

NOTA 1519

maart 1984

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
Wageningen

ALTERRA
Wageningen Universiteit & Research centre
Omgevingswetenschappen
Centrum Water & Klimaat
Team Integraal Waterbeheer

PROJECTGROEP ZUIDELIJK PEELGEBIED 32

ONDERZOEK NAAR DE VERPLAATSING VAN STIKSTOF IN DE ONDERGROND
VAN EEN VEEHOUDERIJBEDRIJF TEN OOSTEN VAN DEURNE (N-B)

R.G.M. Koppers

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatiemiddelen, dus geen officiële publikaties. Hun inhoud varieert sterk en kan zowel betrekking hebben op een eenvoudige weergave van cijferreeksen, als op een concluderende discussie van onderzoeksresultaten. In de meeste gevallen zullen de conclusies echter van voorlopige aard zijn omdat het onderzoek nog niet is afgesloten. Bepaalde nota's komen niet voor verspreiding buiten het Instituut in aanmerking.

VOORWOORD

Het in deze nota beschreven onderzoek is uitgevoerd in het kader van een 3-maandsstage van de studierichting milieuhygiëne (specialisatie bodemverontreiniging) van de Landbouwhogeschool te Wageningen.

In dit onderzoek, dat bestond uit veldwerkzaamheden en laboratoriumexperimenten, is getracht enig inzicht te verkrijgen in de verplaatsing van nitraat in de ondergrond en de omvang van de, in de ondergrond optredende denitrificatie in een proefgebied in het Zuidelijk Peelgebied.

De heren drs. A.B. Pomper en ir. J.H.A.M. Steenvoorden, die gedurende deze 3 maanden mijn begeleiders waren, wil ik hierbij danken voor hun medewerking aan de totstandkoming van deze nota. Ook de medewerkers op het laboratorium worden bedankt voor hun aanwijzingen en adviezen bij de uitvoering van de, voor dit onderzoek gebruikelijke analyses.

R.G.M. Koppers

I N H O U D

	Blz.
1. INLEIDING	1
2. VELDONDERZOEK IN HET PROEFGEBIED	2
2.1. Gebiedsbeschrijving	2
2.2. De geologische en geohydrologische situatie van het proefgebied	3
2.3. De mestbelasting op het proefveld	8
2.4. Bemonstering en analyse	9
2.5. Resultaten en discussie	10
3. KOLOMONDERZOEK NAAR DE DENITRIFICATIE	17
3.1. Algemeen	17
3.2. Denitrificatie	18
3.3. Proefopzet	19
3.4. Bemonstering en analyse	21
3.5. Resultaten en discussie	21
4. SAMENVATTING	36
LITERATUUR	38
BIJLAGEN	

1. INLEIDING

Als gevolg van de algemene economische vooruitgang gedurende de afgelopen 30 jaar hebben de meeste takken in de landbouw een stormachtige groei doorgemaakt, een groei die gepaard ging met intensivering, schaalvergroting en mechanisatie.

In die gebieden waar van oudsher al varkens en pluimvee gehouden werden, namelijk op de vele kleine gemengde bedrijven in de zandgebieden, kwam de intensieve veehouderij tot ontwikkeling. Gezien de schaarste aan grond was intensivering en mechanisatie in deze gebieden het meest voor de hand liggend.

Dit had echter tot gevolg dat er in toenemende mate een loskoppeling plaats vond tussen grond en produktie; het veevoer moest in steeds grotere hoeveelheden van buiten het bedrijf worden aangevoerd. Een belangrijk kenmerk van intensieve veehouderij is dan ook het niet-grondgebonden karakter. Inmiddels heeft de intensieve veehouderij een dusdanige omvang aangenomen dat er al geruime tijd sprake is van een onevenwichtigheid tussen aanbod van mineralen in de vorm van mest en de landbouwkundige vraag (bemesting). De continue invoer van mineralen in de vorm van veevoer (b.v. mengvoeder) overtreft in veel gevallen de uitvoer in de vorm van melk, vlees, eieren maar ook van mest. Hierbij hebben zich landelijk een aantal duidelijke probleemgebieden afgetekend.

De zo tot stand gekomen onevenwichtigheid vindt men niet alleen op bedrijfsniveau maar ook op regionaal niveau en, indien de ontwikkeling doorzet, op den duur ook op landelijk niveau.

Het mineralenoverschot blijft, in de vorm van een mestoverschot, grotendeels binnen de probleemgebieden. De mest die als drijfmest beschikbaar komt, wordt over het land verspreid ('uitgereden').

Afhankelijk van de plaatselijke situatie en de tijdsduur van toepassing, zal deze zware bemesting een aantasting van de kwaliteit van bodem-, grond- en oppervlaktewater tot gevolg kunnen hebben.

De samenstelling van het uit de wortelzone afkomstige infiltratiewater kan door dispersie en chemische/biologische processen (b.v. denitrificatie) nog sterk wijzigen voordat het grondwater wordt bereikt.

In de verzadigde zone zal het infiltratiewater zich onder andere onder invloed van de grondwaterstroming gaan verspreiden. De verspreiding wordt sterk bepaald door de hydrologische situatie ter plaatse. Zo is het van groot belang of er sprake is van een lokale kwel of infiltratiesituatie en of er in de ondergrond slecht doorlatende klei- of leemlagen voorkomen.

In het stromende grondwater kunnen chemische en biologische processen, diffusie en dispersie tot nivellering van concentratieverschillen tussen beïnvloed en onbeïnvloed grondwater leiden.

Het hier beschreven onderzoek had als hoofdonderwerp: de verplaatsing van nitraat in de ondergrond en de eventuele afbraak van nitraat door denitrificatie. Het onderzoek werd verricht aan de hand van:

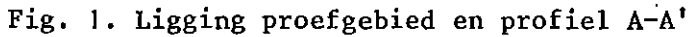
- analyse van grondwatermonsters afkomstig van een proefgebied ten oosten van Deurne;
- kolomonderzoek. Dit experiment had als doel het vaststellen van de nitraatafbraak in de ondergrond van het hiervoor vermelde proefveld, ter verklaring van de veldwaarnemingen.

2. VELDONDERZOEK IN HET PROEFGEBIED

2.1. Gebiedsbeschrijving

Voor het verzamelen van de benodigde gegevens voor het verplaatsingsonderzoek zijn in een proefgebied ten oosten van Deurne medio 1983 negen bemonsteringspunten ingericht. Het betreft boringen met een diepte variërend van 11 tot 20 m beneden maaiveld, waarbij filters zijn geplaatst om de 2 à 3 meter.

Het proefgebied betreft een perceel grasland van een veehouderijbedrijf ter grootte van 15 ha. Van de ontginning (1928) tot eind 60-er jaren is er zowel akkerbouw als veeteelt (3 à 4 ha) op bedreven. Begin 70-er jaren is de akkerbouw komen te vervallen. Momenteel bedraagt de veebezetting 5,3 gve/ha (OOSTEROM, 1982).



De geologische opbouw van het Zuidelijk Peelgebied wordt voor een groot deel bepaald door de in het gebied aanwezige geologische storingen. Bewegingen langs deze tectonische lijnen hebben vooral in het Tertiair en Kwartair verticale bewegingen van de lagen van tientallen, soms honderden meters veroorzaakt. In het terrein zijn deze processen vaak niet meer zichtbaar doordat afzettingen van Maas en Rijn en afzettingen van lokale herkomst tijdens het Pleistoceen de niveauverschillen voor een groot deel teniet hebben gedaan. In de ondergrond zijn de storingen goed waarneembaar (Geologische Kaart van Nederland RGD, 1968, 1972).

Fig. 3 geeft een dwarsdoorsnede door een gedeelte van de Peelhorst. Deze doorsnede laat duidelijk de invloed zien van de breuken op de geologische opbouw van het gebied.

Onder een bovenlaag van maaiveld tot 3,5 m diep met een geringe doorlatendheid ($K \approx 10$ m.dag) volgt een matig doorlatende laag van 3,5-8 m diep ($K \approx 35$ m.dag). Daarna volgt een grindrijk pakket tot

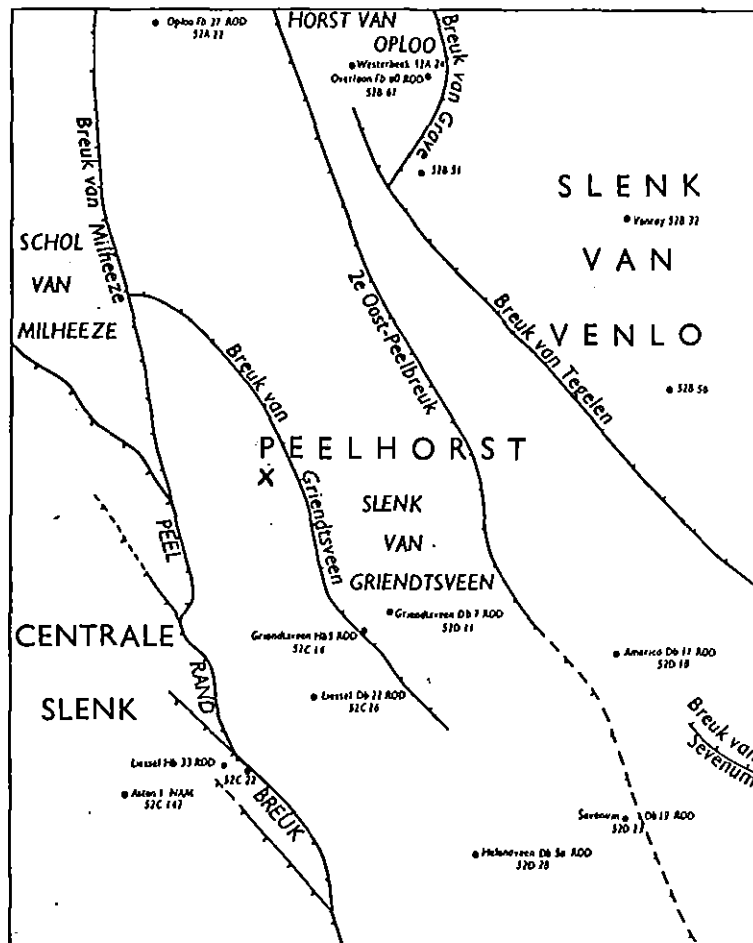


Fig. 2. De ligging van de geologische storingen in het Peelgebied
x = proefgebied

Bron: RGD

13 m diep ($K > 50 \text{ m.dag}$) en een matig doorlatende laag tot 17 m ($K \approx 15 \text{ m.dag}$). Daaronder slecht doorlatend materiaal ($K < 5 \text{ m.dag}$) welk pakket meestal als hydrologische basis wordt aangehouden (Tertiair).

Het gebied is oorspronkelijk bedekt geweest met een laag veen dat voor de ontginning is afgegraven. In het proefgebied wordt plaatselijk restveen aangetroffen.

Op grond van het bovenstaande kan de opbouw van de ondergrond van het proefgebied als volgt worden geschematiseerd.

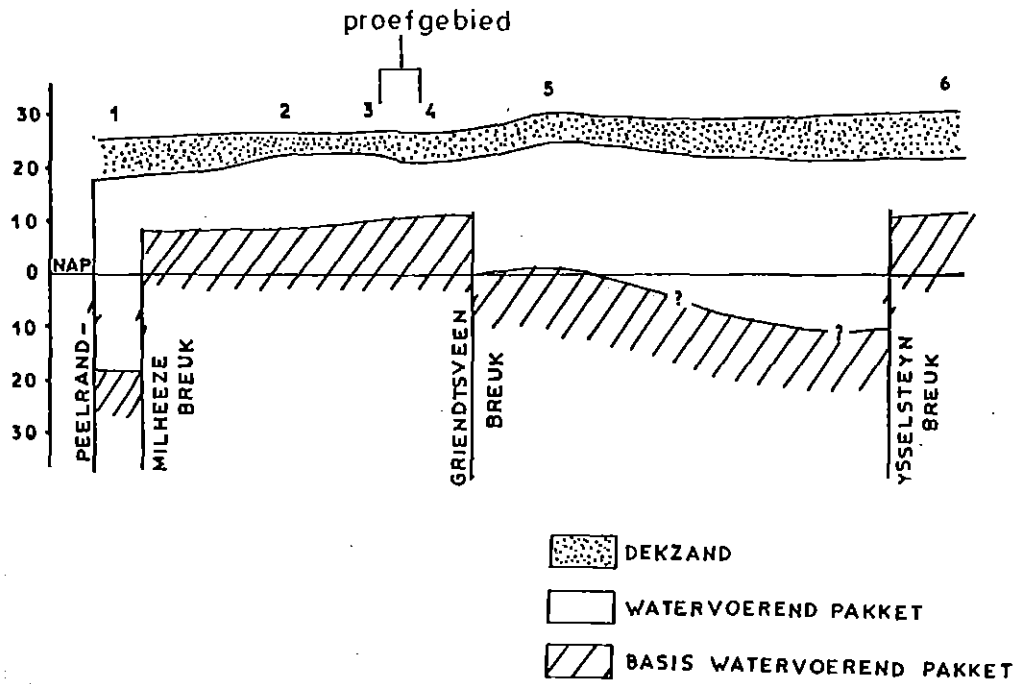


Fig. 3. Dwarsprofiel langs het proefbedrijf (voor ligging zie fig. 1)

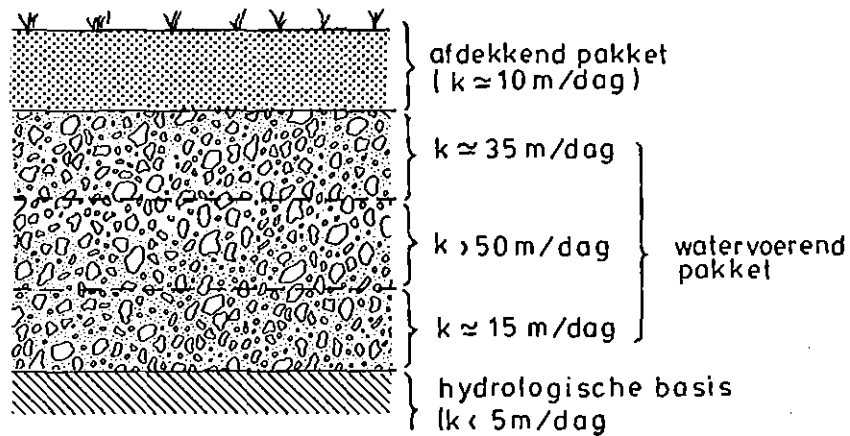


Fig. 4. Schematische opbouw van de ondergrond

De samenstelling van de in het grondwater opgeloste zouten wordt bepaald door:

1. de samenstelling van het ondergronds toestromende water;
2. oplossing en neerslag van zouten uit/naar het bodemmateriaal;
3. beweging van zouten van/naar aangrenzende lagen (diffusie, dispersie).

