

NOTA 1435

juni 1983

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
Wageningen

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

NITRAATBELASTING VAN HET GRONDWATER IN ZANDGEBIEDEN;
DENITRIFICATIE IN DE ONDERGROND

ir. J.H.A.M. Steenvoorden

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communiatiemiddelen, 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

I N H O U D

	blz.
1. INLEIDING	1
2. NITRAATUITSPOELING ZONDER BEMESTING	2
3. EXPERIMENT MET DIEPE LYSIMETERS	5
4. INVLOED GRONDWATERSTAND OP NITRAATUITSPOELING	6
5. NITRAATUITSPOELING BIJ GRASLAND	10
6. NITRAATUITSPOELING BIJ BOUWLAND	12
7. INVLOED BEREKENING OP NITRAATUITSPOELING	15
7.1. Berekening van tuinbouwgewassen	15
7.2. Berekening van akkerbouwgewassen	17
8. DENITRIFICATIE IN HET GRONDWATER	18
8.1. Modelmatige benadering	18
8.2. Metingen in het grondwater	20
8.3. Extrapolatie naar andere zandgronden	24
9. SAMENVATTING	27
LITERATUUR	29
BIJLAGE	31

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

1. INLEIDING

Onderzoek naar de stikstofuitspoeling bij landbouwkundig bodemgebruik vindt al gedurende tientallen jaren plaats. De reden dat dit type onderzoek nog steeds plaatsvindt, is primair gelegen in de zorg voor het milieu in de ruimste zin. Daarbij kan worden gedacht aan de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater in verband met de drinkwaterbereiding en de eutrofiëringsproblematiek. De landbouwkundige ontwikkelingen in de laatste 10 à 20 jaar geven voldoende aanleiding om de mogelijke gevolgen voor de stikstofuitspoeling te blijven volgen. Vanaf de jaren zestig is een zeer sterke stijging opgetreden van het verbruik van kunstmeststikstof en van de produktie van dierlijke meststoffen als gevolg van de uitbreiding van de intensieve veehouderij. Met name in de zandgebieden heeft de intensieve veehouderij een zodanige omvang gekregen dat er in grote gebieden sprake is van omvangrijke mestoverschotten (LEXMOND e.a., 1982), die slechts voor een beperkt deel via de mestbank worden afgevoerd naar gebieden met een tekort.

In dit rapport zal uitsluitend aandacht worden besteed aan de problematiek van de zandgebieden, omdat:

- in deze gebieden omvangrijke overschotten aan dierlijke meststoffen voorkomen;
- zandgronden het gevoeligst zijn voor de uitspoeling van nitraat;
- in deze gebieden veel grondwater wordt gewonnen voor de drinkwaterbereiding en bij een aantal waterwinputten reeds een stijging van het nitraatgehalte wordt geconstateerd in het ruwe water, die in enkele gevallen zelfs de EG-norm van 50 mg NO_3^- per liter ($11,2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$) te boven gaat.

2. NITRAATUITSPOELING ZONDER BEMESTING

Stikstof is een element dat, ook zonder menselijke toevoegingen, in belangrijke hoeveelheden in de bodem voor kan komen. Om uitspraken te kunnen doen over de extra bijdrage van N-bemesting aan de uitspoeling zal bekend moeten zijn welke de natuurlijke concentratie in het grondwater is, ook wel de basisbelasting genoemd. Op basis van het onderzoek in het grondwater uit de bovenste meter van de verzadigde zone onder min of meer natuurlijke terreinen kunnen globale concentratietrajecten voor de verschillende N-verbindingen worden aangegeven (tabel 1).

Tabel 1. Globale concentratietrajecten voor N-verbindingen in de bovenste meter van de verzadigde zone onder natuurlijke terreinen op zandgrond

N-verbinding	Concentratie in g.m ⁻³ N
NH ₄ ⁺	0,1 - 1,0
NO ₃ ⁻	0,1 - 1,0
Organisch-N	0,3 - 1,0
Totaal-N	1,0 - 2,0

Onder boscomplexen worden regelmatig NO₃⁻-gehalten gevonden die sterk verhoogd zijn (tabel 2).

De gegevens illustreren dat ook in min of meer natuurlijke situaties een belangrijke nitraatbelasting van het grondwater kan optreden. De in de tabel vermelde boscomplexen zijn gelegen in Oost-Brabant. Recent is bij een onderzoek in het waterwingebied te Montferland (Gld) hetzelfde verschijnsel geconstateerd (HAUWERT, 1983). Met name bij de grove den zijn zeer hoge gehalten gemeten en in mindere mate bij de lariks. Tot een vergelijkbare constatering kwamen VAN BREEMEN e.a. (1982) in een onderzoek bij een loof- en naaldhoutbos. Uit het onderzoek blijkt dat neerslag door contact met naalden, bladeren en stam aanzienlijk wordt verrijkt met sulfaat en stikstof. Deze verbindingen

Tabel 2. Gehalten aan NO_3^- in de bovenste meter van de verzadigde zone van het grondwater onder enkele boscomplexen, bemonsterd medio maart/april volgens de boorgatenmethode (OOSTEROM en VAN SCHIJNDEL, 1979; OOSTEROM, 1982). Bemonsterde oppervl. circa 0,5 ha

Begroeiing	Voorj. grondwaterstand (m -mv)	NO_3^- -N concentratie ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ N)
Oud naaldhout	2,25	22
Oud naaldhout	1,00	13
Oud naaldhout	0,75	1,5
Jong naaldhout	1,50	0,2
Loofhout	0,85	1,1
Loofhout (venige bodem)	0,60	19,6
Loofhout	1,50	6,4

worden waarschijnlijk uit de lucht geadsorbeerd en spoelen met de neerslag omlaag naar de bodem. Een belangrijke factor bij de grootte van de N-adsorptie zal zijn de dichtheid en hoogte van de begroeiing, met andere woorden het actieve oppervlak. De gevolgen voor de grondwaterbelasting zal mede afhankelijk zijn van de grondwaterstand (zie par. 4).

De wenselijkheid van bossen in waterwingebieden lijkt uit een oogpunt van bescherming van grondwater een nadere analyse waard.

Onbemest grasland vertoont vrijwel dezelfde gehalten als vermeld in tabel 1. Voor onbemest bouwland is dat niet het geval. Als gevolg van de mineralisatie van de humus-N kan een belangrijke NO_3^- -uitspoeling optreden. Na de oogst van het gewas gaat het mineralisatieproces immers door, waarbij dan niet alleen de humus maar bovendien ook de gewas- en wortelresten zijn betrokken. Een globaal beeld van het verloop van de mineralisatie gedurende het groeiseizoen geeft fig. 1.

De nitraatbelasting van het grondwater bij niet bemest bouwland wordt behalve door het tijdstip van oogsten, eveneens bepaald door het organische stof gehalte en de zwaarte van de grond (fig. 2).

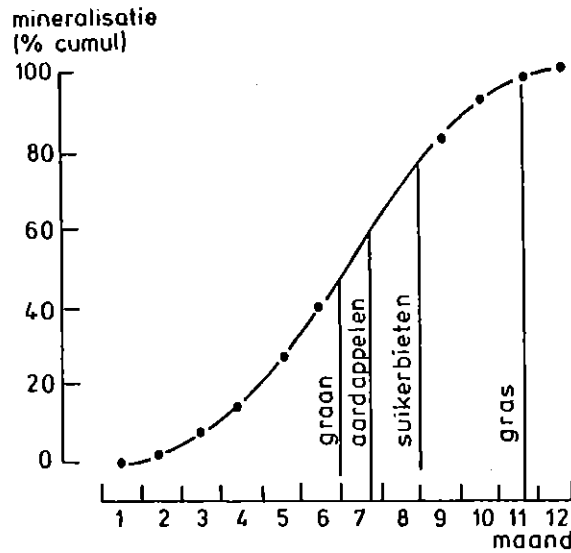


Fig. 1. Cumulatief verloop van de mineralisatie gedurende het groei-
 seizoen, met informatie over het tijdstip waarop veelal be-
 paalde gewassen worden geoogst (KOLENBRANDER, 1969)

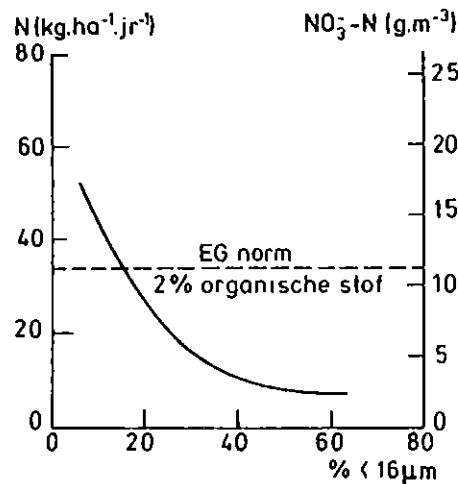


Fig. 2. Relatie tussen zwaarte van grond met 2% organische stof en
 stikstofuitspoeling van bouwlandlysimeters, zonder N-bemesting
 bij 350 mm drainwaterafvoer (KOLENBRANDER, 1969)

Links: hoeveelheid N in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$.

