

De gevonden gehalten aan 1,2-dichloorpropan (DCP) kunnen op lokale schaal niet verklaard worden. Bij N5 (22-23 m) zijn zeer hoge gehalten aan DCP gemeten waarbij een toename in het gehalte DCP in de tijd wordt geconstateerd. De maximale diepte waarop DCP is aangetoond is 33-35 m (lx).

Er worden wisselende gehalten gemeten aan 1,2,3-trichloorpropan. 1,2,2-trichloorpropan werd in lagere concentraties aangetroffen dan 1,2,3-trichloorpropan.

In het onttrokken ruwe water voor de drinkwater bereiding werd alleen DCP aangetoond, 1,2,3- en 1,2,2-trichloorpropan werden niet aangetroffen.

De resultaten van de chemische analyses bleken bij de eerste bemonstering gemiddeld hoger dan bij de tweede bemonstering. Ter controle op mogelijke foutenbronnen die kunnen ontstaan bij de monsterneming, opslag en analyse van monsters zijn daarom bij de derde inventarisatie een beperkt aantal lokaties, die onderling in grondwaterstand verschilden, bemonsterd. In november 1986 zijn hiertoe de monsterpunten Wp B (filterdiepte 8-9 m, grondwaterstand 5,60 m-mv), N2 (22-23 m, 13,60 m-mv) en N5 (22-23 m, 8,50 m-mv) driemaal achter elkaar bemonsterd nadat de peilbuizen op de gebruikelijke wijze waren voorgespoeld.

Identieke deelmonsters van de eerste monsterneming zijn ook op latere tijdstippen, dat wil zeggen na 1-4 weken, geanalyseerd. De resultaten zijn weergegeven in tabel 9.4.

Tabel 9.4 Resultaten van de bemonstering te Noordbargeres
op 25-11-1986

| Monsterpunt | 1,2-di- chloor- propaan* | 1,2,3-tri- chloor- propaan* | 1,2,2-tri- chloor- propaan* |
|-------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| wp B 1e bemonstering | 5,7 | 6,3 | 0,5 |
| wp B 2e bemonstering | 5,6 | 6,2 | 0,1 |
| wp B 3e bemonstering | 6,9 | 7,1 | 0,1 |
| wp B analyse na 1 week | 5,2 | 7,0 | 0,1 |
| wp B idem duplo | 6,1 | 7,1 | 0,2 |
| wp B analyse na 3 weken | 6,2 | 9,3 | 0,2 |
| wp B idem duplo | 6,9 | 9,1 | 0,2 |
| wp N2 1e bemonstering | 2 ¹⁾ | < | < |
| wp N2 2e bemonstering | 2,4 | < | < |
| wp N2 3e bemonstering | 2,1 | < | < |
| wp N5 1e bemonstering | 160 | 8,4 | 0,8 |
| wp N5 2e bemonstering | 165 | 9,4 | 1,1 |
| wp N5 3e bemonstering | 170 | 9,0 | 0,9 |
| wp N5 analyse na 3,5 weken | 150 | 13 | 1,1 |

* concentraties in µg/l

< niet aangetoond; onderste analysegrens 0,05 µg/l

1) gehalte niet betrouwbaar door slechte meting

De spreiding in de analyseresultaten bedraagt circa 10 %.

De bemonstering geschiedt reproduceerbaar.

Bij het koel bewaren van monsters (4°C) zijn er geen significante verschillen te meten door afbraak van de verschillende componenten.

De waarnemingsputten b, g, h, N2, N4, N5, N6, N8 zijn onderzocht op aldicarb en omzettingsprodukten (som aldicarb, aldicarbsulfoxide en aldicarbsulfon) en oxamyl.

De resultaten zijn weergegeven in tabel 9.5.

Tabel 9.5 Onderzoeksresultaten van totaal aldicarb en oxamyl in grondwater te Noordbargeres

| Monsterlokatie | | | aldicarb | oxamyl |
|----------------|--------------|---------|----------|--------|
| Lokatie | Filterdiepte | Datum | µg/l | µg/l |
| WP b | 8- 9 m | 15-9-86 | <0,05 | <0,1 |
| WP g | 9-10 m | 15-9-86 | <0,05 | 0,2 |
| WP h | 7- 8 m | 15-9-86 | <0,05 | <0,1 |
| WP N2 | 14-15 m | 16-9-86 | <0,05 | <0,1 |
| WP N4 | 14-15 m | 17-9-86 | <0,05 | <0,1 |
| WP N5 | 12-13 m | 17-9-86 | <0,05 | <0,1 |
| WP N6 | 10-11 m | 15-9-86 | <0,05 | 0,2 |
| WP N8 | 13-14 m | 18-9-86 | <0,05 | <0,1 |

Aldicarb wordt slechts op geringe schaal toegepast (Dichloorpropaan in grondwater, 1987) en is in het grondwater niet aangetoond. Oxamyl werd in WP g (filterdiepte 9-10 m, grondwaterstand 5 m-mv) en in WP N6 (filterdiepte 10-11 m, grondwaterstand 6 m-mv) aangetroffen.

Uit een inventarisatie van het gebruik van grondontsmettingsmiddelen blijkt dat oxamyl hoofdzakelijk in 1979 is toegepast. In de nabijheid van WPg en WPN6 is oxamyl toen niet toegepast.

Van de granulaten wordt ethoprofos (vanaf 1979) als grondontsmettingsmiddel het meest toegepast (circa 20 % van het totale areaal grondontsmetting). De waarnemingspunten N4, N5 en h zijn onderzocht op ethoprofos. De resultaten zijn weergegeven in tabel 9.6.

Tabel 9.6 Analyseresultaten ethoprofos in grondwater te Noordbargeres

| Lokatie | Filterdiepte | Datum | ethoprofos µg/l |
|---------|--------------|---------|--------------------|
| WP N4 | 14-15 m | 26-5-86 | <0,02 |
| WP N4 | 14-15 m | 17-9-86 | <0,02 |
| WP N4 | 27-28 m | 26-5-86 | <0,02 |
| WP N5 | 12-13 m | 27-5-86 | <0,02 |
| WP N5 | 12-13 m | 17-9-86 | <0,02 |
| WP N5 | 22-23 m | 27-5-86 | <0,02 |
| WP N5 | 22-23 m | 17-9-86 | <0,02 |
| WP h | 7- 8 m | 15-9-86 | <0,02 |

Ethoprofos is niet in het grondwater aangetoond. Uit de literatuur is bekend dat het een weinig mobiele stof is. (Smelt, 1977).