Bij deze processen speelt de grondwaterbeweging een belangrijke rol. Op de Peelhorst worden de Mariene, Miocene afzettingen als de hydrologische basis beschouwd. De diepte waarop de bovenkant van deze lagen wordt aangetroffen verschilt sterk als gevolg van de tectonische activiteit in het verleden. De dikte van de daarboven liggende watervoerende laag is eveneens sterk afhankelijk van de tectonische situatie. Tussen de IJsselsteyn breuk en de Peelrand breuk varieert de dikte van 10-30 m (zie ook fig. 3).

De stromingsrichting van het grondwater kan worden afgeleid uit de isohypsenkaart, (fig. 5, stroming loodrecht op de isohypsen). In de bovenste 3,5 m (afdekkend pakket) is de grondwaterstroming in verband met de geringe doorlatendheid voornamelijk verticaal gericht. Uit de boorbeschrijving van de boring van het proefveld kan een doorlaatvermogen (kD-waarde) worden afgeleid van $550 \text{ m}^2/\text{etm}$. De verplaatsingsnelheid van het water is, bij het hier voorkomend verhang van 1 m per km ca. 46 m.jaar.

Hoewel op beschikbare kaarten het proefgebied als potentieel kwelgebied wordt aangegeven, is dit aan de hand van grondwaterstandsmetingen in het veld niet waarneembaar. Bij geen van de meetpunten is een potentiaalverschil tussen het bovenste en het diepe grondwater gemeten. Opgemerkt moet worden dat dit waarnemingen over slechts een korte periode betreft.



ISOHYPSENKAART (AUG. '82)

Fig. 5. Stijghoogte grondwater

2.3. De mestbelasting op het proefveld

Gedurende het gehele jaar wordt op het land drijfmest uitgereden afkomstig van de 300 varkens en 70 melkkoeien (+ bijbehorend jongvee). Tabel 1 geeft de mineralensamenstelling van dierlijke meststoffen.

SAMENSTELLING VAN DIERLIJKE MESTSTOFFEN IN KG PER 1000 KG MEST

	ds	os	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	Na ₂ O	Cl	SO ₃	volume gewicht	invloed op pH in kg CaO **)		productie in kg *) per stalperiode
												bu.	grl.	
Gier														
Rundvee	26	10	4.0	0.2	6.0	0.1	0.2	1.0	4.0	2.0	1.032	- 3	- 2	4000
Varkens	20	5	6.5	0.9	4.5	0.6	0.2	1.0	4.0	1.8	1.010	- 7	- 6	900
Dunne mest														
Rundvee	95	60	4.4	1.8	5.5	2.1	1.0	1.0	3.0	1.8	1.040	- 1	0	10000
Mestvarkens	80	50	5.5	4.7	5.0	5.0	1.5	0.7	1.5	1.6	1.033	+ 1	+ 2	1600
Zeugen (onverdund)	60	40	3.9	3.7	3.9	0.8	1.3	0.7	1.5	1.0	-	- 2	- 1	-
Zeugen (verdund)	10	10	2.0	0.9	2.5	5.2	0.2	0.2	0.5	-	-	-	-	-
Vleeskalveren	20	15	3.0	1.3	2.4	-	-	-	-	-	-	-	-	3000
Kippen	160	90	9.2	8.0	5.0	13.7	1.5	1.0	2.0	2.0	-	+ 4	+ 6	80
Vaste mest														
Rundvee loopstal	240	160	5.5	2.5	6.0	3.0	1.0	1.0	2.0	0.8	0.700	0	+ 1	5500
Rundvee grupstal	215	140	5.5	3.8	3.5	4.0	1.5	1.0	2.0	0.6	0.500	0	+ 1	5000
Varkens	230	160	7.5	9.0	3.5	9.0	2.5	1.0	2.0	1.0	-	+ 2	+ 4	700
Kippen vochtige	322	230	12.5	18.7	9.0	23.5	2.5	2.0	3.5	4.0	-	+19	+21	40
Kippen droge	380	310	21.0	25.0	20.0	45.0	3.5	3.0	8.0	6.0	-	+21	+27	30
Kippen draagfit	530	210	14.3	26.1	19.2	67.0	4.0	3.5	8.7	10.0	-	+50	+53	20
Kippen strooiselnest	530	350	15.8	20.0	11.0	28.6	4.4	3.5	5.4	8.3	-	+11	+14	40
Slechtkalveren	580	460	26.0	24.0	21.5	20.5	6.0	4.0	5.5	9.0	0.465	- 1	+ 4	7
Kalkoenen	450	340	17.4	19.3	16.1	24.6	5.0	5.8	8.0	9.5	-	+ 8	+12	-
Paarden	310	250	5.0	3.0	5.6	3.1	1.8	-	-	-	0.700	-	-	-
Chamignonnest	391	203	7.0	7.8	9.6	51.1	2.9	2.6	2.8	13.8	0.500	+41	+43	-
Kartsen	320	180	9.5	33.0	2.5	34.5	2.0	1.0	1.5	9.3	-	+ 9	+11	-

*) Rundvee 180 dagen, overige veesoorten 365 dagen.

Slechtkalveren bij 5.5 toom per jaar, mestkalveren 3 afleveringen per jaar.

**) Bij doelmatige aanwending in voorjaar. Bij herfstaanwending $\pm 0.2 \times$ pH-gehalte meer negatief of minder positief.

Samenstelling februari 1983 door het CAD voor Bodemangelegenheden in de landbouw naar gegevens van het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid te Eindhoven.

Met behulp van deze cijfers kan, uitgaande van dunne mest, de mineralenbelasting per ha op het proefbedrijf berekend worden uitgaande van een mestgift ter grootte van de omvang van de mestproduktie van 70 koeien en 300 mestvarkens.

	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	Mg O	Na ₂ O	Cl ⁻	SO ₃
kg/ha	586	318	673	356	141	116	328	219

Behalve deze dierlijke meststoffen wordt jaarlijks nog een hoeveelheid kunstmeststoffen gebruikt om de produktiviteit van het grasland op peil te houden (b.v. ± 550 kg N/ha, mondelinge informatie).

2.4. Bemonstering en analyse

Fig. 6 geeft een situatieschets van het perceel grasland met de negen bemonsteringspunten. De getallen beneden een bemonsteringspunt geven de diepte-m.v. aan waarop de filters zich bevinden.

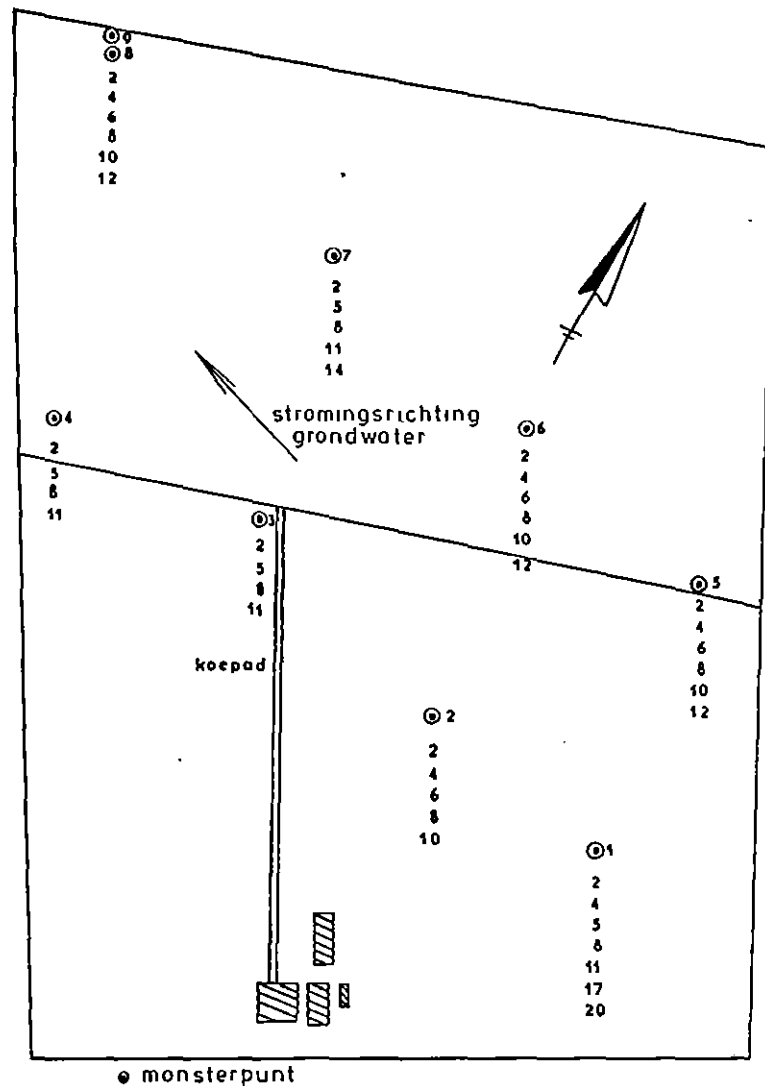


Fig. 6. Ligging monsterpunten en diepte van de filters

In de periode 4 oktober 1983 tot 18 oktober 1983 heeft de bemonstering plaatsgehad. Voor het nemen van de monsters werden de filters eerst doorgespoeld. Elk monster bestond uit een aantal delen:

- 1 liter fles, onaangezuurd, gecentrifugeerd (gecentrifugeerd werd alleen als de monsters troebel waren);
- 1/4 liter fles, onaangezuurd, helemaal vol;

- 1/4 liter fles, aangezuurd met 1 ml 4N H_2SO_4
- 1/10 liter fles, onaangezuurd, goed afgesloten.

De eerste 3 monsterdelen werden op het Laboratorium van de Gemeenschappelijke Technologische Dienst in Boxtel (N-Br.) afgeleverd. Hier werden de monsters geanalyseerd op:

- de gehalten aan kationen: Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , NH_4^+ , Mn^{2+} en Fe^{2+} ;
- de gehalten aan anionen: NO_3^- , $\text{P}_2\text{O}_5^{2-}$, Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- en SiO_4
- de gehalten aan totaal-fosfaat-P en Kjeldahl-N;
- de pH en het elektrisch geleidingsvermogen.

Het laatste monsterdeel werd naar Wageningen meegenomen. Hoewel het in de bedoeling lag deze monsters met behulp van de ICP te analyseren op de gehalten aan kationen (Na, K, Fe, Al en Mg) heeft dit niet plaatsgevonden.

2.5. Resultaten en discussie

2.5.1. Stiff-diagrammen

De door de GTD in Boxtel geanalyseerde gehalten komen beschikbaar als gewichtseenheden per liter (gr, mg, μg). Omrekening naar milligram-equivalenten (meq) maakt het mogelijk de analyseresultaten onderling te vergelijken bijvoorbeeld door middel van Stiff-diagrammen. Stiff-diagrammen zijn een grafische bewerking van een deel van de analyseresultaten. In beschouwing worden genomen de gehalten aan calcium, bicarbonaat, magnesium, sulfaat, natrium + kalium en chloride. De gehalten kunnen in de diagrammen uitgedrukt worden in absolute waarde of als percentage van het totale ionenbestand (fig. 7). Alleen al op grond van de vorm van de diagrammen kan het grondwater op samenstelling worden ingedeeld, waaruit een indicatie van de herkomst kan volgen.