Rechts: gehalten $\text{NO}_3\text{-N}$ in $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Via een stippellijn is de
 EG-norm voor nitraat in drinkwater aangegeven

3. EXPERIMENT MET DIEPE LYSIMETERS

In veldsituaties is regelmatig een daling van de nitraatconcentratie met de diepte in het grondwater waargenomen, die zowel verklaard zou kunnen worden op grond van menging met ander grondwater als uit nitraatafbraak via denitrificatie (OOSTEROM en STEENVOORDEN, 1974). Bij veldonderzoek is menging moeilijk aan te tonen door de wisselende hydrologische condities gedurende het jaar. Ter kwantificering van de rol van denitrificatie in de ondergrond (zie par. 8), maar ook om de invloed van de grondwaterstand op de nitraatuitspoeling vast te stellen (zie par. 4), is vanaf 1977 een meerjarig experiment met diepe lysimeters uitgevoerd.

Gegevens lysimeters:

Hoogte : 3,30 m

Diameter : 0,80 m

Materiaal : met glasvezel versterkte polyester buizen

Aantal : 6

Grondsoort : 5 lysimeters gevuld met zandgrond uit de Achterhoek

1 lysimeter gevuld met zandgrond uit de Peel

Globale beschrijving:

	Zandgrond A Achterhoek	Zandgrond B Peel
bovengrond (0-50 cm):	matig humeus lemig kalkhoudend	matig humeus lemig kalkarm
ondergrond (50-330 cm)	0,9% org. stof pH-water = 6,0	0,3% org. stof pH-water = 4,5

Grond-

waterstand : voorjaarsgrondwaterstand bedraagt 0,50 m, 1,00 m en 1,50 m -mv. Dit zijn maximale hoogten, die worden gehandhaafd met een hevelvoorziening. In de loop van het groeiseizoen daalt de waterstand door verdamping.

Hydrologisch kunnen de gekozen grondwaterstanden als volgt worden gekarakteriseerd:

0,50 m -mv: grondwaterprofiel

1,00 m -mv: contactprofiel

1,50 m -mv: hangwaterprofiel

Gewas : eenjarig gras, dat begin mei wordt ingezaaid. De laatste snede wordt uitgevoerd omstreeks eind oktober. Daarna worden de grasresten ondergewerkt. De groei-periode komt overeen met die van snijmais.

Bemesting : 60, 150 en 300 ton varkensdrijfmest (VDM), per ha en per jaar, gegeven medio november, waarbij veelal 1 dag later de mest wordt ingewerkt.

Voorzieningen: om de 20 cm hoogte zijn voorzieningen voor de onttrekking van vochtmonsters. Op 3,30 m -mv is een drainagebuis aangelegd die, bij overschrijding van de ingestelde grondwaterstand, via een hevel het teveel aan water afvoert naar een meetvat.

Een overzicht van de proefopzet geeft tabel 3. Voor meer informatie wordt verwezen naar OOSTEROM, 1983.

Tabel 3. Bemesting, voorjaarsgrondwaterstand en zuurgraad van het grondwater voor het lysimeter experiment

	Herkomst grond	Varkens- drijfmest gift (8% d.s.) (ton.ha ⁻¹ .jr ⁻¹)	Voorjaars- grondwater- stand (m-mv)	Zuurgraad (pH)
Lysimeter 1	Achterhoek	60	1,0	ca. 6
Lysimeter 2	Achterhoek	150	1,0	ca. 6
Lysimeter 3	Achterhoek	300	1,0	ca. 6
Lysimeter 4	Achterhoek	300	1,5	ca. 6
Lysimeter 5	Achterhoek	300	0,5	ca. 6
Lysimeter 6	Peel	300	1,0	ca. 4,5

4. INVLOED GRONDWATERSTAND OP NITRAATUITSPOELING

De grondwaterstand beïnvloedt een aantal processen in de bodem die de grootte van de nitraatuitspoeling meebepalen, zoals denitrificatie en gewasopname. In het diepe lysimeterexperiment is nagegaan in welke mate de uitspoeling naar het grondwater wordt beïnvloed als resultante van deze processen. Hiervoor zijn gegevens van de jaren 1979 tot en met

1981 gebruikt. De grondwaterstand blijkt een bijzonder grote invloed te hebben op de afgevoerde hoeveelheden NO_3^- (fig. 3).

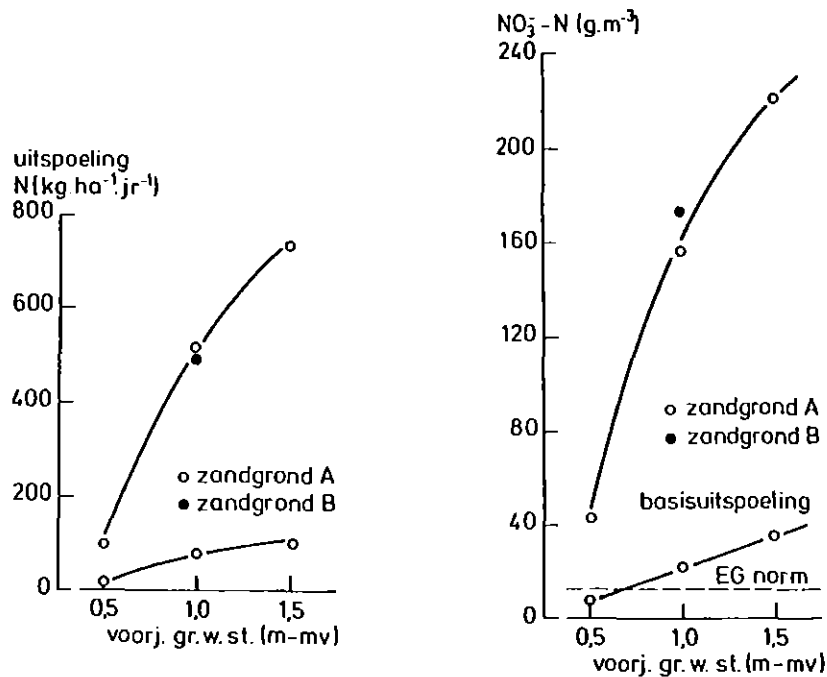


Fig. 3. Nitraatbelasting berekend uit de jaarlijks beneden 1,0 m diepte afgevoerde neerslagoverschotten bij een totale N-gift van $1900 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N in de vorm van $300 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ VDM voor zandgronden uit de Achterhoek (A) en de Peel (B) bij 3 voorjaarsgrondwaterstanden (0,50 m -mv, grondwaterprofiel; 1,00 m -mv, contactprofiel; 1,50 m -mv, hangwaterprofiel). Tevens is aangegeven de nitraatbelasting zonder bemesting en via een stippellijn de EG-norm voor drinkwater.
 Links: hoeveelheid N in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$.
 Rechts: gehalten NO_3^- -N in $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$

Bijzonder lage gehalten worden gevonden bij de hoogste voorjaarsgrondwaterstand. De verschillen tussen de objecten kunnen maar ten dele worden verklaard uit verschillen in gewasopname:

	Objecten met voorjaarsgrondwaterstand (m -mv)		
	0,5	1,0	1,5
Uitspoeling op 1,0 m -mv (kg N)	95	510	740
Gewasopname (kg N)	660	530	450
Sub-totaal (kg N)	755	1040	1190
Verschil t.o.v. object van 1,5 m (kg N)	-435	-150	0

In principe zou ook immobilisatie, dat is de vastlegging van minerale stikstof in organische stikstof, een deel van de verschillen kunnen veroorzaken. De enige afwijkende factor tussen de drie lysimeters gevuld met zandgrond A en met dezelfde drijfmestgift, is de grondwaterstand. Al vrij snel in het groeiseizoen daalt de grondwaterstand van het 0,5 m-object beneden 1,0 m en aan het einde van het groeiseizoen bedraagt deze voor alle lysimeters 1,75-1,85 m -mv. De verschillen in immobilisatie zullen daarom, indien ze er al zijn, uiterst gering zijn. De belangrijkste verklaring voor de gevonden verschillen zal daarom moeten worden gezocht in het proces denitrificatie.

Een indicatie dat dit proces inderdaad een belangrijke rol zal spelen wordt verkregen uit het verloop van het gehalte aan opgeloste organische koolstof met de diepte (fig. 4).