9.3.2 Onkruidbestrijdingsmiddelen in grondwater te Archemerberg

Het grondwater uit de waarnemingsputten A86P35, A86P36, A86P40 en A87P41 is onderzocht op bestrijdingsmiddelen. De resultaten zijn weergegeven in tabel 9.7.

Tabel 9.7 Onderzoeksresultaten van bestrijdingsmiddelen in het grondwater te Archemerberg

| Bestrijdings- middel* | A86P35 16-6-86 | A86P36 16-6-86 | A86P36 13-3-87 | A87P40 13-3-87 | A87P41 13-3-87 |
|----------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Alachloor | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| Atrazin | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| Desethylatrazin | - | - | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| Desisopropyl- atrazin | - | - | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| Bentazon | <1 | <1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| Anthranilzuur- isopropylamide | - | - | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| Cyanazin | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| Metolachloor | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| Propazin | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| Simazin | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |

* concentratie in µg/l

< kleiner dan de detectiegrens

- geen analyse uitgevoerd

Er zijn geen bestrijdingsmiddelen in het grondwater aangetoond. Gelijkzeitig heeft de Waterleidingmaatschappij Overijssel (WMO) uitgebreid onderzoek verricht naar andere bestrijdingsmiddelen in grondwatermonsters uit de waarnemingsputten A86P35 en A86P36. Van de circa 40 onderzochte bestrijdingsmiddelen werd geen enkel middel aangetoond.

De onderzochte middelen en de analysegrenzen zijn vermeld in tabel 9.8.

Tabel 9.8 Vervolg van de onderzoeksresultaten van bestrijdingsmid-
delen in het grondwater te Archemerberg

| Component | Gehalte (µg/l) | Component | Gehalte (µg/l) |
|----------------------------------|-------------------|--|-------------------|
| 1,2-dichloorpropaan | <1 | Azinfos-methyl | <0,1 |
| 1,3-dichloorpropaan | <1 | Bromofos-methyl | <0,1 |
| 1,2-dichloorpropeen | <1 | Chloorfenvinfos | <0,1 |
| Hexachloorbenzeen | <0,01 | Chloorpyrifos | <0,1 |
| Alfa-hexachloor- cyclohexaan | <0,01 | Diazinon | <0,1 |
| Beta-hexachloor- cyclohexaan | <0,01 | Dichloorvos | <0,1 |
| Gamma-hexachloor- cyclohexaan | <0,01 | Dimethonaat | <0,1 |
| Aldrin | <0,01 | Ethoprofos | <0,1 |
| Diieldrin | <0,01 | Parathion-ethyl | <0,1 |
| Endrin | <0,01 | Fenitrothion | <0,1 |
| Alfa-endosulfan | <0,01 | Oxy-demeton-methyl | <0,1 |
| Heptachloor | <0,01 | Fenchloorfos (Ronnel) | <0,1 |
| Heptachloorepoxide | <0,01 | Pentachlooraniline | <0,1 |
| o,p'-DDD | <0,01 | Quintozeen | <0,1 |
| p,p'-DDD | <0,01 | Thiometon | <0,1 |
| o,p'-DDE | <0,01 | Trichloronaat | <0,1 |
| p,p'-DDE | <0,01 | Dithiocarbamaten | <1 |
| o,p'-DDT | <0,01 | Captan | <0,02 |
| p,p'-DDD | <0,01 | Dinoseb | <0,2 |
| | | Dinoterb | <0,2 |
| | | DNOC | <0,2 |
| | | EPTC | <0,2 |
| | | Glyfosaat | <1 |
| | | Glyfosaat-metaboliet (aminomethyl- fosforzuur) | <1 |
| | | Mercaptodimethur | <1 |
| | | Paraquat | <5 |
| | | Pyridaat | <0,5 |

9.3.3 Onkruidbestrijdingsmiddelen in grondwater te Vierlingsbeek

Het grondwater is onderzocht op de aanwezigheid van onkruidbestrijdingsmiddelen; de resultaten zijn weergegeven in tabel 9.9.

Alachloor, metolachloor en propazin werden nergens in het grondwater aangetoond. Atrazin wordt vrijwel uitsluitend in NP23 aangetroffen (0,2-0,8 $\mu\text{g}/\text{l}$).

Door het langdurig gebruik van atrazin kan in de toekomst een verhoging van het atrazingehalte in het grondwater optreden (Friesel, 1987).

Desethylatrazin werd in lage concentraties aangetroffen (0,1-0,2 $\mu\text{g}/\text{l}$). Dit bevestigt de resultaten van lysimeterproeven (Loch, 1985), waaruit blijkt dat desethylatrazin een mobiele metaboliet is van atrazin. Desisopropylatrazin, eveneens een metaboliet van atrazin, werd niet aangetoond in het grondwater, ook niet waar sporen atrazin aanwezig waren.

Bentazon werd bij NP23 en NP32 bij alle bemonsteringen in lage concentraties in het grondwater aangetoond. Door de zwakke binding van bentazon aan bodemdeeltjes ($K_{\text{ads}} < 0,1$) komt bentazon als een front in het grondwater waardoor in de tijd sterk wisselende concentraties kunnen worden gemeten zoals blijkt uit de resultaten voor NP28.

Tabel 9.9 Onderzoeksresultaten van bestrijdingsmiddelen in grondwater te Vierlingsbeek.

| Monsterlokatie (NP putten) en datum | | | | | | | | | | |
|-------------------------------------|----------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|----------|---------|---------|
| Component* | 5 | 7 | 9 | 9 | 9 | 9 | 10 | 10 | 10 | 13 |
| | 11-11-86 | 24-4-86 | 24-4-86 | 7-08-86 | 11-11-86 | 9-03-87 | 7-08-86 | 11-11-86 | 9-03-87 | 9-03-87 |
| alachloor | - | < | < | < | < | < | < | < | < | < |
| atrazin | - | < | < | < | < | < | < | 0,1 | < | < |
| desethylatrazin | - | - | - | - | < | < | - | < | < | 0,1 |
| desisopropylatrazin | - | - | - | - | < | < | - | < | < | < |
| bentazon | < | - | - | - | < | < | - | < | < | < |
| anthranilzuur | - | - | - | - | - | < | - | - | < | < |
| isopropylamide | | | | | | | | | | |
| cyanazin | - | < | < | < | < | 0,6 | < | < | < | < |
| metolachloor | - | < | < | < | < | 0 | < | < | 0 | 0 |
| propazin | - | < | < | < | < | < | < | < | < | < |
| simazin | - | < | < | < | < | < | < | < | < | 0,5 |