Op grond van de samenstelling kan het grondwater als volgt worden ingedeeld (GEIRNAERT, 1972):

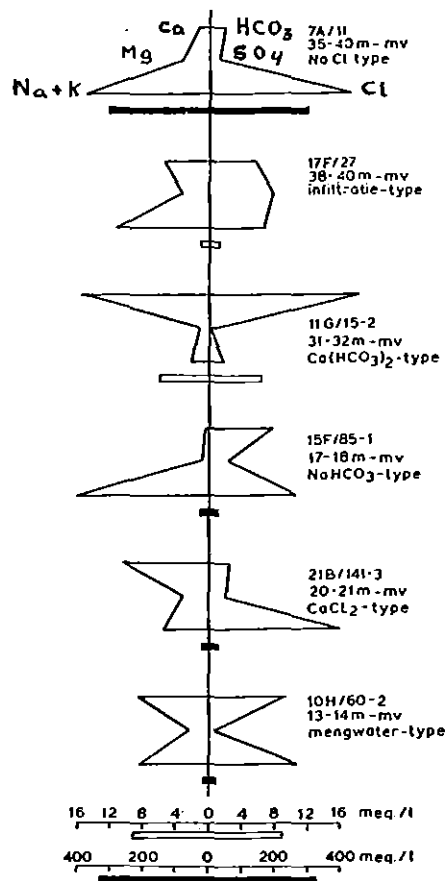


Fig. 7. Voorbeelden van ionendiagrammen van 6 verschillende water-
typen (Bron: BOTS, 1978; ICW)

- NaCl type : dit type water komt in belangrijke mate overeen met zeewater;
- infiltratietype: de totale concentratie is laag en de vorm van het ionendiagram is zeer uiteenlopend. Het is geïnfiltreerd regenwater, dat gedurende zijn weg door de grond nog weinig ionen heeft opgenomen. Dit type wordt gevonden in kalkarme bodemformaties;
- $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ type : dit type wordt gekenmerkt door een hoge hardheid en een laag chloridegehalte. Dit water kan beschouwd worden als het normale eindproduct van geïnfiltreerd regenwater, het wordt gevonden in kalkrijke bodems. De sulfaten zijn door sulfaatreductie sterk verminderd en door het oplossen van kalk uit de bodem is de hardheid betrekkelijk hoog;

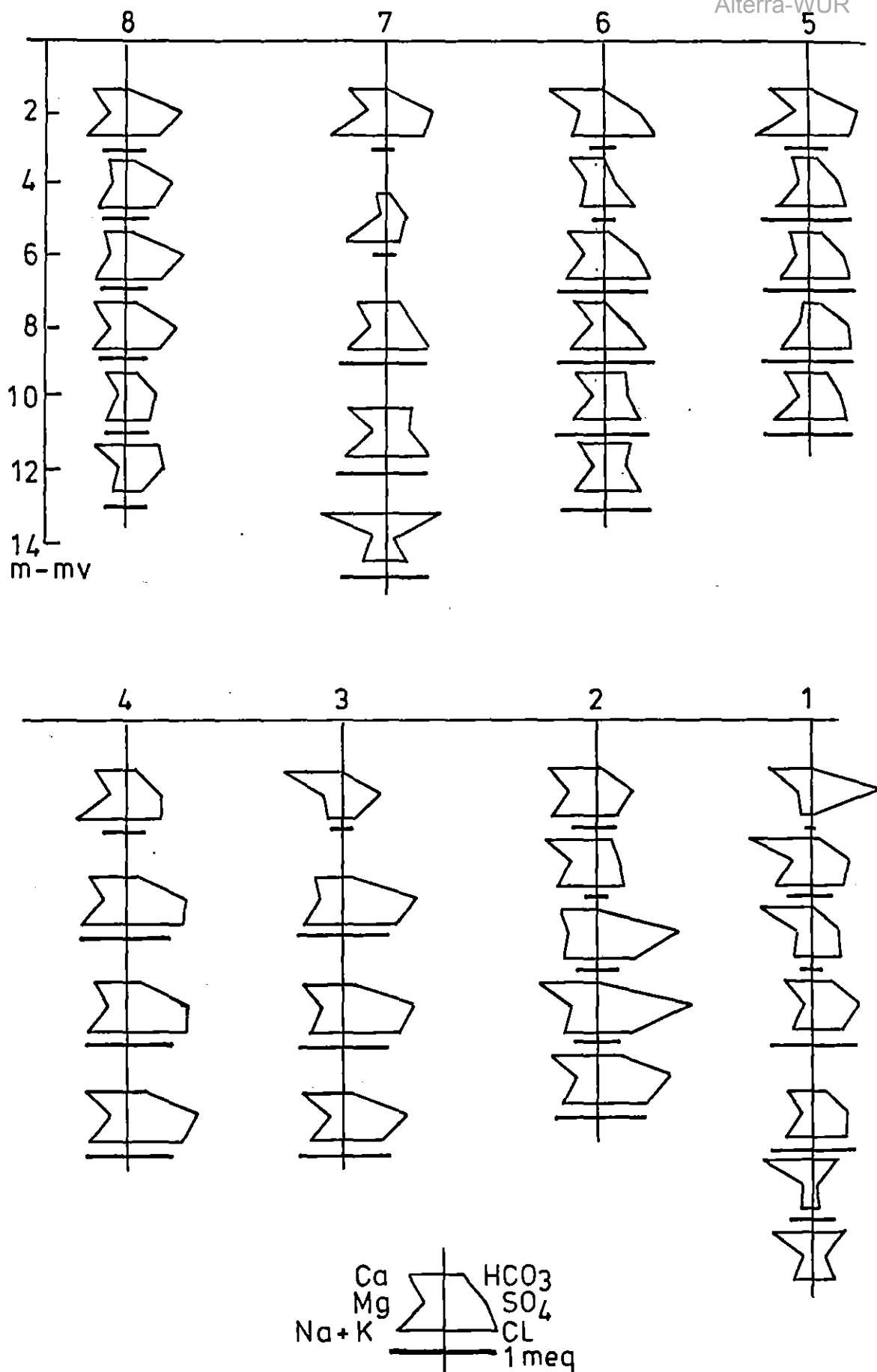


Fig. 7A.

- Na HCO₃ type : dit water kan ontstaan in continentale sedimenten, die met zout in aanraking zijn geweest en indien dat zoute water weer door zoetwater is vervangen;
- CaCl₂ type : dit water ontstaat wanneer zoutwater in een sediment infiltreert dat met zoetwater in aanraking is geweest;
- mengwatertype : dit type water ontstaat na menging van verschillende typen water.

In fig. 7A zijn de ionendiagrammen getekend van het grondwater op de verschillende filterdiepten voor de putten 1 tot en met 8.

Put 9, die dicht in de buurt van 8 ligt, is hier buiten beschouwing gelaten daar de chemische samenstelling vrijwel gelijk is aan die van put 8.

Er zijn duidelijk 3 typen grondwater te onderscheiden:

1. het infiltratietype : in alle 8 putten tot 8 à 11 m-m.v.;
2. het mengwatertype : in put 6 op 10 en 12 m-m.v. en in put 7 op 11 m-m.v.;
3. het calciumcarbonaattype: in put 7 op 14 m-m.v. en in put 1 op 17 en 20 m-m.v. Deze 3 filters bevinden zich in het Miocene, Mariene sediment (basis watervoerend pakket).

Uit het feit dat de watermonsters uit de bovenste filters tot categorie 1 behoren, kan duidelijk worden afgeleid dat het hier gaat om een infiltratiegebied. De chemische samenstelling van het grondwater in de bovenste lagen wordt bepaald door het infiltrerende regenwater met, in dit geval, opgeloste bestanddelen afkomstig uit de mest. De aanwezigheid van grondwater behorende tot het mengwatertype betekend dat of:

- voeding vanuit de Miocene lagen naar het watervoerend grind- en zandpakket plaats vindt. Indien dit het geval zou zijn, is er alleen sprake van een plaatselijke of zeer beperkte voeding gezien de afwezigheid van het mengwatertype in alle andere monsterputten;
- de filters van put 6 (10 en 12 m-m.v.) en 7 (11 m-m.v.) bevinden zich reeds in het bovenste gedeelte* van het, door infiltrerend water beïnvloedde, Miocene pakket.

*overgangszone tussen watervoerend pakket en de hydrologische basis

Van kwel op grote schaal is, althans in dit proefgebied geen sprake. Dit betekent dat eventuele verontreinigingen zich behalve in horizontale richting eveneens in verticale neerwaartse richting zullen verplaatsen.

In de volgende paragraaf zal aandacht worden besteed aan deze verticale verplaatsing aan de hand van het chloride en nitraatverloop met de diepte.

2.5.2. Chloride-, nitraatgehalte- en pH in de ondergrond

De pH van het grondwater varieerde van 4,6 tot 6,0. In bijna alle monsterpunten werden lage pH-waarden in het ondiepe water gemeten (op 2 m-m.v., pH tussen 4,6 en 4,9) en hoge pH op grotere diepte (op 12 m-m.v., pH tussen 5,4 en 6,0).

Het chloride-ion kan een belangrijke aanwijzing zijn voor 'vervuiling' in gebieden met een lage natuurlijke chloridebelasting. Dit ion neemt slechts in zeer geringe mate deel aan biochemische processen zodat het een geschikte traceerstof is.

In een infiltratiegebied zal, onder natuurlijke omstandigheden, het chloridegehalte in het grondwater alleen afhankelijk zijn van de concentratie Cl^- in het regenwater. Uitgaande van een indampingsfactor van 2 à 3 (MEINARDI, 1974), zal de chlorideconcentratie van natuurlijk (infiltratie) water 10-20 mg/l bedragen. Een aanwijzing dat dergelijke gehalten voor het proefgebied als achtergrondsconcentratie beschouwd mogen worden, zijn de chloridegehalten van put 1 op 17 en 20 m-m.v. (resp. 12 en 16 mg Cl/l) en put 7 op 14 m-m.v. (17 mg/l). Afwijkingen ten opzichte van deze achtergrondsconcentratie duiden hier dus op een invloed van menselijk handelen (bemesting, huishoudelijk afvalwater, strooizout).

In fig. 8 is voor de putten 1 tot en met 8 het chloridegehalte uitgezet met de diepte.

Alleen in de diepste filters van put 1 en 7 is de chlorideconcentratie gelijk aan de achtergrondsconcentratie (tussen 10 en 20 mg/l), in alle andere filters is de concentratie groter dan 25 mg/l.

Al eerder is opgemerkt dat de diepe filters van put 1 en 7 (17,20 m en 14 m-m.v.) zich in het Miocene pakket bevinden, de basis van het watervoerend pakket. Hieruit kan nu geconcludeerd worden dat het grondwater in het gehele watervoerend pakket (dikte 10-11 m) beïnvloed is

door menselijk handelen.

Gezien het agrarisch karakter van deze streek mag worden aangenomen dat de verhoging van het chloridegehalte voornamelijk een gevolg zal zijn van bemesting.

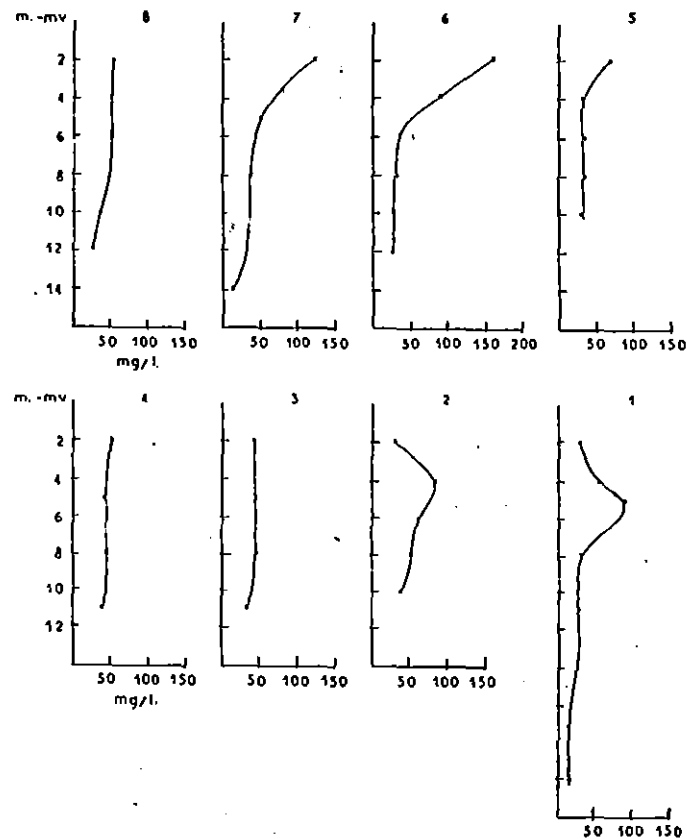


Fig. 8. Cl^- concentratie in het grondwater op verschillende diepten-m.v.

In de bovenste helft van het watervoerend pakket (tot ± 6 m-m.v.) is een sterke variatie in het chloridegehalte. Daar bemesting de belangrijkste bron van Cl^- is, moet deze variatie een gevolg zijn van een verschil in bemestingsniveau. Voor put 6 en 7 betekent dit bijvoorbeeld dat, uitgaande van de Cl^- concentratie op 2 m-m.v., de toevoer respectievelijk 480 en 360 kg/ha geweest moet zijn (bij een neerslagoverschot van 300 mm). Deze hoeveelheid komt overeen met een hoeveelheid runderdrijfmest (zie 2.1) van respectievelijk 130 en 100 m^3/ha (chloridegehalte gecorrigeerd voor de hoeveelheid Cl^- afkomstig van neerslag en kunstmest ± 70 kg/ha).

Indien een perceel in aanmerking komt om in het voorjaar gescheurd te worden, vindt in najaar en winter een extra bemesting plaats met runderdrijfmest ter grootte van $\pm 150 \text{ m}^3/\text{ha}$. Het is dan ook zeer waarschijnlijk dat de hoge Cl^- -concentraties in het bovenste grondwater in de putten 6, 7, 1 en 2 een gevolg zijn van een recente landbehandeling. De door de boer verstrekte data waarop de verschillende percelen zijn gescheurd, komen echter maar gedeeltelijk overeen met de uit de verhoogde chloridegehalten afgeleide data waarop gescheurd zou zijn. Mogelijk spelen ook zeer plaatselijke omstandigheden (doorlatendheid van de bovenlagen, weersituatie) een rol in het chloridegehalte. Naarmate het water dieper in het pakket zakt, vindt er afvlakking plaats als gevolg van menging (dispersie).

In fig. 9 is het nitraatgehalte in het grondwater uitgezet tegen de diepte beneden maaiveld voor de putten 1 tot en met 8. Wat hier meteen opvalt is dat een hoog of een verhoogd nitraatgehalte alleen in het bovenste deel van het watervoerend pakket wordt waargenomen. Beneden de 5 à 6 m-mv is al het nitraat uit het water verdwenen. In put 8 wordt zelfs helemaal geen nitraat aangetroffen. Dit kan alleen betekenen dat de omstandigheden in de ondergrond dusdanig zijn dat aan de belangrijkste voorwaarden voor het optreden van denitrificatie wordt voldaan; er is een tekort aan zuurstof (alle watermonsters afkomstig van 4 m-m.v. en dieper roken naar H_2S) en er is voldoende, biologisch afbreekbare organische stof beschikbaar (aanwezigheid van veen in de ondergrond, maar ook de aanvoer van org. stof door bemesting).