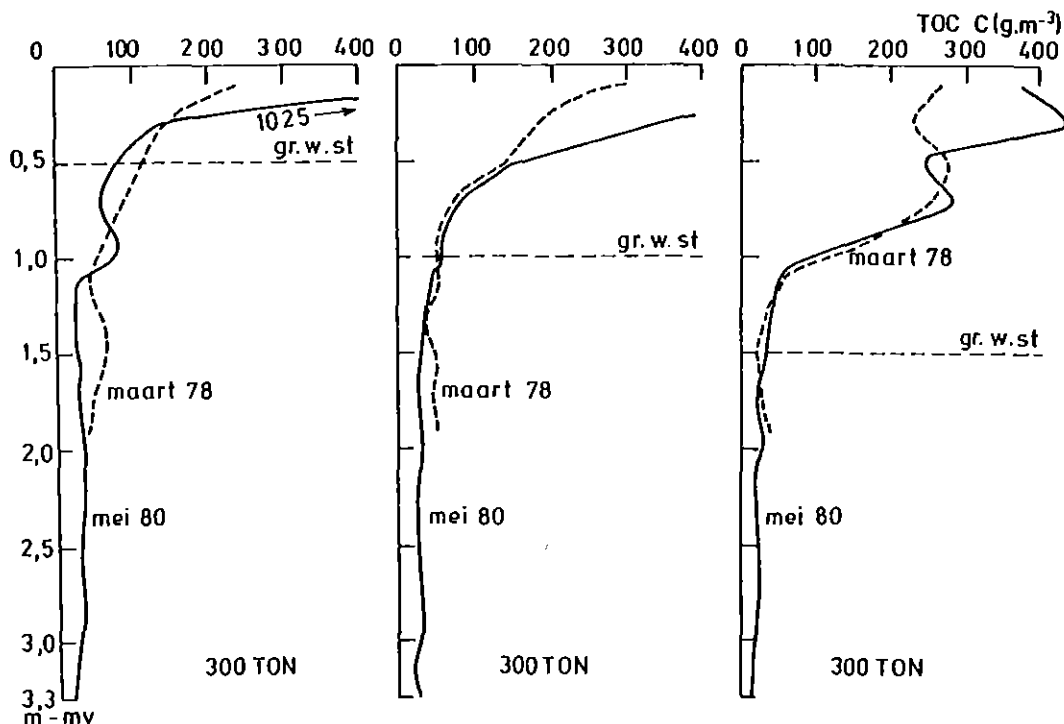


Fig. 4. Verloop van het gehalte aan opgeloste organische koolstof (TOC) met de diepte bij de lysimeters met voorjaarsgrondwaterstanden van 0,5 m, 1,0 m en 1,5 m -mv bij een gift van 300 ton.ha⁻¹.jr⁻¹ VDM. De bemonsteringsdata zijn maart 1978 en mei 1980

Bij de lysimeter met de hoogste grondwaterstand blijkt met name hoog in het profiel een belangrijke hoeveelheid opgeloste organische

koolstof voor te komen, welke van belang is voor het denitrificatieproces (zie par. 8).

Op grond van deze resultaten zijn correctiefactoren voor de nitraatuitspoeling afgeleid in afhankelijkheid van de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG), die vermeld zijn in tabel 4.

Tabel 4. Van de GHG afhankelijke correctiefactoren voor de hoeveelheden uitspoelende nitraatstikstof

GHG (m -mv)	Correctiefactor
≥ 1,50	1,10
1,25	1,00
1,00	0,75
0,75	0,50
≤ 0,50	0,15

Deze correctiefactoren zijn eveneens gebruikt om de basisuitspoeling bij de andere grondwaterstanden af te leiden van het object met een GHG van 1,0 m (zie fig. 3, linker gedeelte).

Bij een uitspoelingsonderzoek in de omgeving van Deurne is de invloed van de grondwaterstand eveneens gebleken (OOSTEROM, 1982). Graslandpercelen binnen eenzelfde bedrijf die een gelijke bemesting hadden ontvangen, vertoonden bij hogere grondwaterstanden aanmerkelijk lagere nitraatgehalten (tabel 5).

Tabel 5. Nitraatgehalten (g.m^{-3} N) in het bovenste grondwater onder graslandpercelen op veenontginningsgrond. Bemesting per ha en per jaar

Kunstmest N-gift	Drijfmestgift	Voorj.grondw. stand (m -mv)	NO_3^- -N (g.m^{-3} N)
250 kg N	{ 45 m ³ rundveedrijfmest (RDM)	1,0	18
250 kg N		0,75	0,5
505 kg N	{ 10 m ³ RDM + 18 m ³ VDM	1,0	90
505 kg N		0,5	0,4

Hieruit mag worden geconcludeerd dat de resultaten van lysimeter- onderzoek en veldonderzoek elkaar ondersteunen in de conclusie dat de grondwaterstand grote invloed heeft op de NO_3^- -uitspoeling.

5. NITRAATUITSPOELING BIJ GRASLAND

In de voorafgaande paragraaf is gebleken, dat de grondwaterstand een belangrijke invloed heeft op de nitraatbelasting van het grondwater. Vele onderzoeken zijn uitgevoerd op gedraineerde percelen of met lysimeters waarbij de grondwaterstand niet hoger kwam dan 1 meter onder maaiveld. Uit tabel 4 kan worden afgeleid dat in deze situaties de nitraatuitspoeling nog slechts in geringe mate wordt beïnvloed door de grondwaterstand. De informatie die in deze paragraaf wordt gegeven heeft betrekking op objecten met relatief diepe grondwaterstanden.

De stikstofvoorziening bij het moderne graslandbedrijf vindt in belangrijke mate plaats via kunstmest. In de zandgebieden varieert het kunstmestgebruik van circa 200 tot 300 $\text{kg} \cdot \text{ha} \cdot \text{jr}^{-1}$ N gemiddeld per regio (WIJNANDS en LUESINK, 1983). Naast de kunstmeststikstof vindt nog toevoer plaats van dierlijke meststoffen afkomstig van het rundvee en soms van de intensieve veehouderij (mestvarkens, zeugen enz.). De werking van deze overwegend oppervlakkig toegediende dierlijke meststoffen is echter gering vanwege de belangrijke ammoniak vervluchtiging.

Voor de situatie dat alleen kunstmest-N zou worden gegeven treden er verliezen op zoals afgebeeld in fig. 5, linker gedeelte.

Naarmate de kunstmest-N dosering hoger is spoelt procentueel meer van de laatst gedoseerde stikstof uit naar het grondwater. Met name boven de 250 à 300 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ N nemen de verliezen procentueel sterk toe (tabel 6). Spoelt in het traject van 0 tot 200 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N nog maar circa 0 - 5% uit van de stikstof die gegeven wordt, in het traject van 400 tot 500 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N spoelt al bijna de helft uit.

De nitraatconcentratie in het freatisch grondwater loopt daarbij op van slechts enkele $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ N tot meer dan 60 (fig. 5, rechts).

Bij een kunstmestgebruik van circa 450 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N, hetgeen in de praktijk slechts incidenteel voorkomt, en zonder toevoer van dierlijke meststoffen, kan de concentratie oplopen tot circa 30 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ N. Grasland ontvangt

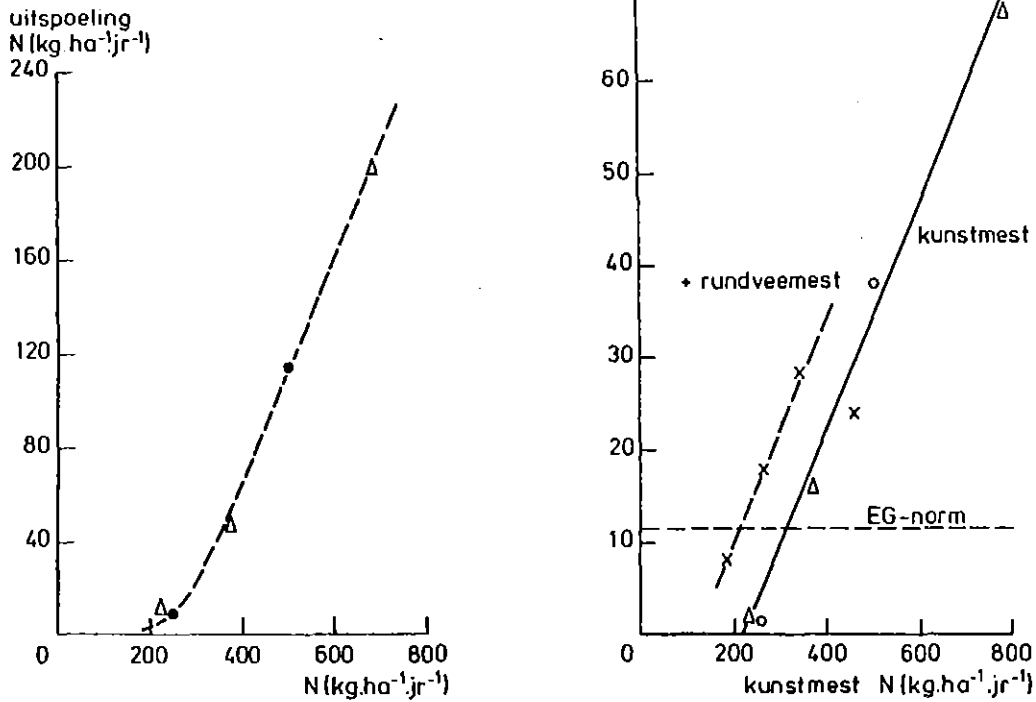


Fig. 5. Nitraatbelasting van het freatisch grondwater onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van de kunstmest-N dosering. Gegevens zijn afkomstig van GARWOOD and TYSON (1973)(o), KOLENBRANDER (1981)(Δ) en STEENVOORDEN en OOSTEROM (1977)(x). De gegevens van Steenvoorden en Oosterom zijn van rundveehouderijbedrijven waar de dierlijke mest van het eigen vee (2,6 - 3,4 gve.ha⁻¹) eveneens werd toegediend. Tevens werd beweid. Links: hoeveelheid N in kg.ha⁻¹.jr⁻¹. Rechts: gehalten NO₃⁻-N in g.m⁻³ bij circa 300 mm drainwaterafvoer. De toekomstige EG-norm voor drinkwater is aangegeven