| Monsterlokatie (NP putten) en datum | | | | | | | | | |
|-------------------------------------|----------|---------|----------|---------|----------|---------|----------|----------|---------|
| Component* | 17 | 17 | 17 | 17 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 |
| | 24-04-86 | 7-08-86 | 11-11-86 | 9-03-87 | 24-04-86 | 7-08-86 | 11-11-86 | 23-01-87 | 9-03-87 |
| alachloor | < | < | < | < | < | < | < | - | < |
| atrazin | < | < | < | < | 0,6 | 0,8 | 0,2 | - | 0,4 |
| desethylatrazin | - | - | < | 0,1 | - | - | 0,2 | - | 0,2 |
| desisopropylatrazin | - | - | < | < | - | - | < | - | < |
| bentazon | - | - | < | < | - | 0,1 | 0,7 | 0,2 | 0,6 |
| anthranilzuur | - | - | < | < | - | - | - | - | 0,1 |
| isopropylamide | | | | | | | | | |
| cyanazin | 0,05 | < | < | < | < | < | < | - | < |
| metolachloor | < | < | < | 0 | < | < | < | - | 0 |
| propazin | < | < | < | < | < | < | < | - | < |
| simazin | 0,15 | < | < | < | < | < | < | - | < |

| Monsterlokatie (NP putten) en datum | | | | | | | | | |
|-------------------------------------|----------|---------|----------|---------|----------|---------|----------|---------|----------|
| Component* | 23-1 | 23-1 | 23-2 | 23-2 | 23-3 | 23-3 | 28 | 28 | 28 |
| | 23-01-87 | 9-03-87 | 23-01-87 | 9-03-87 | 23-01-87 | 9-03-87 | 24-04-86 | 7-08-86 | 11-11-86 |
| alachloor | - | < | - | < | - | < | < | < | < |
| atrazin | - | < | - | 0,1 | - | < | < | < | 0,1 |
| desethylatrazin | - | < | - | 0,1 | - | < | - | - | 0,1 |
| desisopropylatrazin | - | < | < | < | < | < | - | - | < |
| bentazon | < | < | < | < | < | < | - | - | < |
| anthranilzuur | - | < | - | < | - | < | - | - | - |
| isopropylamide | | | | | | | | | |
| cyanazin | - | < | - | < | - | < | < | < | < |
| metolachloor | - | 0 | - | 0 | - | 0 | < | < | < |
| propazin | - | < | - | < | - | < | < | < | < |
| simazin | - | < | - | < | - | < | < | < | < |

| Monsterlokatie (NP putten) en datum | | | | | | | | | |
|-------------------------------------|----------|---------|----------|---------|----------|---------|----------|----------|---------|
| Component* | 28 | 28 | 30 | 30 | 32 | 32 | 32 | 32 | 32 |
| | 23-01-87 | 9-03-87 | 23-01-87 | 9-03-87 | 24-04-86 | 7-08-86 | 11-11-86 | 30-01-87 | 9-03-87 |
| alachloor | - | < | - | < | < | < | < | - | < |
| atrazin | - | < | - | < | < | < | < | - | < |
| desethylatrazin | - | < | - | < | - | - | < | - | < |
| desisopropylatrazin | - | < | < | < | - | - | < | - | < |
| bentazon | 1,0 | < | 0,2 | < | - | 0,4 | 0,8 | 0,3 | 0,1 |
| anthranilzuur | - | < | - | < | - | - | - | - | - |
| isopropylamide | | | | | | | | | |
| cyanazin | - | < | - | < | < | < | < | - | - |
| metolachloor | - | 0 | - | 0 | < | < | < | - | 0 |
| propazin | - | < | - | < | < | < | < | - | - |
| simazin | - | < | - | < | < | < | < | - | - |

< = kleiner dan de detectiegrens (0,1 µg/l) detectiegrens Alachloor en cyanazin: 0,05 µg/l
 - = geen analyse uitgevoerd
 * gehalten in µg/l
 0 = niet meetbaar door storing

Monsterlokatie en datum

| Component* | mengwater | mengwater | mengwater. | NP 1 | NP 1 | NP 1 |
|---------------------|-----------|-----------|------------|----------|----------|----------|
| | 1 | 2 | 3 | filter 1 | filter 2 | filter 3 |
| | 26-11-85 | 7-08-86 | 23-01-87 | 3-4 m | 11-12 m | 20-21 m |
| alachloor | - | < | - | - | - | - |
| atrazin | - | < | - | - | - | - |
| desethylatrazin | - | - | - | - | - | - |
| desisopropylatrazin | - | - | - | - | - | - |
| bentazon | < | - | < | < | < | < |
| anthranilzuur | - | - | - | - | - | - |
| isopropylamide | - | - | - | - | - | - |
| cyanazin | - | < | - | - | - | - |
| metolachloor | - | < | - | - | - | - |
| propazin | - | < | - | - | - | - |
| simazin | - | < | - | - | - | - |

mengwater 1 : mengwater van de pompputten 10 en 11

mengwater 2 : mengwater van de pompputten 1, 4, 5, 9, 10, 11, 13, 14 en 15

mengwater 3 : mengwater van de pompputten 4, 5, 9, 10, 11, 13, 14 en 15

< = kleiner dan de detectiegrens (0,1 µg/l) detectiegrens alachloor en cyanazin: 0,05 µg/l

- = geen analyse uitgevoerd

* gehalten in µg/l

Cyanazin werd eenmaal aangetroffen in NP9 met een gehalte van 0,6 µg/l.

Er werd tweemaal een gehalte aan simazin gemeten: NP13 (0,5 µg/l) en NP17 (0,15 µg/l).

De onderzochte lokaties waren representatief voor grondwater bij maispercelen met uitzondering van NP5 welke eenmaal als onverdacht grondwater als referentie werd onderzocht. Het onderzoek uitgevoerd in het grondwater direct onder een maisperceel gaf geen hogere gehalten voor de onderzochte en aangetroffen middelen te zien, ook hier ontbreken echter de gebruiksgegevens. Bovendien kon deze lokatie slechts tweemaal kort na elkaar worden onderzocht.

In het diepere grondwater is geen enkel onkruidbestrijdingsmiddel aangetroffen.

9.4 Conclusies en aanbevelingen voor verder onderzoek

- In Noordbargeres werd 1,2-dichloorpropaan op verschillende lokaties en diepten aangetoond. Op lokale schaal kunnen de gevonden gehalten aan 1,2-dichloorpropaan niet verklaard worden uit het gebruik van ontsmettingsmiddelen ter plaatse. Vlakbij de pompputten werd op een diepte van 22-23 m-mv de hoogste concentratie aan 1,2-dichloorpropaan gemeten (160 µg/l). In het onttrokken ruwe mengwater van het pompstation Noordbargeres werd alleen 1,2-dichloorpropaan aangetoond.