Uit de profielbeschrijving van de laag 0 tot 2 m-m.v. (OOSTEROM, 1982, zie bijlage 2) kan afgeleid worden dat het meeste veen (en turf) aangetroffen wordt in de ondergrond van de percelen waar zich de putten 4 tot en met 8 bevinden. De nitraatgehalte in deze putten zijn aanzienlijk lager dan in 1 tot en met 3. Deze positieve correlatie tussen de aanwezigheid van veen en turf in de ondergrond en het lage nitraatgehalte betekent dat veen en turf in dit gebied een belangrijke bron zijn voor makkelijk afbreekbare organische stof.

De geringe doorlatendheid van het lemige dekzand, met plaatselijk ingeschakelde leemlagen, garandeert een verblijftijd die lang genoeg is om een volledige afbraak van nitraat te bewerkstelligen.

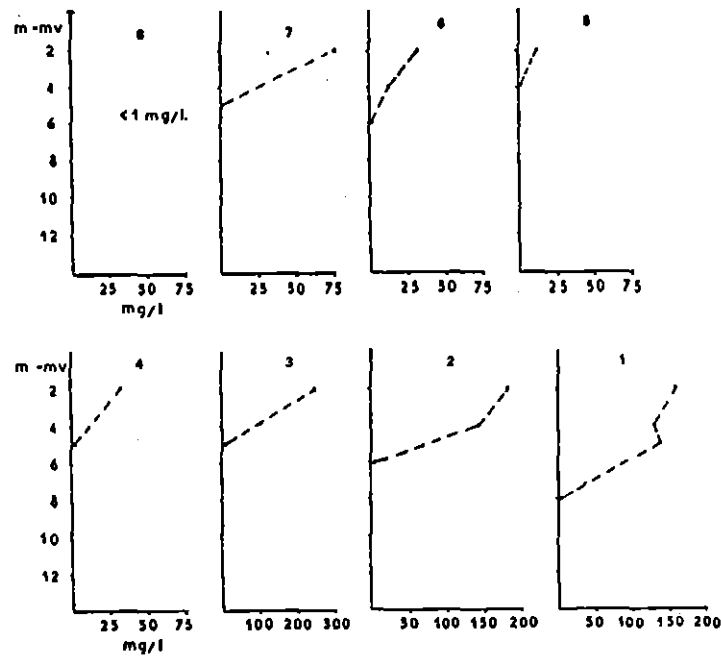


Fig. 9. Nitraatconcentratie in het grondwater op verschillende diepten - m.v.

Hoewel uit het verloop van het chloridegehalte met de diepte gebleken is dat het water in het gehele watervoerend pakket beïnvloed is door de bemesting, is er geen sprake van een nitraatverontreiniging van het diepere grondwater (water beneden 6 m-m.v.). Gunstige omstandigheden voor wat betreft de denitrificatie voorkomen een hoog nitraatgehalte ondanks de zware bemesting.

3. KOLOMONDERZOEK NAAR DE DENITRIFICATIE

3.1. Algemeen

Verlaging van het nitraatgehalte in het grondwater kan plaatsvinden als gevolg van menging met ander water met een geringe nitraatconcentratie als ook door biologische en chemische denitrificatie (omzetting van NO_3^- tot N_2).

Aan de hand van waarnemingen in het veld is moeilijk na te gaan hoe groot het aandeel van beide processen is in de afname van de nitraatconcentratie. In het algemeen wordt aangenomen dat op zandgronden de

invloed van denitrificatie afneemt met de diepte, voornamelijk als gevolg van de met de diepte afnemende hoeveelheid gemakkelijk afbreekbare organische stof waardoor bacterie activiteit beperkt blijft (STEENVOORDEN, 1977).

Om toch enig inzicht te krijgen in de omvang van denitrificatie in de ondergrond zijn met grondmonsters van verschillende diepten, afkomstig van een van de boringen in het proefveld (meetpunt 1, bijlage 1), kolomexperimenten uitgevoerd. Door nitraatrijk water in de kolommen in te voeren en regelmatig monsters te nemen van het effluent, is vrij eenvoudig na te gaan of en in welke mate denitrificatie optreedt.

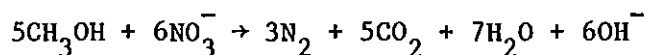
Om de op deze manier verkregen resultaten te 'vertalen' naar omstandigheden zoals die in het veld zijn, kan gebruik worden gemaakt van experimenteel vastgestelde correctiefactoren.

In het hiernavolgende zal daarom eerst kort worden ingegaan op de factoren die van invloed zijn op de denitrificatie.

3.2. Denitrificatie

Onder denitrificatie wordt doorgaans bedoeld het biochemisch proces waarbij bacteriën onder anaërobe omstandigheden nitraat gebruiken om organische stof te oxyderen. Het betreft hier vaak facultatief anaërobe bacteriën zoals *Pseudomonas denitrificans*.

De optredende reactie met bijvoorbeeld methanol als energiebron is als volgt (STEENVOORDEN, 1977):



Een aantal factoren zijn van belang voor het verloop van de denitrificatie:

- organische stof is vaak de beperkende factor bij denitrificatie.

Indien geen gemakkelijk afbreekbare organische stof aanwezig is, zal denitrificatie niet of nauwelijks optreden. Er zijn echter ook aanwijzingen dat sommige autotrofe bacteriën, gebruikmakend van een anorganische energiebron, in staat zijn nitraat te gebruiken als electronenacceptor indien zuurstof niet aanwezig is (b.v. *Thiobacillus denitrificans*);

- de temperatuur heeft een belangrijke invloed op de snelheid van biochemische processen. Tot op zekere hoogte neemt de reactiesnelheid toe met toenemende temperatuur. De invloed van de temperatuur komt tot uiting in de Q₁₀-factor, een getal dat de verhouding aangeeft tussen de reactiesnelheid bij een bepaalde temperatuur en de temperatuur die 10°C lager ligt. Voor veel biochemische processen bedraagt de Q₁₀-factor 2 à 3;
- de zuurgraad heeft een directe invloed op de denitrificatiesnelheid. Beneden pH 3,5 à 4,5 wordt meestal geen denitrificatie meer waargenomen. In het traject pH 4 tot pH 8 wordt verondersteld dat er een verband bestaat zoals weergegeven in fig. 17(blz.34). Indien nitraat afgebroken wordt door de al eerder genoemde autotrofe bacteriën gaat bovengenoemd verband tussen pH en denitrificatiesnelheid niet meer op;
- nitraatconcentratie (zie 3.5.3).

Een minder belangrijke voorwaarde voor de denitrificatie is de aanwezigheid van een geschikte bacteriepopulatie, omdat deze zich in de natuur veelal vanzelf ontwikkelt.

3.3. Proefopzet

Volgens voorschrift zijn 5 kolommen gevuld met de volgende monsters* (zie ook bijlage 1).

Kolom 1. Grond afkomstig van de laag 0-100 cm-m.v. Mengsel van bouwvoor (0-30 cm-m.v., humeus, veel fijne planten en veenresten, kalkvrij) en de laag 30-100 cm-m.v. (bruin zand, matig fijn, matig gesorteerd, bruinkleuring tengevolge van humuszuren, kalkvrij).

Het organisch stofgehalte bedraagt $\pm$ 7% (bepaling van het gloeiverlies bij 500°C).

Kolom 2. Bruin grijs, matig fijn tot matig grof naderend zand afkomstig van de laag 200-300 cm-m.v. Er kunnen leembrokken in aanwezig zijn alsmede een spoor plantenresten, kalkvrij.

Organisch stofgehalte: 0,3%.

*alle monsters zitten in afgesloten emmers, gevuld met het oorspronkelijke water alleen monster 1 staat niet onder water

- Kolom 3. Grijs, matig grof, goed gesorteerd zand afkomstig van de laag 600-700 cm-m.v., kalkvrij. Organisch stofgehalte: 0,2%.
- Kolom 4. Zeer fijn, fijn en grof grind afkomstig van de laag 800-900 cm-m.v. Weinig zand, kalkvrij. Organisch stofgehalte: 0,1%.
- Kolom 5. Groen-grijs, matig tot middelfijn, slibhoudend zand afkomstig van de laag 1200-1300 cm-m.v. Veel glauconiet ($K_2O \cdot 2 MgO \cdot 3(Fe \cdot Al)_2 O_3 \cdot 12 SiO_2 \cdot 6H_2O$), pyriethoudend ($Fe S_2$), kalkvrij. Organisch stofgehalte: 0,3%.

Wat het organisch stofgehalte betreft, dient opgemerkt te worden dat minerale bestanddelen eveneens een gloeiverlies kunnen veroorzaken (b.v. glauconiet). Met name voor kolom 5 zal het organisch stofgehalte lager zijn dan hierboven vermeld.

Aan de hand van onderstaande figuur zal de proefopstelling nader worden toegelicht.

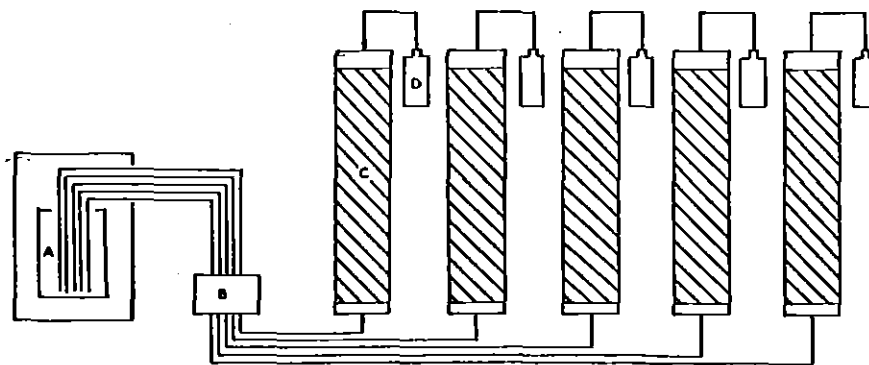


Fig. 10. Proefopstelling

- A. Voorraadfles (10 l). Deze fles bevat gedemineraliseerd water waarin opgelost NO_3^- met een concentratie van 43 mg/l en Cl^- met een concentratie van 200 mg/l (NO_3^- en Cl^- toegevoegd in de vorm van KNO_3 en KCl). Het chloride dient als tracer ter bepaling van de tijd waarin het oorspronkelijk aanwezige formatiewater geheel vervangen is door de doorloopvloeistof. Aan de hand hiervan kan het poriënvolume en de doorstroomsnelheid globaal worden berekend. De voorraadfles is in een koelkast geplaatst ($4^{\circ}C$) om een verlaging

van de NO_3^- concentratie te voorkomen (J. Harmsen, Het conserveren van watermonsters, 1981).

Bij de tweede aanmaak van de nitraatoplossing is geen chloride meer toegevoegd. Per vergissing is er leidingwater gebruikt in plaats van gedemineraliseerd water. Aan de hand van de resultaten zal worden nagegaan in hoeverre dit van invloed is geweest op de proefresultaten.

- B. Pomp. Om een verblijftijd van het water in de kolom van 2 à 3 weken te bereiken, is de snelheid van pompen ingesteld op 2,3 ml/uur.
- C. Grondkolommen. Perspex buizen met een lengte van $\pm$ 50 cm en een doorsnede van 9 cm. De kolommen zijn voor $\pm$ 45 cm gevuld met grond. Om een anaëroob milieu te verkrijgen, wordt water beneden ingeleid en via een overloop boven opgevangen.
- D. Monsterflessen.

3.4. Bemonstering en analyse

Het effluent van de 5 kolommen werd 2 x per week 24 uur bemonsterd. De opgevangen hoeveelheid ($\pm$ 55 ml) is voldoende om een aantal bepalingen uit te voeren. In eerste instantie is alleen de Cl^- en NO_3^- concentratie en de pH bepaald.

In een later stadium is alleen voor kolom 5 ook de SO_4^{2-} -concentratie bepaald om na te gaan of er in deze kolom sprake is van nitraat-afbraak door autotrofe bacteriën.

In de meeste gevallen zijn de bepalingen uitgevoerd op de dag van bemonsteren, indien dit niet mogelijk was, werden monsters bewaard in de koelkast bij een temperatuur van 4°C .

De analyse van de monsters op het nitraatgehalte vond plaats met behulp van een vloeistofchromatograaf (HPLC) én met de methode volgens NEN-3225. Cl^- is titrimetrisch bepaald, SO_4^{2-} turbidimetrisch.

3.5. Resultaten en discussie

3.5.1. Denitrificatie en het organisch stofgehalte

In fig. 11 is het verloop van de Cl^- -concentratie met de tijd uitgezet voor de 5 kolommen.