Tabel 6. Extra uitspoeling van nitraat-stikstof per bemestingstraject, uitgedrukt in procenten van de laatst toegevoegde kunstmest N, voor grasland op zandgrond (grondwaterstand ≥ 1 m -mv)

Kunstmest-N traject (kg.ha ⁻¹ .jr ⁻¹ N)	NO ₃ ⁻ -N uitspoeling (%)
0 - 200	0 - 5
200 - 300	± 20
300 - 400	± 33
400 - 500	± 47
500 - 640	± 60

echter meestal wel dierlijke meststoffen, namelijk door beweiding met het rundvee en door het uitrijden van mest geproduceerd tijdens de stalperiode. Het effect van deze bedrijfsvoering op de nitraatgehalten komt tot uiting in de resultaten van een onderzoek dat is uitgevoerd bij 20 rundveehouderijbedrijven op zandgrond (STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1977). De rundveebezetting varieerde van 2,6 - 3,4 gve.ha⁻¹ (gve = grootvee-eenheid). De nitraatgehalten in het freatisch grondwater liggen bij dit onderzoek gemiddeld circa 10 g.m⁻³ N hoger ten opzichte van de onderzoeken waar alleen kunstmest is toegepast (fig. 5, rechts). De stikstof uit de dierlijke mest is niet in de horizontale as van fig. 6 verwerkt.

Indien alleen kunstmest wordt gegeven leidt, bij een GHG van 1,0 m of dieper, een kunstmest N-gift van 300 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ N tot een overschrijding van de EG-norm voor drinkwater. Indien ook de N uit dierlijke mest op het land wordt gebracht ligt de grens bij 200 kg N. Waarschijnlijk hangt de verhoogde uitspoeling bij de praktijkbedrijven vooral samen met beweiding. De tijdens beweiding geproduceerde faeces en urine komen zeer pleksgewijze terecht, waardoor de benutting van deze stikstof gering is en de verliezen groot. De extra uitspoeling afkomstig van de rundvee-N bedraagt circa 10% van de totale jaarlijkse produktie. In waterwingebieden zou zomerstalvoeding mogelijk gunstig zijn uit een oogpunt van NO₃⁻-uitspoeling.

6. NITRAATUITSPOELING BIJ BOUWLAND

Over de nitraatuitspoeling bij normaal landbouwkundig gebruik van bouwland is veel informatie beschikbaar (COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, 1978; CURATORIUM LANDBOUWEMISSIE, 1980; KOLENBRANDER, 1981). Bij een gemiddeld bouwplan van aardappelen, 2 x tarwe en bieten blijkt jaarlijks op zandgrond circa 85 kg.ha⁻¹ N uit te spoelen, hetgeen bij 300 mm neerslagoverschot een nitraatgehalte veroorzaakt van circa 28 g.m⁻³ N. Bij de kleigronden ligt de uitspoeling op een lager niveau en bedraagt circa 15 à 20 g.m⁻³ N.

Door de ontwikkeling van de intensieve veehouderij met name in de zandgebieden zijn plaatselijk grote overschotten aan dierlijke mest ontstaan. Vanwege de beperkte mogelijkheden van afzet bij

rundveehouderij- en tuinbouwbedrijven, drukt de overschottenlast voor-
 namelijk op bouwlandgronden. Berekeningen van mestoverschotten per
 gemeente laten zien dat per ha bouwland soms $1000-2000 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ N}$
 beschikbaar is (LEXMOND, 1982). Deze situatie is op veel bedrijven een
 belangrijke aanleiding geweest om snijmais te gaan verbouwen, aangezien
 dit gewas niet gevoelig blijkt te zijn voor hogere mestgiften.

Om informatie te verkrijgen over de gevolgen van hoge drijfmest-
 giften bij snijmais is door een aantal instituten gedurende circa
 10 jaar op het ROC Cranendonck te Maarheeze nagegaan wat de effecten
 zijn op gewasproductie en -kwaliteit en bodem- en grondwaterveront-
 reiniging. Over de waterkwaliteitsproblematiek is tussentijds reeds
 gepubliceerd (STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1979). De resultaten van de
 5 jaren 1977 tot en met 1981 zijn weergegeven in fig. 6 en 7.

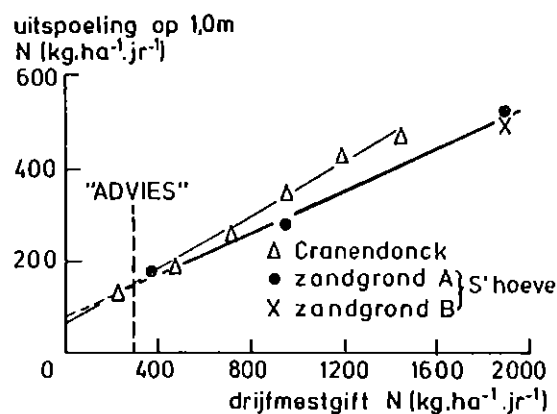


Fig. 6. Gemiddelde uitspoeling van nitraat ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ N}$) beneden
 1,0 m -mv in afhankelijkheid van de totaal-N gift gegeven in
 de vorm van rundveedrijfmest op Cranendonck en in de vorm van
 varkensdrijfmest op Sinderhoeve bij een gemiddelde voorjaars-
 grondwaterstand van circa 1,0 m -mv. Het landbouwkundig ver-
 antwoorde 'advies' voor bouwland is aangegeven evenals de
 toekomstige EG-norm voor water met bestemming drinkwater

De gemiddeld hoogste grondwaterstand op dit object bedraagt ongeveer
 1 m -mv. In genoemde figuren zijn eveneens de resultaten over de jaren
 1979 tot en met 1981 opgenomen van de diepe lysimeters op Sinderhoeve
 bij een GHG van 1,0 m -mv (zie par. 3).

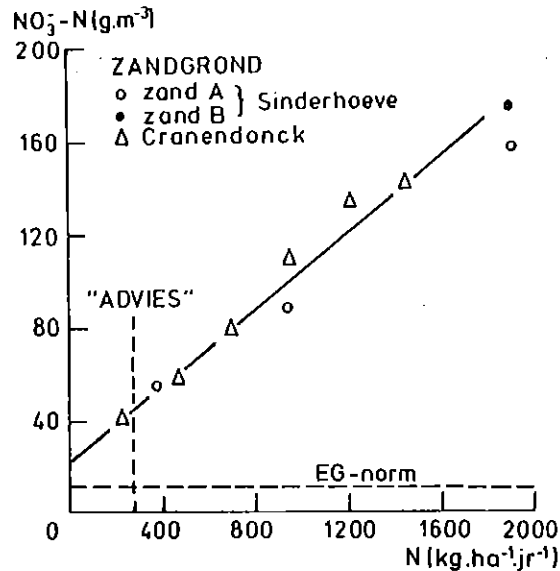


Fig. 7. Gemiddelde nitraatgehalten (g.m^{-3} N) in de beneden 1,0 m -mv afgevoerde neerslagoverschotten in afhankelijkheid van de totaal-N gift gegeven in de vorm van rundveedrijfmest op Cranendonck en in de vorm van varkensdrijfmest op Sinderhoeve. Het landbouwkundig verantwoorde 'advies' voor bouwland is aangegeven evenals de toekomstige EG-norm voor water met bestemming drinkwater

Door extrapolatie van de lijnen in fig. 6 en 7 naar het niveau van 0 kg N kan de basisuitspoeling worden geschat. Deze blijkt voor de hier vermelde objecten gemiddeld 60 à 80 $\text{kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ N en circa 22 g.m^{-3} N te bedragen, waarmee de EG-norm al ver wordt overschreden.

De uitspoeling bedraagt voor Cranendonck gemiddeld $\pm 30\%$ van de totale N-toevoer en voor Sinderhoeve $\pm 23\%$. De wat lagere waarde voor het Sinderhoeve-experiment is de resultante van twee elkaar tegenwerkende factoren. Enerzijds wordt door het éénjarige gras op Sinderhoeve bij de hoogste gift ruim 500 $\text{kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ N opgenomen tegenover 250 kg N door de snijmais op Cranendonck, hetgeen de uitspoeling op Sinderhoeve sterk reduceert. Anderzijds wordt de uitspoeling op Sinderhoeve in ongunstige zin beïnvloed doordat de drijfmest volledig in het najaar (medio november) wordt gegeven, terwijl dit op Cranendonck deels in najaar en voorjaar gebeurt. De resultante is een wat geringere uitspoeling bij het Sinderhoeve experiment.

Uit de onderzoeken blijkt dat de mestoverschotten een zeer ernstige bedreiging vormen voor het nitraatgehalte van grondwater.

7. INVLOED BEREKENING OP NITRAATUITSPOELING

Berekening van landbouwgrond beïnvloedt diverse factoren en processen die van belang zijn voor de stikstofhuishouding en in het bijzonder de nitraatuitspoeling, zoals:

- gewasopname;
- mineralisatie;
- immobilisatie;
- denitrificatie;
- het volume percolerend vocht als gevolg van het hogere vochtgehalte aan het einde van het groeiseizoen.