Ook 1,2,3-trichloorpropaan werd in hoge concentraties in het

grondwater tot een diepte van 23 meter aangetroffen (maximale waarde 9 µg/l). 1,2,2-trichloorpropaan werd vaak in lagere concentraties aangetoond (maximaal 0,8 µg/l). 1,3-dichloorpropaan werd eenmaal aangetoond. Methylisothiocyanaat en 1,3-dichloorpropeen werden niet in het grondwater aangetoond, mogelijk kan dit verklaard worden uit de relatief snelle afbraak van deze stoffen. Aldicarb werd op geringe schaal toegepast en is niet in het grondwater aangetoond.

Op een tweetal lokaties werd oxamyl in lage concentraties aangetroffen. Ethoprofos is een weinig mobiele stof die niet in het grondwater is aangetoond.

Door vervolg-onderzoek naar de aanwezigheid van grondontsmetingsmiddelen in het grondwater in Noordbargeres kan de verandering van het gehalte 1,2-dichloorpropaan en 1,2,3-trichloorpropaan in het grondwater in de tijd vastgesteld worden. Onderzocht moet worden of dit verloop kan worden gerelateerd aan het plaatselijke gebruik van de middelen op een aantal geselecteerde lokaties. Om na te gaan of 1,3-dichloorpropeen, methylisothiocyanaat, aldicarb, ethoprofos en oxamyl onder aardappelpercelen in het grondwater kunnen geraken wordt verder onderzoek uitgevoerd bij monsterlokaties (Valtherbosch) met een oudiepere grondwaterstand. Daarnaast zal nagegaan dienen te worden of ook andere bestrijdingsmiddelen zoals loofdoodmiddelen (dinoseb) in het grondwater kunnen geraken.

- In Archemerberg zijn bij een relatief grote onverzadigde zône geen bestrijdingsmiddelen in het grondwater aangetoond. Door herhaling van het onderzoek na verloop van 1 à 2 jaar kan worden nagegaan of deze middelen ook op de langere duur niet in het grondwater geraken.
- Bij het onderzoek uitgevoerd in Vierlingsbeek zijn op een aantal lokaties sporen van de volgende bestrijdingsmiddelen in het grondwater aangetroffen in hoeveelheden tot circa 1 µg/l: atrazin, cyanazin, simazin en bentazon.
Ook werden afbraakprodukten van atrazin en bentazon, namelijk desethylatrazin en anthranilzuurisopropylamide aangetoond, eveneens met gehalten kleiner dan 1 µg/l.

In het diepere grondwater is geen enkel onkruidbestrijdingsmiddel aangetroffen.

- Het is met de bij dit onderzoek beschikbare informatie niet mogelijk om de wisselingen in de concentraties van bestrijdingsmiddelen in het grondwater te verklaren. Het is namelijk niet bekend in welke perioden de afgelopen jaren de onderzochte bestrijdingsmiddelen zijn toegepast en in welke hoeveelheden. Het niet aantreffen van bepaalde middelen kan een gevolg zijn van het feit dat deze middelen in een bepaalde periode niet gebruikt zijn. Ook is het mogelijk dat deze middelen door een relatief grote afbraaksnelheid in de onverzadigde zone het grondwater niet bereiken.
- Het verdient aanbeveling om het onderzoek voort te zetten in praktijksituaties, waarbij de gebruikte hoeveelheden van toegepaste middelen precies bekend zijn. De resultaten van dit onderzoek moeten gezien worden als een eerste inventarisatie van mogelijk in het grondwater aan te treffen bestrijdingsmiddelen, welke in het algemeen toegepast worden.
Gezien de aard van de problematiek is het noodzakelijk dat waterleidingbedrijven in waterwingebieden het landgebruik en de toegepaste bestrijdingsmiddelen gaan vastleggen.

9.5 Geraadpleegde literatuur

- Dichloorpropan in grondwater (1987), Rapportage van de Werkgroep Onderzoek Grondwaterverontreiniging door Bestrijdingsmiddelen.
- Bromilow R.H., Briggs G.G., Williams M.R., Smelt J.H., Tuinstra L.G.M.Th. en Traag W.A. (1986): The Role of Ferrous Ions in the rapid degradation of oxamyl, methomyl and aldicarb in anaerobic soils, Pestic. Sci. 17(5) 535-547.
- van Dijk H. (1974) Degradation of 1,3-dichloorpropenes in soil, Agro Ecosystems, 1, 193-204.
- Friesel P., Milde G., Stock R., Ahlsdorf B. (1987), Impact of Agricultural Pesticide Application on Groundwater in Western Germany. Int. Conf. Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, 30.3-3.04,87. Noordwijk.
- Loch J.P.G., van Gestel C.A.M., Lagas P., Wegman R.C.C. (1985), Het gedrag van het herbicide atrazin in kolommen met twee onverzadigde Nederlandse bodemprofielen, RIVM rapportnr. 840192001.

- Loch J.P.G., van Gestel C.A.M., Lagas P., Wegman R.C.C. (1985), Het gedrag van het herbicide bentazon in kolommen met twee onverzadigde Nederlandse bodemprofielen, RIVM rapportnr. 840192002.
- Loch J.P.G., Gast L.F.L., van Maaren H.L.J. (1986), Residuen van geselecteerde bestrijdingsmiddelen in het ondiepe grondwater van enige kwetsbare Nederlandse grondsoorten. Resultaten van de eerste onderzoeksfase, RIVM rapportnr. 84 0256001.
- Smelt J.H. (1983), Omzetting van metamnatrium en methylisothiocyanaat in grond en water, literatuurstudie I.O.B., intern.
- Smelt J.H., Leistra M. en Voerman S. (1977), Movement and rate of decomposition of Ethoprofos in soil coloms under field conditions. Pestic. Sci. 8, 147-151.
- Veenendaal G., van Beek C.G.E.M., Puijker L.M. (1986), Het voorkomen van organische stoffen in het grondwater onttrokken door de Nederlandse Waterleidingbedrijven KIWA, Mededeling nr. 97.