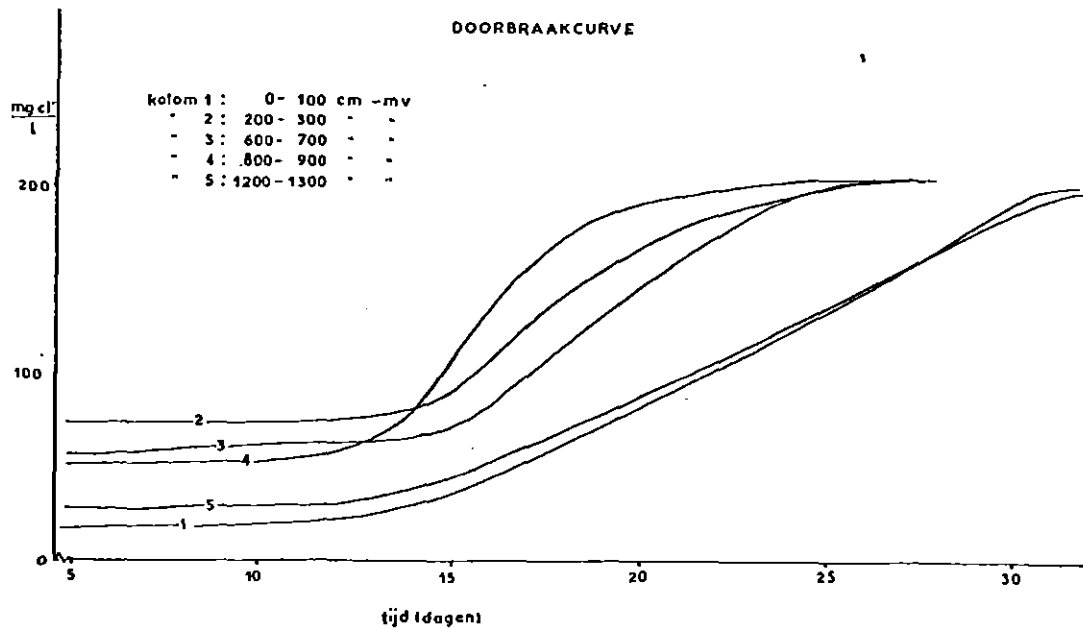


Fig. 11. Verloop chlorideconcentratie met de tijd

Het verloop van de concentratielijnen is afhankelijk van diffusie en dispersie direct samenhangend met het poriënvolume θ . In de kolommen met matig fijn tot fijn zand (1 en 5) is de afvlakking dan ook het grootst, terwijl de met grind gevulde kolom (4) de kleinste afvlakking vertoont ($\theta_{1,5} > \theta_4$).

Door het buigpunt vast te stellen kan op de tijd-as de doorbraaktijd afgelezen worden. Uit deze tijd kan het poriënvolume θ en de doorstroomsnelheid v berekend worden.

Kolom	θ	v (cm/dag)
1	0,46	2,1
2	0,38	2,5
3	0,42	2,3
4	0,34	2,8
5	0,46	2,1

Met behulp van deze berekende θ kan voor de Cl^- en NO_3^- concentratie het verloop van C/C_0 (concentratie effluent/concentratie influent) uitgezet worden tegen v/v_0 (doorgevoerd volume/poriënvolume). Zie fig. 12.

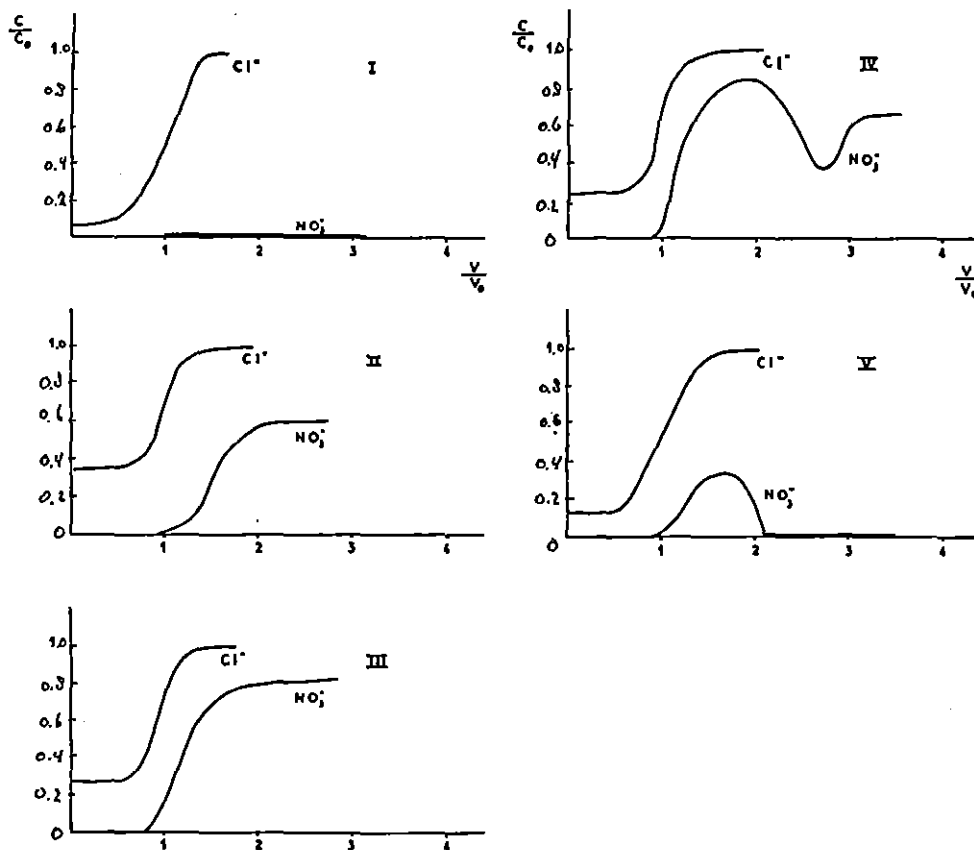


Fig. 12. Het verloop van concentratie effluent/concentratie influent met doorgevoerd volume/poriënvolume

Bij een algemene beschouwing valt op dat het nitraat front in alle kolommen achterblijft bij het chloride front. Een stijging van het nitraatgehalte wordt in de kolommen 2 tot en met 5 pas waargenomen nadat het poriënvolume bijna 1 x geheel is vervangen ($v/v_0=1$). In kolom 1 wordt gedurende de hele proef geen stijging waargenomen. Dit achterblijven van het nitraat front ten opzichte van het chloride front kan 2 oorzaken hebben:

- A. Assimilatorische nitraatreductie. Doordat in het begin nog zuurstof in de kolom aanwezig is (bij het vullen van de kolommen wordt lucht ingesloten) kunnen eventueel aanwezige aërobe bacteriën nitraat als N-bron opnemen.

B. Dissimilatorische nitraatreductie. Ondanks de insluiting van lucht zullen aërobe en anaërobe omstandigheden naast elkaar voorkomen. In de anaërobe delen kunnen denitrificerende bacteriën nitraat omzetten tot N_2 .

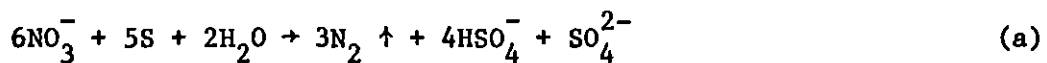
Afgezien van autotrofe bacteriën zullen in beide gevallen bacteriën organische stof als energiebron nodig hebben. Ondanks de lage organische stofgehalten in de monsters 2 tot en met 5 zal er in het begin toch gemakkelijk afbreekbare organische stof beschikbaar zijn. De oorzaak hiervan is dat de monsters, die in het veld anaëroob zijn, tijdens de bemonstering én tijdens het inrichten van de kolommen in aanraking komen met zuurstof. Dit heeft tot gevolg dat organische stof gedeeltelijk oxydeert en brokstukken levert die beter afbreekbaar zijn voor bacteriën. De gelige kleur van het eerste effluent is een indicatie voor de aanwezigheid van organische stof in oplossing.

Rond $v/v_o=1$ (het poriënvolume is eenmaal vervangen) zien we het nitraatgehalte snel stijgen. Het is duidelijk dat dit veroorzaakt wordt door een gebrek aan gemakkelijk afbreekbare organische stof als gevolg van de uitspoeling én het anaëroob worden van de kolom waardoor een einde komt aan de assimilatorische nitraatreductie. In kolom 1 vindt, door de aanwezigheid van voldoende organische stof, een volledige afbraak van nitraat plaats. De omstandigheden in deze kolom zijn in feite vergelijkbaar met een situatie in het veld wanneer het grondwater op maaiveldniveau slaat, een situatie die zich kan voordoen tijdens de wintermaanden. Onder dergelijke omstandigheden wordt in het veld in vele gevallen een verhoogde afbraak van nitraat waargenomen. Kolom 1 zal verder buiten beschouwing worden gelaten. Wanneer we er vanuit gaan dat organische stof de beperkende factor is bij denitrificatie, dan moet de omvang van de nitraatafbraak in de kolommen gerelateerd zijn aan de hoeveelheid organische stof. Wanneer we het verdere verloop van de nitraatconcentratie bekijken dan blijkt deze relatie voor de kolommen 2, 3 en 4, althans tot het punt $v/v_o=2$, ook aanwezig te zijn; de hoogte waarop de lijnen horizontaal gaan lopen is omgekeerd evenredig met het organische stofgehalte (behalve de oorspronkelijk in de kolom aanwezige organische stof is er nu ook organische stof in de vorm van dood bacteriemateriaal).

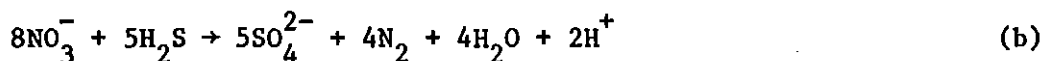
Na $v/v_o=2$ daalt de nitraatconcentratie in kolom 4 echter weer, een daling die in kolom 5 reeds op $v/v_o=1,75$ is begonnen.

3.5.2. Invloed van anorganische zwavelverbindingen op de denitrificatie

Gezien de geringe hoeveelheden organische stof in de kolommen 4 en 5, kan de verlaging van het nitraatgehalte in deze kolommen niet veroorzaakt worden door een verhoogde activiteit van heterotrofe denitrificerende bacteriën. Hier is sprake van een groei van autotrofe bacteriën die een anorganische component als energiebron gebruiken. Bekend is dat enkele bacteriën van het geslacht Thiobacillus in staat zijn gereduceerde zwavel als energiebron te gebruiken bij de afbraak van nitraat (SCHLEGEL, 1969). De door thiobacillus denitrificans uitgevoerde reactie is als volgt:



Een mogelijk andere reactie, uitgevoerd door Thiosphaero pantotrophia (ROBERTSON, 1983):



CO_2 dient wel aanwezig te zijn als grondstof voor de aanmaak van celmateriaal.

Indien een dergelijke reactie zich voordoet in de kolommen 4 en 5, hetgeen zeer goed mogelijk is gezien de aanwezigheid van pyriet in kolom 5, betekent dit:

- I. een verhoging van het SO_4^{2-} -gehalte én
- II. een pH-daling (bij geringe buffercapaciteit) op het moment dat de autotrofe denitrificatie op gang komt.

I. Verhoging van het SO_4^{2-} -gehalte

Toen in het verloop van de proef bleek dat in kolom 5 de denitrificatie niet alleen bepaald werd door het organisch stofgehalte is in het effluent eveneens het SO_4^{2-} -gehalte bepaald. Voor kolom 4 is dit (helaas) niet gebeurd.

Fig. 13 geeft het verloop van het SO_4^{2-} en NO_3^- -gehalte met de tijd.

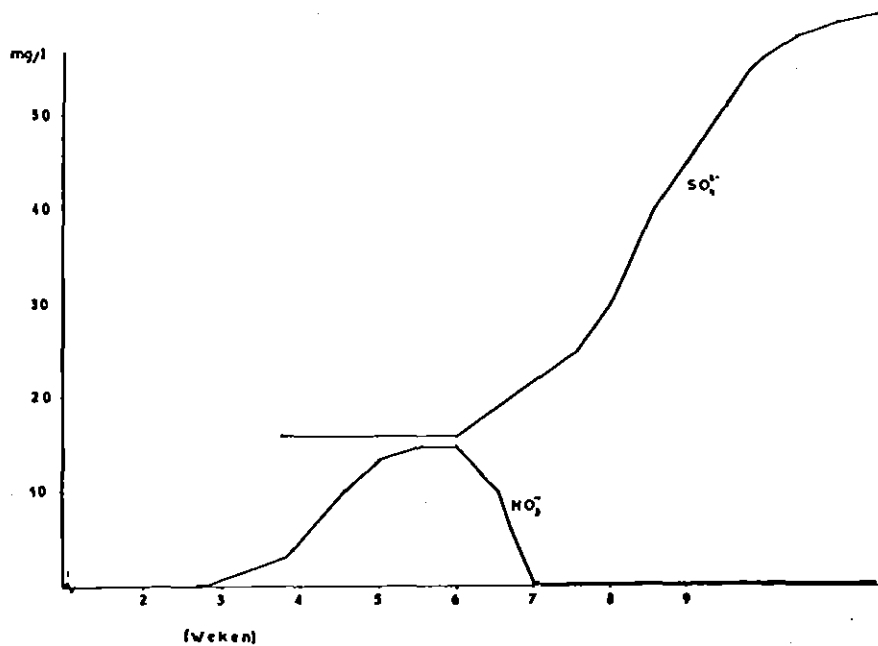


Fig. 13. Verloop van de NO_3^- en SO_4^{2-} -concentratie met de tijd

Fig. 13 laat duidelijk zien dat er verband is tussen de daling van het nitraatgehalte en de stijging van het sulfaatgehalte. Het is dan ook zeer waarschijnlijk dat de denitrificatie verloopt zoals in voorgaande reacties is beschreven.

Uit die reactievergelijkingen kan worden afgeleid hoeveel SO_4^{2-} er vrij moet komen bij een afbraak van $\pm 43 \text{ mg NO}_3^-$. Voor vergelijking (a) bedraagt deze hoeveelheid $55 \text{ mg SO}_4/1$, voor (b) $42 \text{ mg SO}_4/1$. Telt men hierbij de achtergrondconcentratie van SO_4 op ($\pm 15 \text{ mg SO}_4/1$), dan moet de totale sulfaatconcentratie in het effluent respectievelijk 70 en $58 \text{ mg SO}_4/1$ bedragen. Na 11 weken wordt een evenwichtsconcentratie gemeten van $\pm 61 \text{ mg SO}_4/1$. De afbraak van nitraat in kolom 5 wordt dus het beste beschreven met reactievergelijking (b).