Het gezamenlijke effect van deze processen op de nitraatuitspoeling zal van jaar tot jaar verschillen. Enerzijds omdat de gewasopname zal variëren, anderzijds omdat soms na een berekening er binnen enkele dagen een hoeveelheid neerslag kan vallen die een diepere inspoeling veroorzaakt.

Onderzoek gedurende meerdere jaren is dus gewenst.

Aan de gevolgen van berekening voor de uitspoeling is in Nederland weinig onderzoek gedaan. Uit het buitenland zijn resultaten van meerjarig onderzoek bekend bij akkerbouw en tuinbouwgewassen.

7.1. Berekening van tuinbouwgewassen (PFAFF, 1958)

Plaats onderzoek	: Rheinpfalz BRD
Periode	: 1948-1955
Bodem	: 0-40 cm: bouwvoor; zwak humeus (1,2% humus) 11% afslibbaar (< 20 µm) 40-90 cm: voedselarm zand
Gewassen	: spinazie, andijvie, bieten, selderij, savoye kool, stamslabonen, witte kool, prei, rode kool
Bemesting	: kunstmest, jaarlijks: 280 kg N, 120 kg P ₂ O ₅ , 250 kg K ₂ O per ha stalmest, om het jaar: 164 kg N, 60 kg P ₂ O ₅ , 100 kg K ₂ O per ha
Berekening	: op de beregende objecten is gemiddeld 189 mm.jr ⁻¹ gegeven.

Op de niet-beregende objecten is bij grote droogte ook water gegeven om de gewassen in leven te houden, gemiddeld 49 mm.jr^{-1}

Uitvoering : de experimenten zijn uitgevoerd op nieuw gevulde lysimeters.

Waterbalans in mm.jr^{-1} :

	Kunstmest		Kunstmest + stalment	
	beregend	niet beregend	beregend	niet beregend
Neerslag	560	560	560	560
Berekening	189	49	189	49
Totaal	749	609	749	609
Lysimeterafvoer	212	172	229	185
Verdamping	537	437	520	424

Stikstofbalans in $\text{kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ N :

	Kunstmest		Kunstmest + stalment	
	beregend	niet beregend	beregend	niet beregend
Aanvoer: kunstmest	280	280	280	280
stalment (50%)	-	-	82	82
Totaal	280	280	362	362
Afvoer : gewasonttrekking	238	210	270	242
lysimeterafvoer	66	82	79	83
Gewas + uitspoeling	304	292	349	325
Gemiddeld nitraatgehalte drainagewater (g.m^{-3} N)	31	48	34,5	45

Uit de gegevens blijkt, dat door berekening de gewasopname toeneemt met circa 12%. Met name hierdoor daalt de stikstofuitspoeling, uitgedrukt in kg N, ten opzichte van het niet-beregende object met circa 20% bij de kunstmestbemesting en met circa 5% bij het kunstmest-stalment object. Omdat echter de hoeveelheid drainwater door berekening ook is

gestegen ligt het nitraatgehalte in de afgevoerde neerslagoverschotten bij berekening ruim 25% lager.

7.2. Berekening van akkerbouwgewassen
 (CZERATZKI e.a., 1976; BRAMM, 1978)

Periode : 1972-1975
 Bodem : zwaklemige zandgrond
 Gewassen : tarwe (1972), suikerbiet (1973, 1974)
 Bemesting : tarwe 80 en 120 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ N
 suikerbiet 160 en 240 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ N
 Berekening : 1972 : 45 mm
 1973 : 150 mm
 1974 : 80 mm
 gemiddeld: 92 mm
 Waterbalans in mm.jr⁻¹:

	niet beregend	beregend
Neerslag	472	472
Berekening	-	92
Totaal	472	564
Drainagewater	153	190
Verdamping	319	374

Stikstofhuishouding voor het vruchtschema
 tarwe (1 x), suikerbieten (2x):

	Normaal kunstmest		50% verhoogde N-gift
	niet beregend	beregend	beregend
N-gift (kg.ha ⁻¹ .jr ⁻¹ N)	133	133	200
Uitspoeling (kg.ha ⁻¹ .jr ⁻¹ N)	17	9	20
NO ₃ ⁻ -concentratie (g.m ⁻³ N)	11	5	10,5

De hiervoor vermelde experimenten in de periode 1972-1975 geven een beeld dat veel overeenkomst vertoont met de gegevens in par. 7.1 over tuinbouwgewassen. Berekening leidt tot een lagere N-uitspoeling,

zowel in kg N als nitraatconcentratie. Het resultaat is voor het nitraatgehalte nog wat gunstiger omdat de hogere drainwaterproductie bij berekening leidt tot een grotere verdunning.

Ook in de periode van 1975 tot 1977 is onderzoek gedaan naar de gevolgen van berekening bij suikerbiet en zomertarwe (BRAMM, 1978). Zonder stikstofbemesting liggen de nitraatgehalten in het drainage-water bij berekend en onberekend even hoog. Bij een bemesting met $80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N voor tarwe en $160 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N voor suikerbiet liggen de gehalten bij berekening circa 5% lager ten opzichte van niet-beregenen. Wordt de N-gift ongeveer verdubbeld dan blijft bij het beregende object het gehalte gelijk, terwijl voor het niet-beregende object het nitraatgehalte met 150% toeneemt. De vrij algemene tendens naar lagere nitraatgehalten bij berekening van akkerbouwgewassen blijkt voor het stikstofbindende gewas wikke niet te worden gevonden.

8. DENITRIFICATIE IN HET GRONDWATER

8.1. Modelmatige benadering

De beschikbaarheid van afbreekbare organische stof is een voorwaarde voor denitrificatie. Met name voor zandgebieden kan worden aangenomen dat organische stof de belangrijkste beperkende factor zal zijn voor denitrificatie in situaties van nitraatverontreiniging in het grondwater. De afbraak van organische koolstof kan worden beschreven als een eerste-orde proces:

$$\frac{\delta C'}{\delta t} = -k_1 C' = -\gamma_1 k_1 \rho C \quad (8.1)$$

waarin:

C' = organisch koolstofgehalte van de grond ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)

k_1 = afbraaksnelheidscoëfficiënt van organische koolstof (jr^{-1})

$\frac{\delta C'}{\delta t}$ = afbraaksnelheid ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3} \cdot \text{jr}^{-1}$)

C = organisch koolstofgehalte (%)

ρ = volumegewicht van de grond ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)

γ_1 = omrekeningsfactor (10^{-2})

Als organische stof de beperkende factor is kan de denitrificatiesnelheid worden afgeleid uit de afbraaksnelheid van organische stof:

$$- \epsilon_w \frac{\delta(\text{NO}_3^-)}{\delta t} = - a \frac{\delta C'}{\delta t} = a \gamma_1 k_1 \rho C \quad (8.2)$$

waarin:

ϵ_w = watergevuld poriënvolume ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$)

(NO_3^-) = nitraatstikstofgehalte van het grondwater ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)

$\frac{\delta(\text{NO}_3^-)}{\delta t}$ = denitrificatiesnelheid ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3} \cdot \text{jr}^{-1}$)

a = hoeveelheid nitraatstikstof (g) die per g organische koolstof kan worden gedenitrificeerd ($\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)

Indien omrekening plaatsvindt van de vermelde eenheden naar de eenheden waarmee gerekend wordt bij uitspoeling ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) en naar de dikte van geologische formaties (m), dan geldt:

$$D = \gamma_1 \gamma_2 a k_1 \rho C \quad (8.3)$$

waarin:

D = denitrificatiesnelheid per ha.m ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$)

$\gamma = \gamma_1 \gamma_2$ = omrekeningsfactor ($\text{g}^{-1} \cdot \text{kg} \cdot \text{cm}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$) ($\gamma = 10^5$)

Wordt de denitrificatiecapaciteit per % organische stof bij de normaal in grondwater heersende temperatuur van circa 10°C en onder optimale omstandigheden ten aanzien van pH gedefinieerd als de maximale denitrificatiesnelheid (k_D^{max}) dan kan (8.3) worden omgezet in:

$$\frac{D}{C_{\text{OM}}} = 0,58 \cdot 10^5 a k_1 \rho = k_D^{\text{max}} \quad (8.4)$$

waarbij:

C_{OM} = gew. % organische stof ($C = 0,58 C_{\text{OM}}$)

De waarde van a bedraagt bij denitrificatie tot N_2O respectievelijk N_2 1,17 respectievelijk 0,99. Wordt een waarde van 1,0 aangehouden en bedraagt $\rho = 1,6 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$ dan gaat (8.4) over in:

$$k_D^{\text{max}} = 0,928 \cdot 10^5 k_1 \quad (8.5)$$

De belangrijkste fysische factoren in het grondwatermilieu die van invloed zijn op het denitrificatieproces zijn naast het organisch stofgehalte met name de temperatuur, de zuurgraad en het nitraatgehalte (STEENVOORDEN, 1977). De temperatuur in de bovenste 10 à 20 m van het grondwater is vrij constant en kan op circa 10°C worden gesteld. De denitrificatiesnelheid kan als volgt worden benaderd (zie o.a. MCGILL e.a., 1979):

$$D = k_D^{\max} C_{OM} F_{pH} \frac{(\text{NO}_3^- - N)}{K_m + (\text{NO}_3^- - N)} \quad (8.6)$$

waarbij:

- F_{pH} = reductiefactor voor de zuurgraad, met een waarde tussen 0 en 1 (-)
- $(\text{NO}_3^- - N)$ = nitraatconcentratie (g.m^{-3} N)
- K_m = waarde van $\text{NO}_3^- - N$ gehalte waarbij $D = 1/2 k_D^{\max}$ onder gelijke omstandigheden voor de overige variabelen (g.m^{-3} N)

De waarde die voor K_m wordt gevonden is veelal vrij laag. In sommige onderzoeken blijkt K_m minder te zijn dan 2 g.m^{-3} N (KNOWLES, 1981).