10 MUTAGENITEIT IN GRONDWATER

10.1 Inleiding

In grondwater is op verschillende plaatsen in Nederland mutageniteit aangetoond (Kool, 1983, van der Gaag et al., 1985, Veenendaal et al., 1987). In oevergrondwater bestaat een relatie tussen de mutageniteit en de oorspronkelijk contaminatie van het infiltrerende water (van der Gaag et al., 1985). Op verschillende plaatsen in Nederland is echter mutageniteit aangetroffen in grondwater dat niet verontreinigd was (Veenendaal et al., 1987). Deze mutageniteit trad alleen op wanneer het opgepompte water oorspronkelijk anaeroob was. De mutageniteit werd alleen gevonden met stam TA98 met S9-mix, in de lipofiele fractie van het organisch materiaal dat met XAD geïsoleerd wordt. Niet alle anaerobe watersoorten waren echter mutageen.

In het kader van het project "Onderzoek Bescherming Waterwingebieden" is een oriënterend onderzoek opgezet om de invloed van diverse factoren op het ontstaan van deze mutageniteit na te gaan. Om meer specifieke gegevens te vergaren over de oorzaak van deze mutageniteit, en de mogelijke invloed van contaminatie hierop, is in Vierlingsbeek een waarnemingsput, uitgerust met vijf filters, bemonsterd voor mutageniteitsonderzoek. De onderzoeksraai die daar ter plaatse is geïnstalleerd is goed gedefinieerd (van Steenwijk, 1986), en bood de mogelijkheid om de overgang van aerob naar diep anaeroob grondwater te bemonsteren.

10.2 Materiaal en methoden

10.2.1 Monstername

De monsters zijn afkomstig van put NPl te Vierlingsbeek (van Steenwijk, 1986), en werden genomen uit afzonderlijke filters op vijf verschillende dieptes. Op 18 mei 1987 zijn de putten bemonsterd op 11-12 m-mv, 21-22 m-mv en 43-44 m-mv, op 20 mei op 3-4 m-mv en op 31,5-32,5 m-mv. Voor de Amestest zijn monsters van 50 liter genomen, en vervoerd naar het laboratorium in Nieuwegein.

Na een bezinktijd van 20 uur bij kamertemperatuur zijn de monsters opgewerkt volgens de XAD-isolatieprocedure. De gehanteerde procedure maakt een anaerobe opwerking van de monsters onmogelijk.

De bezinktijd was noodzakelijk omdat de monsters vanaf 21 m-mv niet helder waren. Alleen voor het monster op 31-32 m-mv was deze bezinktijd niet voldoende. Een deel van de klei is op de XAD kolom terecht gekomen en meegeëluëerd.

In dezelfde monsters zijn begeleidende chemische metingen uitgevoerd: het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) en de concentraties van opgelost organisch koolstof (DOC), zuurstof, stikstof, methaan, ijzer, nitraat en sulfaat.

10.2.2 Isolatie- en opwerkingsprocedure

De monsters zijn geïsoleerd volgens de XAD-isolatie- en opwerkingsprocedure die werd ontwikkeld door het KIWA (Noordsij et al., 1983 en 1984). Organische stoffen uit monsters van 50 liter water zijn geadsorbeerd aan een kolom met 50 ml XAD-4 hars (1 ml hars/liter water). Het water wordt met een stroomsnelheid van een bedvolume per minuut over de kolom geleid, zodat de isolatieprocedure altijd ruim 16 uur in beslag neemt.

De kolom wordt geëluëerd met achtereenvolgens 2,5 bedvolumina ethanol en 2,5 bedvolumina van een mengsel van ethanol en cyclohexaan. Door middel van een ternaire azeotrope destillatie werd het water verwijderd. Daarna werd de cyclohexaan verwijderd in een binaire azeotroop, en het monster werd geconcentreerd tot 1,25 ml in ethanol. De uiteindelijke concentratiefactor bedraagt hiermee 40.000, zodat de organische stoffen uit een liter in elke fractie zijn opgenomen in 25 µl ethanol.

In de pH 7 fractie worden voornamelijk lipofiele verbindingen geïsoleerd.

10.2.3 Amestest

Het mutagene effect van de monsters is onderzocht in de Amestest (Maron and Ames, 1983; van der Gaag en Oranje, 1984), met behulp van de stam TA 98. Deze stam is gekozen vanwege de ervaring in

vergelijkbare situaties, waar alleen mutageniteit werd waargenomen met TA98 in aanwezigheid van S9-mix. S9-mix is een leverenzymen-preparaat dat aan het medium wordt toegevoegd, om de mogelijke invloed van zoogdierenstofwisseling op de onderzochte monsters na te bootsen.

De bacteriestammen van de Amestest zijn zeer gevoelig gemaakt voor mutagene stoffen, en kunnen het aminozuur histidine, een onmisbare bouwsteen voor eiwitten, zelf niet synthetiseren. In de test worden ruim 100 miljoen bacteriën, samen met de te onderzoeken concentraten geënt op een voedingsbodem waarin histidine nagenoeg ontbreekt. Alleen de cellen die als gevolg van een terugmutatie wel histidine kunnen synthetiseren, zullen gaan groeien, en na twee tot drie dagen als kolonie zichtbaar worden op de voedingsbodem. Het aantal kolonies, de zogenaamde revertanten, is bepalend voor de mutageniteit van het onderzochte monster. Ook zonder toevoeging van een mutagene stof zullen in de test een aantal revertanten ontstaan. Het aantal van deze spontane revertanten is specifiek voor elke stam. Bij TA 98 varieert dit tussen ongeveer 20 en 45 revertanten per plaat (zonder S9-mix). Met S9-mix ligt het aantal meestal enigszins hoger.