Ervan uitgaande dat de daling van het nitraatgehalte in kolom 4 dezelfde oorzaak heeft als in kolom 5 dan is, gezien de aard van het grondmonster 4 (grind), de stijging van de NO_3^- -concentratie mogelijk het gevolg van het opraken van S als energiebron. De autotrofe denitrificatie wordt dan weer ondergeschikt aan de heterotrofe afbraak. Doordat het aantal bacteriën is toegenomen tijdens de autotrofe denitrificatie is de hoeveelheid organische stof (in de vorm van bacteriemateriaal) ook groter geworden. Dit zal weer tot gevolg hebben dat de omvang van de heterotrofe denitrificatie na $v/v_0 = 3$ groter zal zijn dan tot $v/v_0 = 2$.

In fig. 12 (IV) zien we dat na het bereiken van de nieuwe evenwichtssituatie (na $v/v_0 = 3$) het nitraatgehalte in het effluent geringer is dan tijdens de eerder bereikte evenwichtssituatie.

II. Het verloop van de pH

Afbraak van nitraat door de autotrofe zwavel bacteriën heeft, zoals we in de reactievergelijkingen (a) en (b) kunnen zien, een pH verlagend effect. In hoeverre dit effect ook waarneembaar is, zal blijken bij de bespreking van de verschillende pH-curven.

In fig. 14 is voor alle kolommen het verloop van de pH en de NO_3^- -concentratie uitgezet tegen v/v_0 .

Omdat meerdere processen invloed hebben op de pH, kan een daling of stijging van de pH niet zonder meer aan denitrificatie worden toegeschreven. Vanwege het feit dat slechts een gering aantal variabelen zijn gemeten in het effluent, zullen nu een aantal factoren worden behandeld die mogelijk van invloed zijn op de pH.

- A. Organische stof. Oxydatie van organische stof, die optreedt nadat grondmonsters in contact komen met zuurstof (zie ook blz. 24), kan een pH-daling tot gevolg hebben. De reactie producten van de oxydatie hebben vaak een zuur karakter.

In alle kolommen zien we een al dan niet sterke pH-daling helemaal in het begin van de proef. Een aanwijzing dat dit door organische stof wordt veroorzaakt, is de gelige kleur van het effluent in de eerste dagen (zie ook blz. 24).

Naarmate de vervanging van het oorspronkelijke water vordert, zal als gevolg van uitspoeling en afbraak de invloed van organische stof

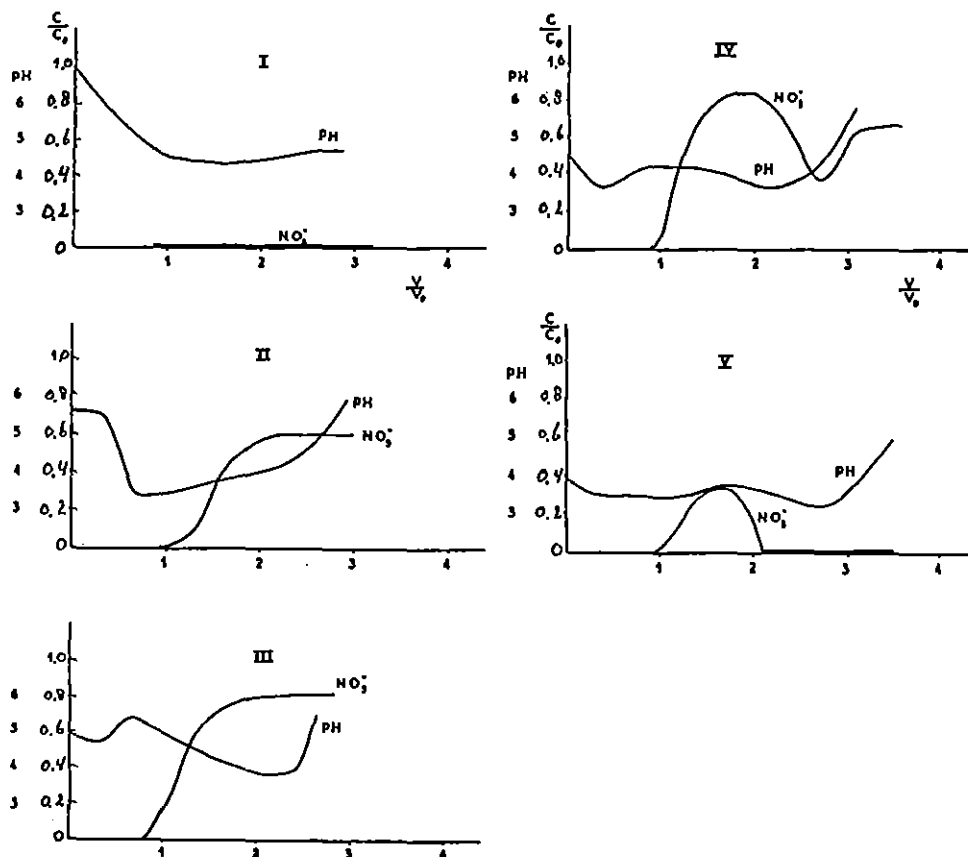


Fig. 14. Verloop NO_3^- -concentratie en pH met de tijd

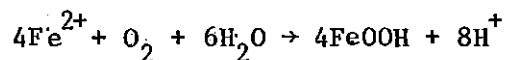
op de pH afnemen. Alleen in kolom 1, zal gezien de hoeveelheid organische stof (het effluent blijft gedurende de hele proef gelig van kleur), deze invloed van langere duur zijn.

- B. Uitwisseling K^+ tegen H^+ . In de eerste voedingsoplossing is in totaal $\pm 250 \text{ mg K/l}$ toegevoegd, (KCl en KNO_3). Als gevolg van de uitwisseling, die pas optreedt op het eind van de eerste vervanging van het poriënvolume ($v/v_0 \leq 1$), kan een pH-daling optreden. Dit effect verdwijnt grotendeels bij het doorvoeren van de tweede hoeveelheid voedingsoplossing waarin geen KCl meer toegevoegd is. In de kolommen is, op het moment dat de nieuwe voedingsoplossing in gebruik wordt genomen, het poriënvolume ongeveer 2 x vervangen. De pH-stijging na $v/v_0 = 2$ in de kolommen 3 en 5 en de relatief sterkere stijging in kolom 2 worden mogelijk hierdoor veroorzaakt. De CEC van kolom 4 zal dermate klein

zijn dat bovenbeschreven effect geen noemenswaardige invloed zal hebben.

In hoever leidingwater de mogelijke oorzaak is van de pH-stijgingen in de kolommen 2 tot en met 5 na v/vo = 2 is moeilijk na te gaan (pH kraanwater is vrijwel gelijk aan pH gedestilleerd water).

- G. Oxydatie van ijzer. Indien het effluent ijzer bevat, zal oxydatie optreden zodra het water de kolom verlaat en in contact komt met de lucht.



Deze reactie heeft een verzurende werking. Hoewel het ijzergehalte niet gemeten is, kan aan de hand van de bruinkleuring van afvoerslang en monsterfles geconstateerd worden dat de kolommen 2 en 5 relatief het meeste ijzer bevatten. De pH van het effluent van beide kolommen is gedurende de eerste 5 weken lager dan in de andere kolommen (tussen 3,4 en 3,8). Deze relatief lage pH zou verklaard kunnen worden door het pH-effect van de ijzeroxydatie. In dit licht bezien is het echter onduidelijk waarom de pH in kolom 5 na de stijging tussen v/vo = 1 en 2 weer gaat dalen tussen v/vo = 2 en 3 (van pH 3,6 naar 3,2). De oorzaak hiervan moet waarschijnlijk toch gezocht worden in de activiteit van de autotrofe denitrificerende bacteriën.

- D. Bacteriegroei. De sterke stijging van de pH in de kolommen 2 tot en met 4 na v/vo = 2 ging gepaard met een vertroebeling van het effluent. Het kan niet uitgesloten worden dat een dergelijke groei van grote invloed is op de pH.
- E. Buffercapaciteit. Aanwezigheid van bijvoorbeeld CaCO_3 zal een bufferende werking hebben. In het effluent van kolom 5 wordt na 10 weken nog een Ca-gehalte gemeten van ± 20 mg/l (oorspronkelijk aanwezig ± 38 mg/l).

Het mag duidelijk zijn dat het verklaren van pH-veranderingen moeilijker wordt naarmate minder gegevens bekend zijn. De pH-veranderingen die tijdens het hier uitgevoerde experiment optreden kunnen dus niet zonder meer toegeschreven worden aan alleen denitrificatie en de pH-waarde van het effluent hoeft ook niet de pH in de kolom te zijn (ijzeroxydatie).

De pH-daling in kolom 5 tussen $v/v_0 = 2$ en $v/v_0 = 3$, een daling die pas inzet na een toename van nitraatafbraak, is wel een aanwijzing in de richting van de 'verzurende denitrificatie'. Het feit dat beluchten van een monster afkomstig uit de kolom zelf geen pH-daling veroorzaakte, doet ook vermoeden dat denitrificatie hier bij lage pH (tot pH 3,2?!) plaats vindt.

Kort samengevat zijn de conclusies als volgt:

1. De pH in het aan lucht blootgestelde effluent kan afwijkend zijn van de pH in de kolom (ijzeroxydatie). Het verdient de voorkeur om de pH in de kolom zelf te meten.
2. In alle kolommen is er sprake van denitrificatie die in eerste instantie afhankelijk is van de hoeveelheid organische stof. De resultaten komen overeen met veldwaarnemingen, namelijk afname denitrificatie met de diepte (blz. 16 e.v.).
3. Na verloop van tijd stelt zich in kolommen 2 en 3 een evenwicht in waarbij de denitrificatiesnelheid min of meer constant blijft. In kolom 4 en 5 neemt de denitrificatiesnelheid echter weer toe. Alle gegevens wijzen op autotrofe afbraak, die in tegenstelling tot heterotrofe afbraak verzurend werkt. Als energiebron wordt gereduceerde zwavel gebruikt, die in kolom 5 in voldoende mate aanwezig is om een volledige afbraak van nitraat te bewerkstelligen. In kolom 4 is dit in mindere mate het geval waardoor de nitraatconcentratie na verloop van tijd weer gaat stijgen. Onder invloed van de heterotrofe denitrificatie wordt hier een nieuw evenwicht bereikt.

3.5.3. Denitrificatie onder veldomstandigheden

Met behulp van de resultaten van het kolomonderzoek zal nu getracht worden een indicatie te geven voor de omvang van de denitrificatie onder veldomstandigheden. Een dergelijke vertaling zal, gezien de grote verschillen die er bestaan tussen laboratoriumomstandigheden en veldomstandigheden, slechts een grove benadering zijn van de werkelijke situatie.

De uit de kolomexperimenten afgeleide denitrificatiesnelheden ($\text{mg NO}_3/\text{etm.gr.grond}$) worden gecorrigeerd voor die factoren die van invloed zijn op de denitrificatie (correctie voor pH, T en nitraatgehalte; het org. stofgehalte is in beide gevallen hetzelfde). Deze

gecorrigeerde waarden zullen vervolgens gebruikt worden om de diepte beneden maaiveld te bepalen waarop de concentratie van nitraat gereduceerd is tot een gehalte ≤ 10 mg/l. De afname van het nitraatgehalte als gevolg van menging met 'schoon' water zal hier buiten beschouwing worden gelaten.

A. Denitrificatiesnelheid in de kolommen

Uit de gegevens van het grondwateronderzoek (zie ook 2.5) blijkt dat beneden 5 à 6 m-m.v. in de meeste putten geen nitraat meer wordt aangetroffen. Dit zou betekenen dat alleen de gegevens van kolom 2 (afkomstig van de laag 2-3 m-m.v.) gebruikt kunnen worden voor het uitvoeren van de berekening. Uit de boorbeschrijving van een van de monsterpunten in het proefveld kan echter worden afgeleid dat kolom 2 min of meer representatief is voor de laag 1 tot 4 m-m.v. en kolom 3 (afkomstig van de laag 6-7 m-m.v.) voor de laag 4-7 m-m.v.

Voor het eventueel doorrekenen tot 5 à 6 m-m.v. kan dus gebruik worden gemaakt van de resultaten van zowel kolom 2 als 3.

In fig. (15) is nogmaals het verloop van de NO_3 -concentratie uitgezet tegen de tijd voor de verschillende kolommen.