Voor situaties waarbij het nitraatgehalte groot is ten opzichte van K_m kan (8.6) worden vereenvoudigd tot:

$$D = k_D^{\max} C_{OM} F_{pH} \quad (8.7)$$

De afwijking tussen de resultaten van verg. (8.6) en (8.7) is bij nitraatgehalten van 18 en 38 g.m^{-3} N respectievelijk 10 en 5%. Gesteld kan worden dat bij gehalten van circa 40 g.m^{-3} N en hoger verg. (8.7) kan worden toegepast.

8.2. M e t i n g e n i n h e t g r o n d w a t e r

In de paragrafen 2 en 4 tot en met 7 is aangegeven welke hoeveelheden nitraat kunnen uitspoelen bij een bepaalde vorm van landgebruik op zandgrond. Om de processen te bestuderen waar nitraat na uitspoeling in de verzadigde zone bij betrokken is, is het diepe lysimeterexperiment opgezet zoals dat in paragraaf 3 is beschreven.

Het verloop van het NO_3^- -gehalte met de diepte is op twee tijdstippen afgebeeld in fig. 8, namelijk ruim 3 jaar en 5½ jaar na aanvang van het experiment, voor de doseringen 60, 150 en 300 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$.

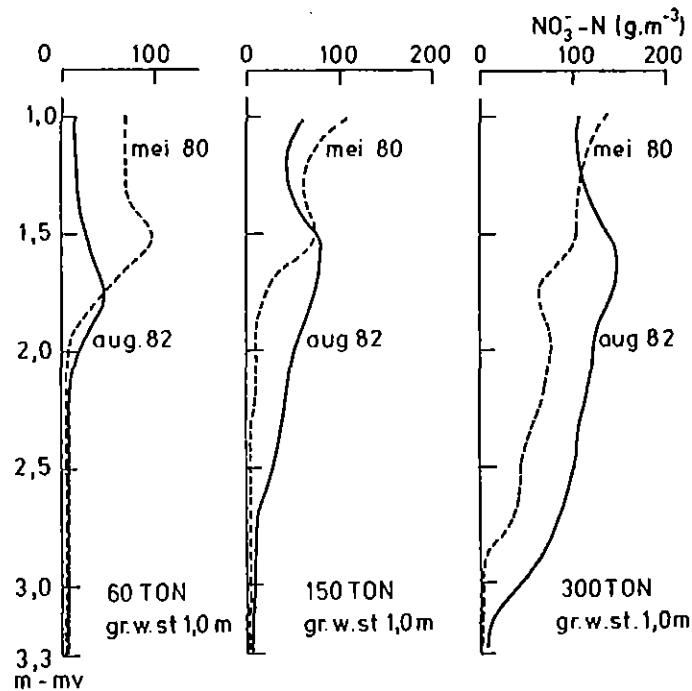


Fig. 8. Verloop van het NO_3^- -N gehalte in het grondwater van de diepe lysimeters op Sinderhoeve in mei 1980 en augustus 1982 bij verschillende drijfmestgiftten en een voorjaarsgrondwaterstand van 1,0 m -mv

Bij vergelijking van deze 2 jaren valt op dat in de tussenliggende periode van ruim 2 jaar het nitraat bij de laagste drijfmestdosering, nauwelijks dieper is doorgedrongen in het grondwater. De nitraatinspoeling wordt dus gecompenseerd door denitrificatie. Naarmate de drijfmestdosering hoger is geweest, is het NO_3^- -front verder doorgedrongen in de verzadigde zone. De nitraatinspoeling overtreft dus de denitrificatie. Om een kwantitatief beeld te krijgen van de denitrificatie in de ondergrond is de inspoeling op 1,0 m -mv vergeleken met de uitspoeling op 3,30 m -mv.

De jaarlijkse NO_3^- -inspoeling van de onverzadigde zone naar het grondwater is berekend uit de jaarlijkse grondwatervoeding en de NO_3^- -gehalten in de verzadigde zone over een laagdikte die overeenkomt met de grondwatervoeding. De grootte van de grondwatervoeding is gelijk

aan de afgevoerde hoeveelheid drainwater op 3,30 m diepte, vermeerderd met de hoeveelheid vocht die nodig is om het profiel op te vullen vanaf de najaarsgrondwaterstand (OOSTEROM, 1983). Na een verblijf van gemiddeld circa 3 jaar of langer in de verzadigde zone wordt het neerslagoverschot afgevoerd op 3,30 m diepte. De NO_3^- -afvoer is berekend uit de drainafvoer en de NO_3^- -gehalten in het drainwater. Als de inspoeling op 1,0 m diepte systematisch hoger ligt dan de afvoer op 3,30 m diepte kan hieruit een nitraatverwijdering door denitrificatie in de ondergrond worden afgeleid. Voor de zandgronden A, lysimeters van 150 en 300 ton, en B (zie par. 3) zijn deze berekeningen uitgevoerd voor de 3 jaren 1979/'80 tot en met 1981/'82. Zandondergrond B, welke een lager organische stofgehalte en zuurgraad heeft, vertoont een beduidend geringere denitrificatie dan zandondergrond A (tabel 8).

Tabel 8. Jaarlijkse inspoeling, afvoer en verwijdering van NO_3^- door denitrificatie over de jaren 1979/'80 tot en met 1981/'82 voor twee typen zandondergrond ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\text{ N}$)

	Zandgrond A	Zandgrond B
Organische stof in ondergrond (%)	0,9	0,3
Zuurgraad (pH-water)	6,0	4,5
N-gift (kg N)	1900	1900
Inspoeling op 1,0 m	510	505
Afvoer op 3,3 m	85	420
Verwijdering door denitrificatie	425	85

Voor denitrificatie is organische stof nodig. Indien 1 mg C beschikbaar is kan bij reductie tot N_2 respectievelijk N_2O een hoeveelheid nitraat worden gedenitrificeerd van 0,99, respectievelijk 1,17 mg NO_3^- -N (FIRESTONE, 1982). Voor de in tabel 8 vermelde hoeveelheden nitraat die via denitrificatie zijn verdwenen zal dus organische stof vereist zijn. In tabel 9 is nagegaan door welke bronnen de organische stof moet zijn geleverd. De twee bronnen die hiervoor in principe in aanmerking komen zijn inspoeling van organische stof uit de bovengrond en organische stof uit de ondergrond zelf. Op grond van organische

Tabel 9. Bijdrage van inspoeling en ondergrond aan de benodigde organische stof voor de jaarlijkse denitrificatie bij twee typen zandondergrond ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ N}$)

	Zand A	Zand B
	pH = 6,0	pH = 4,5
	0,9% org.stof	0,3% org.stof
Denitrificatie over 2,3 m	435	85
Herkomst organische stof:		
- inspoeling	60	55
- ondergrond	375	30
Denitrificatie in ondergrond		
per m bodemlaag	160	13

koolstofanalyses (TOC) in het grondwater en drainagewater (zie fig. 4) is berekend hoeveel kg organisch C inspoelt en welk deel daarvan wordt benut voor denitrificatie. Uit de aanname dat 1 mg C voldoende is voor denitrificatie van 1 mg NO_3^- -N volgt dat met de ingespoelde organische stof vanuit de bovengrond beneden 1 m diepte jaarlijks 55 à 60 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ NO_3^- -N kan worden gedenitrificeerd. Het restant van het verdwenen NO_3^- wordt dus gedenitrificeerd met organische stof uit de ondergrond. De laagdikte van de ondergrond die hierbij betrokken is bedraagt 2,3 m, zodat de denitrificatie per meter bodemlaag kan worden uitgedrukt. Het hogere organische stofgehalte en de hogere zuurgraad van zandondergrond A blijken tot een belangrijk hogere denitrificatie-activiteit van deze ondergrond te leiden ten opzichte van ondergrond B.