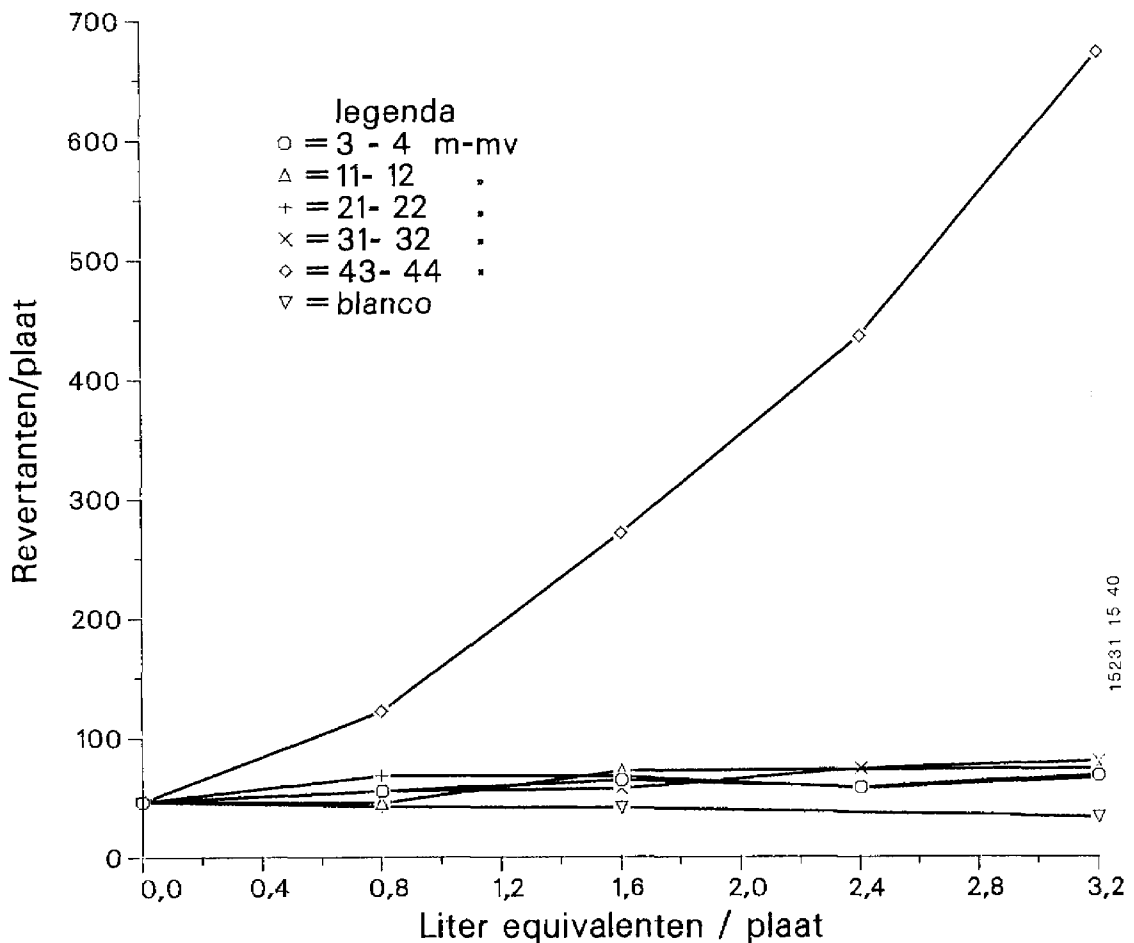
Voor elk monster is een concentratiereeks van 20 μ l naar 120 μ l onderzocht, in oplopende stappen van 20 μ l. Deze concentraties komen overeen met een oplopende reeks van 0,8 tot 4,8 liter equivalenten. Een monster wordt als mutageen beschouwd voor stam TA 98 indien het aantal revertanten toeneemt bij oplopende concentraties van het monster, en als deze toename hoger is dan 40 revertanten ten opzichte van de spontane revertanten.

10.3 Resultaten

Alleen in het grondwatermonster afkomstig van 43-44 m-mv is mutageniteit gevonden. Het aantal netto geïnduceerde revertanten bedroeg 225 per 1,6 liter equivalent (figuur 10.1). De overige monsters waren niet mutageen volgens de gehanteerde definitie, al waren ze wel enigszins verhoogd ten opzichte van de blancobepaling.

Het ondiepe grondwatermonster was nog aerob (tabel 10.1). De diepere monsters waren in verschillende mate anaerob. Alleen in het monster op 43-44 m-mv is een hogere concentratie methaan aange- toond.

VIERLINGSBEEK
XAD pH7 - TA 98 met S9



Figuur 10.1 Mutageniteit voor stam TA98 met S9-mix van vijf XAD pH7 monsters op verschillende dieptes van raai NP1 te Vierlingsbeek. Alleen het monster op 43-44 m-mv is mutageen.

Tabel 10.1 Resultaten van de uitgevoerde chemische analyses.

| Monster punt | DOC mg/l | EGV mS/m | O ₂ mg/l | N ₂ mg/l | CH ₄ µg/l | Fe mg/l | NO ₃ mg/l | SO ₄ mg/l |
|--------------|----------|----------|---------------------|---------------------|----------------------|---------|----------------------|----------------------|
| 3- 4 | 9,6 | 51,5 | 5 | 13,4 | 5 | 2,7 | 16 | 170 |
| 11-12 | 8,2 | 70,0 | <2 | 15,1 | 3 | 0,7 | 130 | 105 |
| 20-21 | 2,2 | 54,1 | <2 | 17,7 | 5 | 7,2 | <0,5 | 215 |
| 31-32 | 6,6 | 16,6 | <2 | 18,5 | 5 | 41,0 | <0,5 | 32 |
| 43-44 | 1,5 | 25,2 | <2 | 13,4 | 20 | 4,2 | 0,5 | 6 |

10.4 Discussie

10.4.1 Methanogene anaerobie en mutageniteit

De serie metingen die in put NPl te Vierlingsbeek is uitgevoerd omvat een volledige graduele overgang van aerob naar diep anaerob grondwater. De zuurstof metingen op zich zijn geen goede parameter voor de bepaling van anaerobie: bij deze lage concentraties zal vrijwel zeker enige contaminatie met zuurstof uit de lucht optreden. De mate van anaerobie kan het beste worden gedefinieerd met behulp van de aan- of afwezigheid van nitraat, sulfaat, methaan en ijzer.

De ondiepe put is nog aerob, gezien de relatief hoge zuurstofconcentratie. Nitraat is op 20 m-mv niet meer aanwezig, en een laatste spoor sulfaat wordt nog waargenomen op 30 m-mv. Op het diepste meetpunt wordt methaan aangetroffen. Dit is tevens het enige punt waar mutageniteit is gevonden. De mutageniteit voor TA98 met S9-mix blijkt specifiek voor situaties van anaerob grondwater. Hoewel in dit geval geen metingen zijn uitgevoerd zonder S9-mix of met andere stammen, is er geen reden om aan te nemen dat daar ook mutageniteit zou zijn gevonden (Veenendaal et al., 1987). Deze waarneming bevestigt het beeld dat niet elke vorm van anaerobie geassocieerd zal zijn met mutageniteit. In het onderzoek van een

elftal grondwatersoorten was gebleken dat slechts enkele van de anaerobe watertypes ook mutageen waren (Veenendaal et al., 1987). Het beeld was minder scherp omlijnd dan in dit onderzoek, omdat het ruwwater afkomstig was van situaties waarin een mengsel van aerob en anaerob grondwater wordt onttrokken. De hoogste mutageniteit werd met name gevonden in de diepe winningen onder afdekende kleilagen met anaerob grondwater.