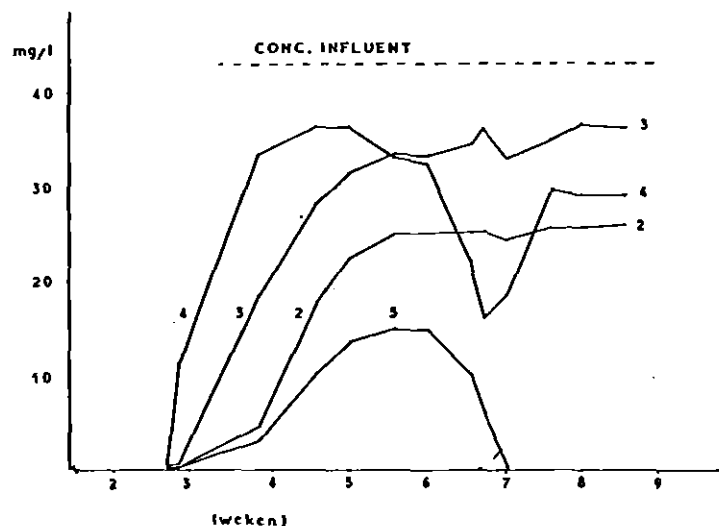


Fig. 15. Verloop van de nitraatconcentratie met de tijd voor de kolommen 2 tot en met 5

De denitrificatiesnelheid in $\text{mg NO}_3/\text{etm}$ kan nu als volgt worden berekend:

$$d = V(C_i - C_e) \quad (1)$$

waarin: d = denitrificatiesnelheid ($\text{mg NO}_3/\text{etm}$)

V = vloeistofflux ($1/\text{etm}$)

C_i = concentratie influent (mg/l)

C_e = concentratie effluent (mg/l)

Uit fig. 15 kan nu de denitrificatiesnelheid voor kolom 2 en 3 worden afgeleid:

$$d_2 = 55 \cdot 10^{-3} (43-26) = 0,935 \text{ mg NO}_3/\text{etm}$$

$$d_3 = 55 \cdot 10^{-3} (43-36) = 0,385 \text{ mg NO}_3/\text{etm}$$

Met behulp van het volume, het poriënvolume (3.5.1) en het natte gewicht van de kolommen wordt deze snelheid omgezet in een denitrificatiesnelheid, uitgedrukt in $\text{mg NO}_3/\text{etm.gr.droge grond (D)}$

Kolom	Volume (cm^3)	Gewicht natte grond (gr)	θ	Gewicht droge grond (gr)	D (mg/etm.gr.dr.gr.)
2	2800	6035	0,38	4970	$1,88 \cdot 10^{-4}$
3	2860	6085	0,42	4880	$7,89 \cdot 10^{-5}$

B. Denitrificatiesnelheid in de laag 1 - 4 m en 4-7 m-m.v.

In het grondwatermilieu kan de denitrificatiesnelheid als volgt worden benaderd (STEENVOORDEN, 1984):

$$D = K_D^{\max} \cdot C_{OM} F_{PH} \frac{\text{NO}_3^-}{K_M + \text{NO}_3^-} \quad (2)$$

waarin: $K_D^{\max}$ = maximale denitrificatiesnelheid

C_{OM} = gew. % organische stof

F_{PH} = reductiefactor voor de zuurgraad ($0 < F_{PH} < 1$)

K_M = waarde van NO_3^- gehalte (mg/l) waarbij $D = 1/2 K_D^{\max}$
onder gelijke omstandigheden voor de overige variabelen

Bij de vertaling van de laboratoriumexperimenten naar de veldomstandigheden vervalt de correctiefactor voor het organisch stofgehalte en moet een correctie voor de temperatuur (F_T) worden ingebouwd. Vergelijking (2) wordt nu:

$$D_v = K_D^{\max} \cdot F_T \cdot F_{pH} \frac{NO_3^-}{K_M + NO_3^-} \quad (3)$$

Hierin is $K_D^{\max}$ de denitrificatiesnelheid in de kolommen, gecorrigeerd voor het nitraatgehalte. Aan de hand van een bespreking van de door te voeren correcties voor temperatuur, zuurgraad en nitraatgehalte zal de omvang van de denitrificatiesnelheid onder veldomstandigheden (D_v) bepaald worden.

- Nitraatgehalte

Het quotiënt $\frac{NO_3^-}{K_M + NO_3^-}$ geeft de correctiefactor voor het nitraatgehalte. De waarde die voor K_M wordt gevonden is veelal vrij laag ($< 9 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$). In fig. 16 is de correctiefactor uitgezet tegen het nitraatgehalte, uitgaande van $K_M = 6,5$.

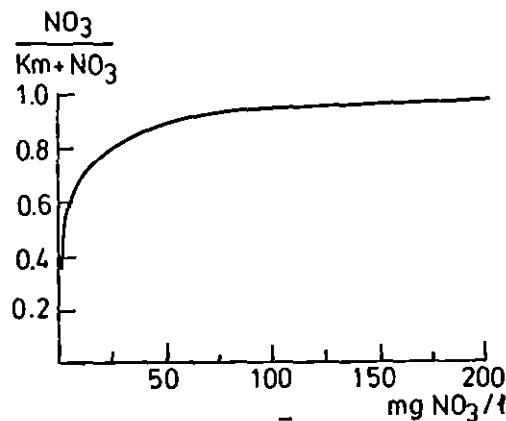


Fig. 16. De relatie tussen $\frac{NO_3^-}{K_M + NO_3^-}$ en het aantal $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$

Voor hoge nitraatgehalten is deze correctiefactor te verwaarlozen. Bij de berekening van de diepte waarop het nitraatgehalte gereduceerd is tot $\leq 10 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$, zal de correctiefactor pas meegerekend worden op het moment dat de nitraatconcentratie gedaald is tot 125 mg/l (bij hogere waarden is de fout kleiner dan 5%).

- Temperatuur

De invloed van de temperatuur wordt gecorrigeerd met behulp van een Q10 factor van 2,5 (zie 3.2). De temperatuur van de kolommen bedraagt 17°C.

- Zuurgraad

De invloed van de zuurgraad wordt gecorrigeerd met behulp van fig. 17.

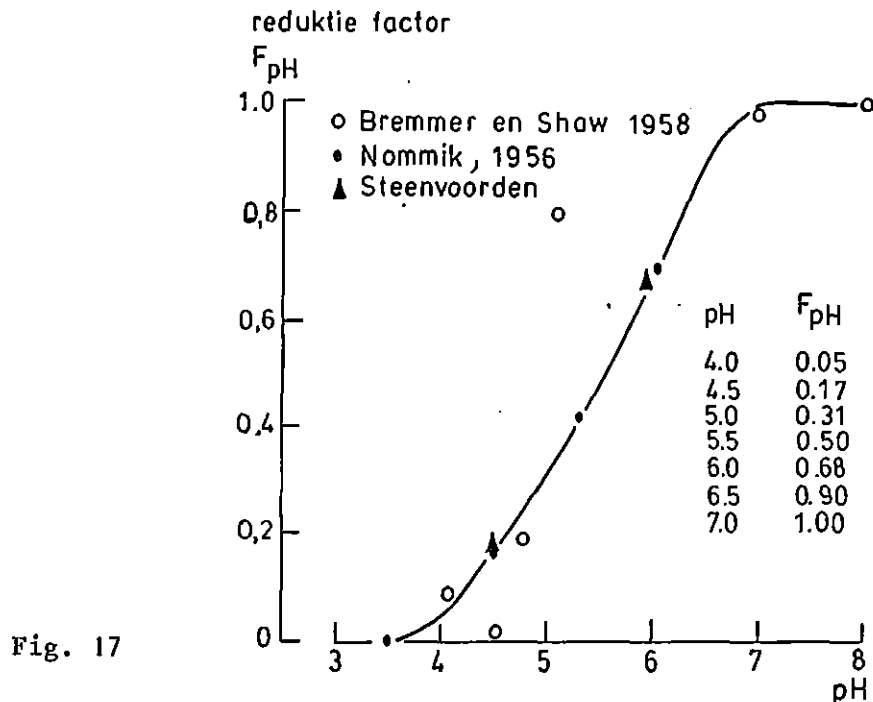


Fig. 17

Hier doet zich echter de moeilijkheid voor dat de waargenomen pH in het effluent niet gelijk hoeft te zijn aan de pH in de kolom (zie 3.5.2, II). Er zullen daarom 2 gevallen worden onderscheiden:

1. de pH in het effluent is gelijk aan de pH in de kolom. Uitgaande van de gemiddelde pH in de kolommen 2 en 3 in stationaire toestand, kunnen de volgende correctiefactoren uit fig. 17 worden afgeleid.

Kolom	gemiddelde pH in de kolom	Gemiddelde pH in de laag 1-4 m en 4-7 m-m.v.	Correctie- factor
2	4,5	5	1,75
3	4,5	5,3	2,3

2. de pH in het effluent is niet gelijk aan de pH in de kolom. In dit geval wordt aangenomen dat de pH in de kolom gelijk is aan de pH in het veld. Een correctie is dan niet nodig.

De denitrificatiesnelheid (Dv), uitgedrukt in mg NO₃/gr.grond.etm, bedraagt nu voor de laag 1-4 m en 4-7 m-m.v.:

$$1-4 \text{ m-m.v.: } \frac{1,88 \cdot 10^{-4} \left(\frac{6,5 + \text{NO}_3^- \text{ gem}}{\text{NO}_3^- \text{ gem}} \right) \cdot 1,75}{2,5} \left(\frac{\text{NO}_3^-}{6,5 + \text{NO}_3^-} \right) \quad (4)$$

NO₃⁻ gem. = gemiddelde nitraatconcentratie in de kolom: $\frac{c_i + c_e}{2} = 35$

De denitrificatiesnelheid wordt nu:

A. met pH-correctie

$$1,56 \cdot 10^{-4} \left(\frac{\text{NO}_3^-}{6,5 + \text{NO}_3^-} \right) \text{ mg NO}_3/\text{gr.grond.etm} \quad (5)$$

B. zonder pH-correctie

$$0,89 \cdot 10^{-4} \left(\frac{\text{NO}_3^-}{6,5 + \text{NO}_3^-} \right) \text{ mg NO}_3/\text{gr.grond.etm} \quad (6)$$

4-7 m: A. met pH-correctie

$$8,5 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\text{NO}_3^-}{6,5 + \text{NO}_3^-} \right) \text{ mg NO}_3/\text{gr.grond.etm} \quad (7)$$

B. zonder pH-correctie

$$3,7 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\text{NO}_3^-}{6,5 + \text{NO}_3^-} \right) \text{ mg NO}_3/\text{gr.grond.etm} \quad (8)$$

Aangenomen wordt dat de verblijftijd van het water in de kolommen groot genoeg is om een evenwichtssituatie in de afbraak te bereiken waarin organische stof de beperkende factor is. Een langere verblijftijd zou geen verhoging van de afbraak tot gevolg hebben.

(V_{kolom} ≈ 875 cm/jr, V_{veld} bedraagt maximaal 100 cm/jr bij verticale stroming).

C. Afname nitraatconcentratie met de diepte

Met een eenvoudig rekenmodel, waarin stapsgewijs de afbraak berekend wordt, kan nu de diepte berekend worden waarop de nitraatconcentratie nog slechts ± 10 mg NO_3^-/l bedraagt. In het model wordt uitgegaan van:

- neerslagoverschot van 300 mm/jr en een poriënvolume van de grond van 0,3. Aangenomen wordt dat het gehele neerslagoverschot naar de ondergrond zakt wat resulteert in een indringingsdiepte van 1 m/jr;
- nitraatconcentratie op 1 m beneden maaiveld van 300 mg/l. Deze concentratie is gebaseerd op bemonsteringen van het bovenste grondwater (OOSTEROM, 1983).

In enkele stappen van 0,1 m wordt de nitraatconcentratie gecorrigeerd voor de afbraak tot die diepte waarop de concentratie gereduceerd is tot ± 125 mg NO_3^-/l

In de daarop volgende stappen van 0,1 m wordt ook de invloed van de nitraatconcentratie op de denitrificatie verwerkt.

Bij de hier aangenomen nitraatconcentratie van 300 mg NO_3^-/l op 1 m-m.v. blijkt dat:

- A. met pH-correctie de nitraatconcentratie op 2,2 m-m.v. gereduceerd is tot ± 10 mg/l;
- B. zonder pH-correctie op 3,8 m-m.v. de concentratie gereduceerd is tot ± 10 mg NO_3^-/l .

Deze uitkomsten kunnen nu, ondanks het groot aantal aannamen, worden beschouwd als een aanwijzing dat in dit proefgebied de denitrificatie een belangrijke rol speelt in de reductie van het nitraatgehalte in het water.

In de praktijk blijkt dat het nitraatgehalte beneden 5 à 6 m-m.v. vrijwel 0 is (zie 2.5.2). Hoe groot het aandeel van de denitrificatie is, valt moeilijk te zeggen maar men kan zich op basis van ionendigrammen afvragen of de afname van NO_3^- als gevolg van menging in dit gebied wel zo'n grote rol speelt. Het is hier zeer waarschijnlijk dat het met de diepte afnemend nitraatgehalte voor een groot deel een gevolg is van afbraak NO_3^- door denitrificerende bacteriën.

4. SAMENVATTING

Het onderwerp van dit onderzoek is de verplaatsing van nitraat in de ondergrond en de eventuele afbraak van nitraat door denitrificatie.

Het onderzoek is verricht aan de hand van:

1. analyse van grondwater afkomstig van een proefgebied in het Zuidelijk Peelgebied en
2. kolomexperimenten, die als doel hadden het vaststellen van de nitraatafbraak door denitrificerende bacteriën. De voor de kolomexperimenten gebruikte grondmonsters zijn eveneens afkomstig van een boring in het proefgebied.

Uit de resultaten van de grondwateranalyse kan worden afgeleid dat het hele watervoerende pakket (dikte 10-12 m) beïnvloed is door de overmatige bemesting. Een directe aanwijzing hiervoor is het verloop van de chlorideconcentratie met de diepte. Aan de basis van het watervoerend pakket, op 11 à 12 m-m.v., worden gehalten gemeten variërend van 24-39 mg Cl^-/l , op 14, 17 en 20 m-m.v. varieert de Cl^- -concentratie van 14-17 mg Cl^-/l (de natuurlijke achtergrondconcentratie).

Het verloop van het nitraatgehalte met de diepte laat echter een ander beeld zien. Wordt er op 2 m-m.v. nog plaatselijk een concentratie aangetroffen van ± 250 mg NO_3^-/l , beneden 5 à 6 m-m.v. is het nitraat uit het water verdwenen. De nitraatverontreiniging beperkt zich hier alleen tot de bovenste helft van het watervoerend pakket.

Uit deze cijfers blijkt dat behalve menging ook denitrificatie een rol speelt in de afname van het nitraatgehalte met de diepte.

Met behulp van vijf grondmonsters afkomstig van verschillende diepten beneden maaiveld zijn kolomexperimenten uitgevoerd om de omvang van de denitrificatie op de verschillende diepten vast te stellen. Kolom 1 bevat materiaal uit de bovenlaag (0-1 m-m.v.), 2 tot en met 4 van het watervoerend pakket (resp. 2-3, 6-7 en 8-9 m-m.v.) en kolom 5 van de hydrologische basis in dit gebied (12-13 m-m.v.).