Een aspect dat bij het denitrificatieproces in de ondergrond niet uit het oog mag worden verloren is dat de hoeveelheid organische stof in de ondergrond beperkt is. Denitrificatie heeft tot gevolg dat de aanwezige organische stof langzaam maar zeker wordt verteerd. De vraag rijst automatisch hoe lang het denitrificatieproces kan doorgaan met de beschikbare organische stof. In de lysimeter met zandgrond B is een hoeveelheid organische stof beschikbaar van 0,3%, hetgeen per m^3 , bij een volumegewicht van $1,6 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$, overeenkomt met 4,8 kg organische stof of circa 2,8 kg organisch C bij een C-gehalte van de humus van 58%. Per ha is in een sedimentlaag van 1 m dikte $2,8 \times 10^4$ kg

organisch C beschikbaar. Voor denitrificatie van 13 kg NO_3^- N (tabel 9) is jaarlijks circa 13 kg organisch C vereist, zodat theoretisch gedurende $\frac{2,8}{13} \cdot 10^4$ jaar = 2150 jaar het denitrificatieproces op dit niveau kan doorgaan. Voor zandgrond A is dit circa 525 jaar.

Naarmate organische stof veroudert vermindert eveneens de afbreekbaarheid. In de loop van de tijd mag dan ook worden verwacht dat minder NO_3^- in de ondergrond wordt afgebroken per laag en dat de NO_3^- -gehalten in het grondwater zullen stijgen.

In nota 1012 (STEENVOORDEN, 1977) wordt in bijlage 1 een overzicht gegeven van in de literatuur gevonden denitrificatiesnelheden, uitgedrukt in $\mu\text{g N.g}^{-1} \text{ grond.dag}^{-1}$. Deze onderzoeken zijn altijd op het laboratorium uitgevoerd met grondmonsters uit de bovengrond. Bovendien was de proefduur veelal niet langer dan 20 dagen. De in deze laboratoriumexperimenten gemeten snelheden liggen voor een vergelijkbaar organisch C-gehalte en temperatuur een factor 100 à 1000 hoger dan berekend voor de ondergrond in de lysimeters. Voor de zandondergronden A en B bedragen de denitrificatiesnelheden respectievelijk circa 0,03 en 0,003 $\mu\text{g N.g}^{-1} \text{ grond.dag}^{-1}$. Deze lage snelheden duiden op zeer moeilijk afbreekbare organische stof. Aangezien het NO_3^- -N-gehalte respectievelijk ± 50 à $\pm 100 \text{ g.m}^{-3}$ bedraagt en dus geen beperkende factor is, is de berekende snelheid eveneens bij benadering de maximale snelheid onder die omstandigheden (temp., org.stof, zuurgraad), ofwel de denitrificatiecapaciteit.

Van de hier afgeleide denitrificatiecapaciteit zal in de volgende paragraaf gebruik worden gemaakt om de kennis te extrapoleren naar andere zandondergronden.

8.3. Extrapolatie naar andere zandgronden

Voor extrapolatie van de in par. 8.2 vermelde onderzoeksresultaten naar andere situaties wordt gebruik gemaakt van de modelmatige benadering in par. 8.1. De denitrificatiecapaciteit van een bodemlaag wordt bij een gegeven temperatuur bepaald door het organische stofgehalte en de zuurgraad. De invloed van de zuurgraad op de denitrificatiesnelheid is weergegeven in fig. 9.

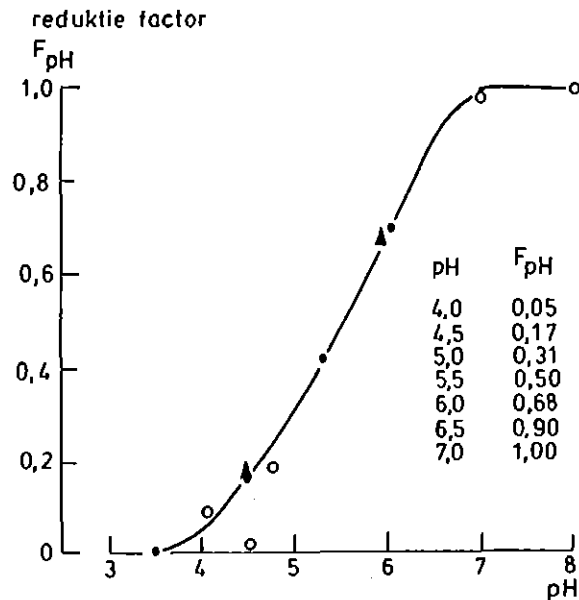


Fig. 9. Invloed van de pH-waarde op de grootte van de reductiefactor F_{pH} . Gegevens zijn afkomstig van BREMNER and SHAW (1958) (o) NOMMIK (1956) (.) en het diepe lysimeter experiment op Sinderhoeve (▲)

De gegevens van het lysimeterexperiment (zie par. 8.2) zijn hierin opgenomen. Allereerst zijn de resultaten van zandgrond A ingepast in de curve en de waarde voor zandgrond B is vervolgens afgeleid met formule 8.7, volgens:

$$\text{Zandgrond A: } 160 = k_D^{\max} \cdot 0,9 \cdot 0,68 \quad \text{dus: } k_D^{\max} = 260 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$$

$$\text{Zandgrond B: } 13 = 260 \cdot 0,3 \cdot F_{pH} \quad \text{dus: } F_{pH} = 0,17$$

De volgende mathematische formulering is door Rijtema gegeven voor de relatie tussen F_{pH} en pH:

$$F_{pH} = \frac{1}{1 + \text{EXP}\{-1,916(\text{pH} - 5,457)\}} \quad (8.8)$$

Met behulp van vergelijking 8.7 kan, nu k_D^{\max} bekend is, voor gronden met een verschillend organische stofgehalte en zuurgraad de grootte van de denitrificatiecapaciteit in het grondwater worden afgeleid. In fig. 10 zijn de resultaten grafisch weergegeven.

De praktische bruikbaarheid van de resultaten zal nader onderzocht moeten worden. De grootste onzekerheid bestaat ten aanzien van

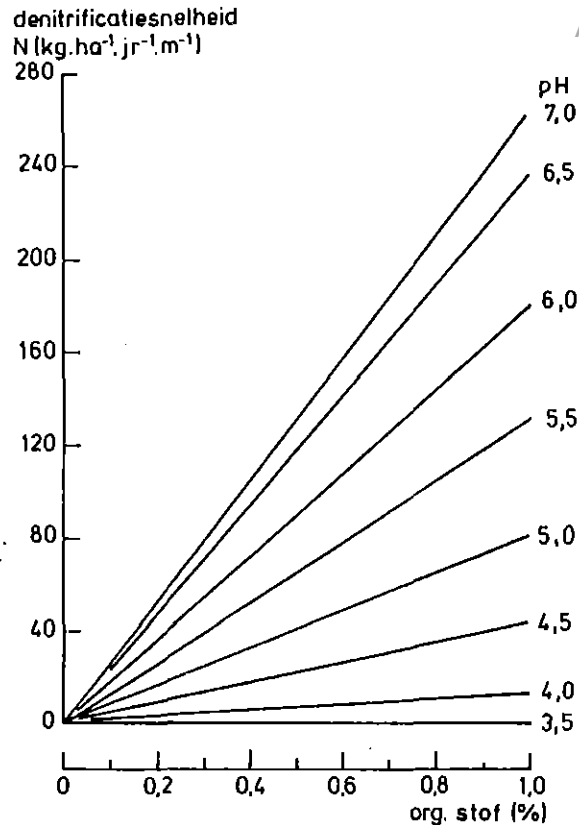


Fig. 10. De denitrificatiecapaciteit van zandgrond onder verzadigde omstandigheden in afhankelijkheid van het organische stofgehalte (% van droge stof) en zuurgraad (pH-water) bij een temperatuur van $\pm 10^{\circ}\text{C}$. Bij een transportsnelheid van 1 m.jr^{-1} en een porievolume van 35% geeft een capaciteit van $1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$. m^{-1} N een conc. reductie van $0,286 \text{ g.m}^{-3}$ N.

microbiologische activiteit op grotere diepte. Van bacteriën is bekend dat zij onder slechte omstandigheden lang kunnen overleven. Kunnen ze echter een verblijf van bijvoorbeeld 20 jaar in een zeer voedselarm watervoerend pakket overleven? Deze vraag doet zich voor in een gebied waar bijvoorbeeld de eerste organische stof houdende sedimentlaag op een diepte van 15 m -mv of dieper voorkomt.

Uit een aantal gegevens van boringen uit het ICW-archief (bijlage 1) blijkt dat zich zeer uiteenlopende situaties kunnen voordoen, zowel ten aanzien van de totale denitrificatiecapaciteit in de bovenste 20 m, als in de verdeling over de diepte. De berekeningen voor boringen bij Deurne (N.Br.), Wanssum (L) en Zelhem (G) geven een capaciteit over 20 m diepte van $400 \text{ à } 500 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$, terwijl voor de boring bij Haarlo (G) de waarde 3300 bedraagt. De betekenis van een denitrificatiecapaciteit voor een bodempakket mag echter niet los van de hydrologische situatie worden beschouwd. Een geringe doorlatendheid van een bepaalde

laag heeft tot gevolg dat een deel van de waterflux boven deze laag horizontaal zal afstromen. Een eventueel in deze slecht doorlatende laag aanwezige denitrificatiecapaciteit zal dan voor een deel van de grondwatervoeding geen betekenis hebben. De mogelijke rol van een beschikbare denitrificatiecapaciteit kan dan ook alleen worden vastgesteld als onderdeel van een hydrologische studie waarbij rekening wordt gehouden met stroomlijnen en verblijftijden van het nitraat.