Het methanogeen karakter van de anaerobie lijkt bepalend te zijn voor het optreden van mutageniteit. Mogelijk kan de samenstelling van het water nog een rol spelen in de hoogte van de mutageniteit. Infiltratie van Rijnwater in de kustduinen gaf aanleiding tot hoge mutagene effecten, in de orde van 300 rev./1,6 liter equ. (van der Gaag, 1984). Meetpunt NP1 43-44 m-mv was echter niet veel minder mutageen, met 235 revertanten/1,6 l.equ. In oevergrondwater werd doorgaans een lagere mutagene activiteit waargenomen (50-200 rev./1,6 l.equ.), maar dan was ook de pH2 fractie mutageen (van der Gaag et al., 1985).

De mutageniteit is stabiel in aerobe situaties. De zuivering, waar vaak intensief wordt belucht, reduceert de mutageniteit met ten hoogste 50% (van der Gaag et al., 1985).

10.4.2 Betekenis van de mutageniteit

Mutageniteit die in de Amestest wordt waargenomen betekent niet per sé dat er ook schadelijke effecten in de mens zullen optreden (van der Gaag, 1985). Bacteriën hebben op een aantal punten een andere stofwisseling. De mutageniteit van organische componenten uit methanogeen anaerob grondwater wordt alleen gemeten in aanwezigheid van S9-mix. De S9-mix zal in de test een aantal stofwisselingsprocessen kunnen nabootsen, die in zoogdieren aanwezig zijn. Ook in dit geval kan echter nog een combinatie van bacteriën en zoogdierenstofwisseling verantwoordelijk zijn voor de vorming van mutagene stofwisselingsprodukten. Aanvullende testen zijn nodig om de toxicologische betekenis van deze verbindingen te evalueren. Hierbij kan op korte termijn worden gedacht aan testen met TA98NR, een stam waarin geen nitroreductase enzymen aanwezig zijn. Daarnaast is een chromosoom-aberratietest in zoogdiercellen de

eerstvolgende stap (Ashby et al., 1986). Het is echter de vraag of dit in de huidige monsters kan plaatsvinden, of dat enige fractio-nering gewenst is om toxische componenten uit het monster te zuiveren.

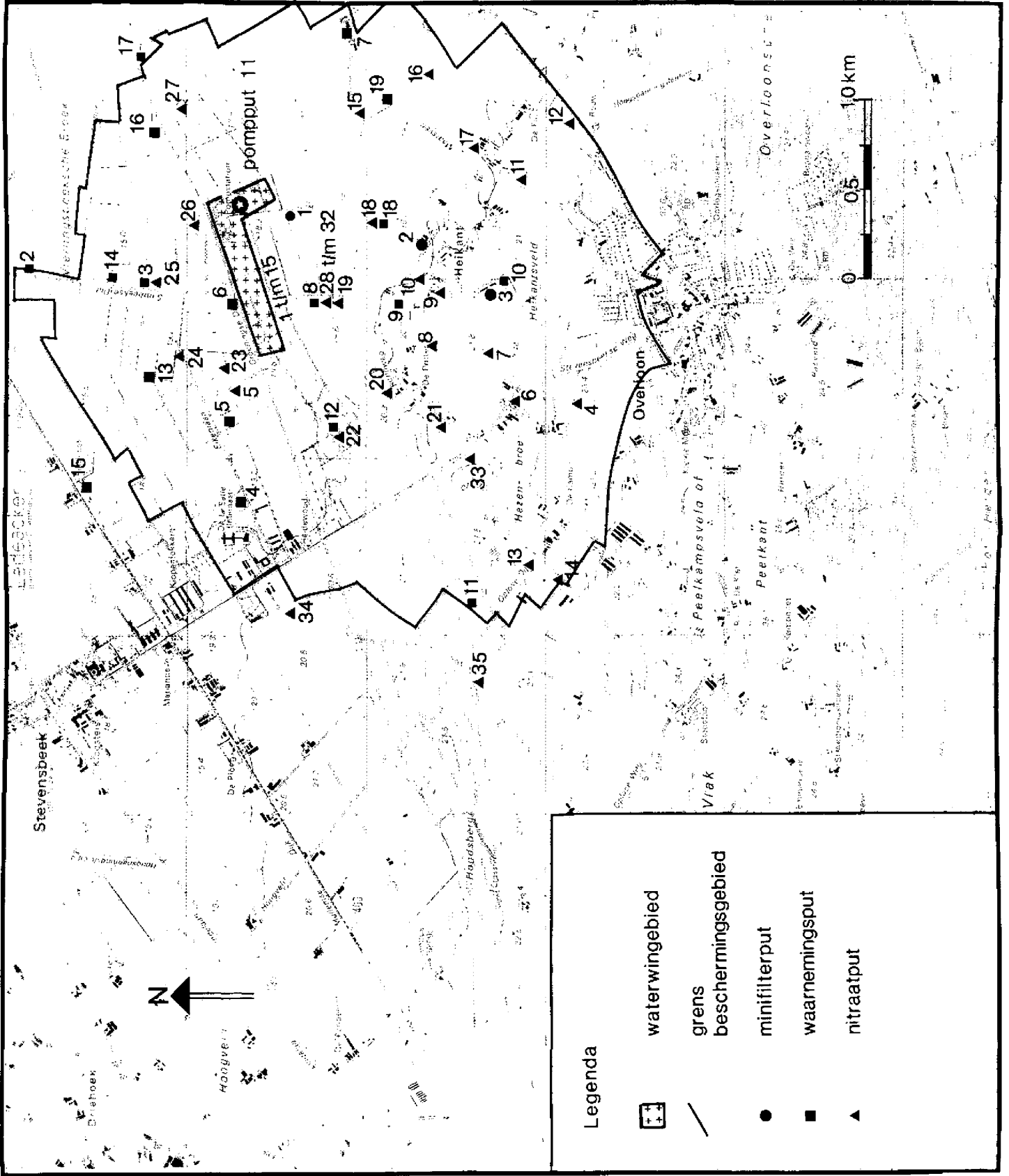
Volledige toxicologische evaluatie kan echter alleen plaatsvinden aan geïdentificeerde componenten (Kool et al., 1982; Noordam et al., 1985). De GC/MS analyses van de diep anaerobe grondwater types waren volledig "schoon". De component(en) die verantwoorde-lijk zijn voor deze mutageniteit zijn dus niet vluchtig, en hebben mogelijk een hoger molecuulgewicht. Ze worden in de pH7 fractie geïsoleerd, en beschikken daarom wel over een lipofiel molecuul-deel (Noordsij et al., 1984). Andere analysetechnieken zullen moe-ten worden toegepast om tot identificatie te komen. Over de haal-baarheid hiervan kunnen pas uitspraken worden gedaan als een be-perkte fractionering is uitgevoerd.