De uit deze experimenten afgeleide denitrificatiesnelheden (vertaald naar veldomstandigheden, pH, T en $[\text{NO}_3^-]$ correctie) zijn een aanwijzing dat de afname van het nitraatgehalte in dit gebied voor een belangrijk deel het gevolg is van afbraak door denitrificerende bacteriën.

De in alle kolommen optredende denitrificatie is in eerste instantie afhankelijk van de hoeveelheid organische stof. De na verloop van tijd toenemende denitrificatiesnelheid in de laatste 2 kolommen staat echter los van het organisch stofgehalte. Alle gegevens wijzen erop dat hier sprake is van autotrofe denitrificatie die, in tegenstelling tot heterotrofe denitrificatie, een verzurende werking heeft. De autotrofe bacteriën gebruiken naar alle waarschijnlijkheid gereduceerde zwavel als energiebron.

LITERATUUR

- APPELO, C.A.J., 1982. Beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit in het infiltratiegebied van de noordwestelijke Veluwe. Instituut voor Aardwetenschappen. Vrije Universiteit Amsterdam.
- BRINKSMA, M.A. en R.G.M. KOPPERS, 1983. Kwantificering van mestoverschotten en de gevolgen van overmatige bemesting voor de fosfaat- en nitraatuitspoeling naar het grondwater. Doctoraalscriptie L.H. Wageningen.
- RIDDER, DE, e.a., 1967. Hydrogeological investigations of the Peel region and its environments. Techn. Bulletin 48 ICW, Wageningen.
- HARMSSEN, J. et al, 1981. Het conserveren van watermonsters, een nog lang niet opgelost probleem. Nota 1319, ICW, Wageningen.
- HOEIJMAKERS, T.J., 1983. Nitraat in het grondwater in het zuidelijk deel van de Gelderse Vallei. Doctoraalscriptie, LH, Wageningen.
- HUET, H. VAN, 1983. Kwantificering en modellering van de stikstofhuishouding in de bodem na bemesting. Nota 1426, ICW, Wageningen.
- LEXMOND, Th.M., F.A.M. DE HAAN, W.H. VAN RIEMSDIJK, 1982. Onderzoek naar fosfaat en koper in de bodem in het bijzonder in gebieden met intensieve veehouderij. Sectie Bodemhygiëne en Bodemverontreiniging, LH, Wageningen.
- MANN, L.D. et al, 1972. Increased denitrification in soils by additions of sulfur as an energy source. Journal of Environmental Quality, Vol. 1, No. 3, 1972.
- OOSTEROM, H.P., 1983. Samenstelling van het bovenste grondwater onder landbouwpercelen en enkele bospercelen. Nota 1385, ICW, Wageningen.

- POMPER, A.B., 1983. Hydrochemisch onderzoek in het Zuidelijk Peelgebied.
Nota 1368, ICW, Wageningen.
- ROBERTSON, L. Colloquium Microbiologic, November 1983.
- RIJKS GEOLOGISCHE DIENST. Geologische kaart van Nederland, Venlo-
-West.
- SCHLEGEL, H.G., 1969. Allgemeine Microbiologie. Stuttgart.
- STEENVOORDEN, J.H.A.M., 1977. De invloed van een aantal factoren op
de denitrificatie (een literatuurstudie) Nota 1012, ICW,
Wageningen.
- , 1982. De gevolgen van het landbouwkundig bodemgebruik voor
de chemische samenstelling van het grond- en oppervlaktewater.
Nota 1264, ICW, Wageningen.
- en H.P. OOSTEROM, 1984. Nitraatbelasting van het grondwater
in zandgebieden; denitrificatie in de ondergrond. Rapport 8,
nota in voorbereiding, ICW, Wageningen.
- TNO. Grondwaterkaart van Nederland, 1982.
- TODD, D.K., 1980. Groundwater Hydrology 2 ed. New York.
- ZONNEVELD, J.I.S., 1980. Tussen de bergen en de zee, Utrecht.

Bijlage 1

INSTITUUT VOOR CULTUURTECHNIEK EN WATERHUISHOUDING

Pulsboring: N163

Onderzoek : Zuidelijk Peelgebied

Kaartblad : 52A; coördinaten: 186 600 - 388 660

Hoogte : circa 28,00 m +NAP

Datum : 15 oktober 1982

U-, S-, sl- en gri-cijfers getaxeerd

Diepte
ondervlak
in m-mv

- 0,30 Zand, donkerbruinig grijs, slibarm, humeus, matig fijn, matig gesorteerd, niet bont, veel fijne en weinig grove planten- en veenresten, kalkvrij.
U 65, S 65, sl 0,5, k 10
- 1,00 Zand, bruin, stoffig, matig fijn, matig gesorteerd, niet bont maar met veel bruingekleurde korrels tengevolge van humuszuren, spoor zeer fijn grind, weinig plantenresten, kalkvrij.
U 65, S 65, sl 0,2, k 11
- 2,00 Zand, geel, slibvrij, middelfijn, goed gesorteerd, niet bont, weinig plantenresten, kalkvrij.
U 100, S 70, sl 0, k 5
- 3,50 Zand, gelig grijs, slibarm, matig fijn tot matig grof naderend, goed gesorteerd, niet bont, spoor zeer fijn en fijn grind, enkele grijze zeer zandige leembrokken tot 5 cm (volgens veldstaat enkele leemlaagjes), spoor plantenresten, kalkvrij.
U 55, S 70, sl 0,5, k 16
- 4,00 Zand, gelig grijs, slibarm, matig grof, matig gesorteerd, met een enkele bonte en donkere korrel, zeer weinig zeer fijn en fijn zwart/wit grind, spoor glimmer en plantenresten, kalkvrij.
U 40, S 65, sl 0,5, gri 2, k 27

Diepte
ondervlak
in m-mv

- 5,00 Zand, lichtgrijs, slibvrij, matig grof, goed gesorteerd, met een enkele bonte korrel, weinig zeer fijn, fijn en grof meest zwart/wit grind, maar ook enkele bonte kwartsieten, verder enkele sterk verweerde vuursteentjes, spoor plantenresten, glimmer en biotiet, kalkvrij.
U 40, S 70, sl 0, gri 14, k 35
- 6,00 Zand, grijs, slibarm, matig grof tot middelgrof naderend, goed gesorteerd, met een enkele bonte korrel, veel zeer fijn, fijn en grof meest zwart/wit grind, maar met een enkele bonte kwartsiet, spoor glimmer, kalkvrij.
U 35, S 70, sl 0,5, gri 30, k 46
- 8,00 Zand, grijs, stoffig, matig grof, goed gesorteerd, met een enkele bonte en donkere korrel, spoor zeer fijn grind, spoor glimmer, kalkvrij.
U 40, S 70, sl 0,2, k 32
- 9,00 Zand, bruinig grijs, stoffig, matig grof tot middelgrof naderend, matig gesorteerd, met enkele bonte en donkere korrels, zeer rijk aan zeer fijn, fijn en grof zwart/wit grind waarbij een conglomeraat, spoor glimmer, kalkvrij.
U 35, S 65, sl 0,2, gri 50, k 60
- 9,50 Zand, grijs, stoffig, matig grof tot middelgrof naderend, tweetoppig gesorteerd in de fracties matig fijn en zeer grof, met een enkele bonte en donkere korrel, rijk aan grind als in vorige laag met hoekige vuursteen, spoor glimmer, kalkvrij.
U 35, S 50, sl 0,2, gri 38, k 31
- 10,50 Grind, zeer fijn, fijn en grof, zwart/wit met een enkele bonte kwartsiet en hoekige vuursteen; het zeer weinige zand is bruinig grijs; stoffig, matig tot middelgrof, tweetoppig gesorteerd in de fracties matig fijn tot matig grof en zeer tot uiterst grof, met enkele bonte en donkere korrels, spoor glimmer, kalkvrij.
U 30, S 50, sl 0,2, gri 85, k 67

Bijlage 1 vervolg

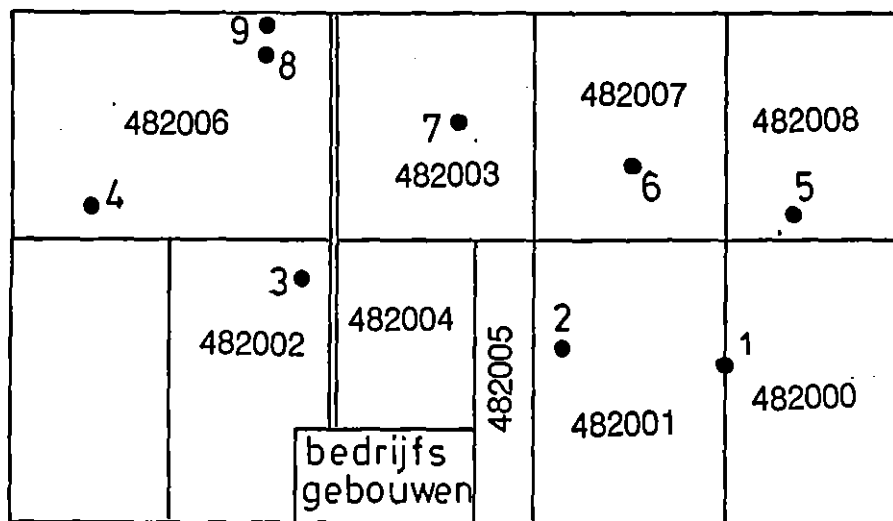
Diepte
ondervlak
in m-mv

- 11,00 Grindzand, het zand is bruinig grijs, stoffig, matig fijn tot matig grof, zeer slecht gesorteerd, met een enkele bonte en donkere korrel, spoor glimmer, kalkvrij; het grind is zeer fijn, fijn en grof, zwart/wit, met hoekige vuursteen, volgens veldstaat: met enkele stenen.
U 50, S 55, sl 0,2, gri 53, k 24
- 12,00 Zand, bruinig grijs, stoffig, matig grof, zeer slecht gesorteerd, niet bont, met enkele donkere korrels, zeer weinig zeer fijn en fijn zwart/wit grind, spoor biotiet, kalkvrij.
U 40, S 55, sl 0,2, gri 4, k 22
- 13,00 Grind, zwart/wit, meest grof en volgens veldstaat met stenen, bevat hoekige vuursteen; het zand is grijs, stoffig, matig grof tot middelgrof naderend, matig gesorteerd, niet bont, met een enkele donkere korrel, spoor glimmer, kalkvrij.
U 35, S 65, sl 0,2, gri 80, k 75
- 14,00 Zand, grijs, slibarm, matig grof tot middelgrof naderend, zeer goed gesorteerd, niet bont, zeer weinig zeer fijn en fijn zwart/wit grind, spoor fijne houtrestjes, weinig glimmer, kalkvrij.
U 35, S 80, sl 0,5, gri 2, k 50
- 15,50 Zand, grijs, slibarm, matig grof tot matig fijn naderend, matig gesorteerd, niet bont, spoor zeer fijn grind, weinig glimmer, spoor fijne houtresten, kalkvrij.
U 45, S 65, sl 0,5, k 21
- 17,00 Zand, grijs, slibarm, matig fijn, goed gesorteerd, niet bont, spoor fijne leembrokjes en verkitte zandkluitjes, glimmerhoudend, weinig glauconiet, kalkvrij.
U 60, S 70, sl 0,5, k 13
- 18,00 Zand, donkergrijs, zwak slibhoudend, matig tot middelfijn, zeer goed gesorteerd, niet bont, glimmerhoudend, vrij veel glauconiet, spoor deels versteende fijne houtbrokjes, kalkvrij.
U 80, S 80, sl 2,5, k 5

Diepte
ondervlak
in m-mv

20,00 Zand, donker-iets groenig-grijs, slibhoudend, matig tot
middelfijn, zeer goed gesorteerd, niet bont, weinig glimmer,
veel glauconiet, spoor fijne kleibrokjes en fijne houtrest-
jes, kalkvrij.
U 80, S 80, sl 4, k 3

PROFIELBESCHRIJVINGEN



● monsterpunt

- 482000 - 35 à 40 cm humeuze zandgrond. Ondergrond bruin tot lichtbruin zand (plaatselijk tot 1 m-m.v. veen).
- 482001 - (boring tot 1,80-m.v.). 40 cm humeuze zandgrond. Ondergrond bruin naar geel zand.
- 482003 - (boring tot 1,50-m.v.). 30 cm humeuze zandgrond gevolgd door 10 à 20 cm vast veen. Ondergrond bruin zand met op 1,50-m.v. wit lemig grof zand met grind.
- 482004 en 482005 - (boring tot 2,30-m.v.). 40 cm heumeuze zandgrond met op enkele lage plaatsen iets vast veen. Ondergrond bruin tot licht bruin zand. Op 1,60 à 1,80 m-m.v. lemig grof zand.
- 482006 - 40 à 34 cm humeuze zandgrond met een laagje vast veen van 5 à 10 cm. Ondergrond bruin tot lichtbruin zand. Achterin het perceel enkele lage plekken met ca. 70 cm veen. Op diepte van 1,80 m-m.v. lemig grof zand met grind.
- 482007 - De bovengrond (tot 60 cm-m.v.) wordt van zuid naar noord gaande humeuzer naar de diepte, gevolgd door een dikker wordend veenpakket (tot 1,20 m-m.v.). In het midden van het perceel bevindt zich nog ca. 10 cm turf. Vermoedelijk gaat het hier om een vennetje dat in de loop der tijd dichtgegroeid is. Op een diepte van 1,20 m-m.v. wit, grof zandig materiaal. Soms gemengd met kleiig veen.

482008 - 40 cm humeus zand. Ondergrond donkerbruin grof zand. Plaatselijk vast veen. In eerste boring geen wit zand met grind aangetroffen. Het opgepompte water is sterk ijzerhoudend. Bij tweede boring tot 2,20 m-m.v. op 2 m diepte wit grind- en leemhoudend zand.