10.5 Geraadpleegde literatuur

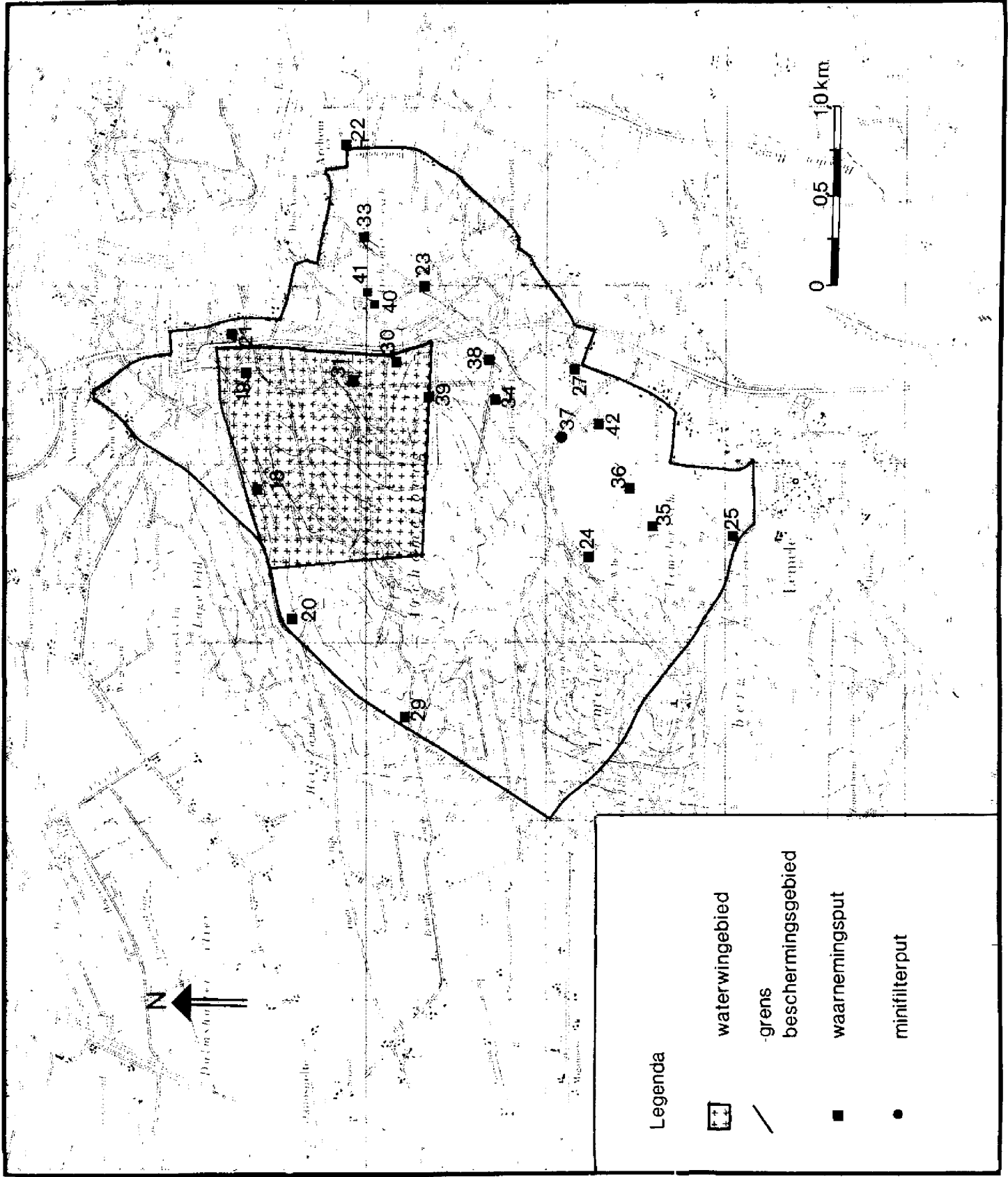
- Ashby et al. eds. (1985). Evaluation of short-term tests for carcinogens. Report of the International Programme on Chemical Safety's collaborative study on "in vitro" assays. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, Oxford, New York, 752 pp.
- Gaag, M.A. van der (1984). Enige toxicologische aspecten. In "Microverontreinigingen en Duinfiltratie", P.J. Stuyfzand ed., KIWA Mededeling 81, 260-283.
- Gaag, M.A. van der (1985). Wat betekent de Amestest voor de drinkwater praktijk? H₂O 18, 506-508.
- Gaag, M.A. van der and J.P. Oranje (1984). Gebruik van de Ames-test bij het mutageniteitsonderzoek van water. H₂O 17, 257-261.
- Gaag, M.A. van der, J.P. Oranje en M.E.F. Bolman (1985). Mutage-niteit. In: "Drinkwater uit Oevergrondwater", D. van der Kooij ed., KIWA Mededeling 89, 8.1-8.24.
- Kool, H.J. (1983). Organic mutagens in drinking water in the Netherlands. Thesis. 116 pp. Agricultural University of Wagenin-gen.
- Kool, H.J., C.F. van Kreijl and B.C. Zoeteman (1982). Toxicology assessment of organic compounds in drinking water. CRC Crit. Rev. Environmental Control, 12, 307-358.

- Maron, D.M. and B.N. Ames (1983). Revised methods for the Salmonella mutagenicity test. Mutation Res. 113, 173-215.
- Noordam, P.C., M.A. van der Gaag und A. Noordsij (1985). Die toxicologische Beurteilung xenobiotische organischer Verbindungen in Gewässern. 10. Arbeitstagung der IAWR. p. 119-136. IAWR (Amsterdam).
- Noordsij, A., J. van Beveren and A. Brandt (1983). Isolation of organic compounds from water for chemical analysis and toxicological testing. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 13, 205-217.
- Noordsij, A., J. van Beveren en A. Brandt (1984). De betekenis van verschillende isolatietechnieken voor toepassing in de praktijk. H₂O 17, 242-248.
- Steenwijk, J.M. van (1986). De chemie van het grondwater in het eerste watervoerend pakket rond het pompstation Vierlingsbeek. KIWA SWE 86.016.
- Veenendaal, G., C.G.E.M. van Beek, M.A. van der Gaag en L.M. Puijker (1987). Onderzoek naar het vóórkomen van lipophile en zwak-hydrophiele verbindingen alsmede de mutageniteit in een elftal grondwatertypen in Nederland. KIWA SWO 87.248.

Bijlage A : Locatiekaart Vierlingsbeek



Bijlage B : Locatiekaart Archemerberg



Bijlage C : Locatiekaart Noordbargeres