9. SAMENVATTING

Vanwege de actuele problematiek van nitraatverontreiniging in het grondwater van waterwingebieden is dit rapport geheel gewijd aan de invloed van het bodemgebruik op de nitraatuitspoeling en de mogelijke nitraatafbraak door denitrificatie in de ondergrond in zandgebieden.

In par. 2 wordt ingegaan op de belasting van het grondwater voor situaties zonder bemesting. Dit leidt, afhankelijk van de bodembedekking, tot geheel uiteenlopende situaties.

In par. 3 wordt de opzet van een experiment met diepe lysimeters beschreven, omdat in volgende paragrafen resultaten hiervan worden gebruikt. Belangrijke variabelen bij dit experiment zijn: voorjaarsgrondwaterstand, drijfmestgift en type zandondergrond. De invloed van de voorjaarsgrondwaterstand op de uitspoeling wordt geschetst in par. 4. Correctiefactoren voor de nitraatuitspoeling in afhankelijkheid van de grondwaterstand worden gegeven. De gevolgen bij grasland van kunstmest-N bemesting en van aanwending van de binnen het rundveebedrijf geproduceerde N in dierlijke meststoffen voor de nitraatuitspoeling worden beschreven in par. 5.

De nitraatuitspoeling bij bouwland wordt behandeld in par. 6. Met name wordt de aanwending van hoge drijfmestgiftten onder snijmais bekeken op de gevolgen voor de nitraatuitspoeling.

De mate waarin berekening van tuinbouw- en akkerbouwgewassen kan bijdragen aan de vermindering van de nitraatbelasting wordt beschreven in par. 7.

In par. 8 wordt ingegaan op de variabelen die van invloed zijn op het denitrificatieproces in de ondergrond. De denitrificatie in grondwater

kan worden beschreven op basis van het organische stofgehalte en de zuurgraad van sedimenten. Voor de twee typen zandondergrond uit het diepe lysimeterexperiment is een denitrificatiecapaciteit bij $\pm 10^{\circ}\text{C}$ berekend. Met behulp van een uit de literatuur afgeleide relatie tussen zuurgraad en denitrificatie-activiteit, zijn de resultaten geëxtrapoleerd naar andere typen zandondergrond.

LITERATUUR

- BRAMM, A., 1978. Wechselwirkungen zwischen neuzeitlichen Anbausystemen der landwirtschaftlichen Produktion und der Belastung von Sickerwasser durch anorganische und organische Substanzen. Landbauforschung Völkenrode 28, 2, 79-94
- BREEMEN, N. VAN, P.A. BURROUGH, E.J. VELTHORST, H.F. VAN DOBBEN, TOKE DE WIT, T.B. RIDDER and H.F.R. REIJNDERS, 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. Nature 299: 548-550
- BREMNER, J.M. and K. SHAW, 1958. Denitrification in soil. II. Factors affecting denitrification. J. Agr. Sci. 51: 40-52
- COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, 1978. De mest- en gierverspreiding op landbouwgrond in de EEG. I. Wetenschappelijke basis voor het beperken van de verspreiding en de criteria voor regulerende maatregelen. Nr. 47, ISBN 92-825-0501-4, 154 p
- CURATORIUM LANDBOUWEMISSIE, 1980. Rapport over emissies vanuit de landbouw
- CZERATZKI, W., A. BRAMM und F. SCHULZE, 1976. Nährstoffkonzentration im Sickerwasser und Nährstoffauswaschung durch Beregnung. Landbauforschung Völkenrode 26, 3, 192-200
- FIRESTONE, M.K., 1982. Biological denitrification. In: Stevenson, F.J. (ed.). Nitrogen in agricultural soils. Agronomy 22 : 289-327
- GARWOOD, E.A. and K.C. TYSON, 1973. Losses of nitrogen and other plant nutrient to drainage from soil under grass. J. Agric. Sci. Camb. 80 : 303-312
- HAUWERT, P.C.M., 1983. Onderzoek naar de nitraatbelasting van het grondwater in het waterwingebied 'Montferland'. ICW-nota 1489
- KNOWLES, R., 1981. Denitrification. In: Clark F.E. and Rosswall, T. (eds), 1981. Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecol. Bull. (Stockholm) 33: 315-329
- KOLENBRANDER, G.J., 1969. Nitrate content and nitrogen loss in drainwater. Neth. J. Agric. Sci. 17: 246-255
- _____ 1981. Leaching of nitrogen in agriculture. In: J.C. Brogan (ed): Nitrogen losses and surface run-off from landspreading of manures, Developments in plant and soil sciences, Vol. 2, Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, pp 199-217

- LEXMOND, TH.M., W.H. VAN RIEMSDIJK en F.A.M. DE HAAN, 1982. Onderzoek naar fosfaat en koper in de bodem, in het bijzonder in gebieden met intensieve veehouderij. Landbouwhogeschool, Vakgroep Bodemkunde en Bemestingsleer, Wageningen, 159 pp
- McGILL, W.B., H.W. HUNT, R.G. WOODMANSEE and J.O. REUSS, 1979. Phoenix-A Model of the dynamics of carbon and nitrogen in grassland soils. In: F.E. Clark and T. Rosswall (Eds): Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecol. Bull. 33, 49-117
- NOMMIK, H., 1956. Investigations on denitrification in soils. Acta Agric. Scand. 6: 195-228
- OOSTEROM, H.P., 1982. Samenstelling van het bovenste grondwater onder landbouwpercelen en enkele bospercelen. ICW-nota 1385, Wageningen, 22 pp
- _____ 1983. Invloed van diverse factoren bij zandgronden op nitraatuitspoeling en verplaatsing in het grondwater. Een experiment met diepe lysimeters. Nota 1490, ICW, Wageningen
- _____ en J.H.W.M. VAN SCHIJNDEL, 1979. De chemische samenstelling van het bovenste grondwater bij natuurlijke begroeiingen op kalkarme zandgrond. ICW-nota 1075, Wageningen, 27 pp
- _____ en J.H.A.M. STEENVOORDEN, 1974. Chemische en fysische samenstelling van grond- en oppervlaktewater in enkele gebieden. ICW-nota 810, Wageningen, 101 pp
- PFAFF, C., 1958. Einfluss der Berechnung auf die Nährstoffauswaschung bei mehrjährigem Gemüseanbau. Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde 80 (125): 93-108
- STEENVOORDEN, J.H.A.M., 1977. De invloed van een aantal factoren op de denitrificatie (een literatuurstudie) ICW-nota 1012, 25 pp
- _____ en H.P. OOSTEROM, 1977. De chemische samenstelling van het ondiepe grondwater bij rundveehouderijbedrijven. ICW-nota 964, 22 pp
- WIJNANDS, J. en H.H. LUESINK, 1983. Regionale verschillen in het kunstmestgebruik in land- en tuinbouw. Stikstof 103, 67-70

BIJLAGE 1. BEREKENDE DENITRIFICATIECAPACITEIT PER M (D) EN PER LAAG (D.L) OP
 GROND VAN BODEMANALYSES

a. Bodemanalyses van boring 52 A 34, ca. 4 km NO van Deurne (Archief ICW)

Diepte (m-mv)	Dikte = L (m)	Org. stof (%)	pH	D (fig. 11) (kg N.ha ⁻¹ .jr ⁻¹ .m ⁻¹)	D.L (kg N.ha ⁻¹ .jr ⁻¹)
1,0- 2,5	1,5	0,5	5,0	40	60
2,5- 5,0	2,5	0,3	5,1	25	62,5
5,0- 7,0	2,0	0,1	5,2	10	20
7,0- 9,5	2,5	0,1	5,5	12	30
9,5-12,0	2,5	0,1	5,6	12	30
12,0-14,5	2,5	0,0	4,0	0	0
14,5-16,5	2,0	0,1	4,8	8	16
16,5-17,5	1,0	0,3	4,4	12	12
17,5-19,0	1,5	0,2	5,1	18	27
19,0-20,0	1,0	0,5	3,8	5	5
20,0-22,0	2,0	1,0	4,9	80	160
Totaal					422,5

b. Bodemanalyse van boring P112, ca. 5 km O van Wanssum (L) (Archief ICW)

1,6- 7,2	5,6	0	5,8	0	0
7,2- 8,0	0,8	0,6	4,2	12	10
8,0- 8,5	0,5	8,7	5,0	700	350
8,5- 9,4	0,9	4,0	4,1	60	54
9,4-10,0	0,6	1,0	4,7	50	30
10,0-10,5	0,5	0,1	4,8	7	3,5
10,5-11,5	1,0	0,2	4,3	7	7
11,5-12,0	0,5	0	4,9	0	0
12 -14	2,0	0,1	5,5	13	26
14 -15	1,0	0,7	4,2	38	38
15 -20	5,0	0	3,8	0	0
Totaal					518,5

Bijlage 1 vervolg

c. Bodemanalyses van boring M41 bij Zelhem (G) (Archief ICW)

1,6- 3,6	2,0	0,1	7,7	28	56
3,6- 5,6	2,0	0	7,6	0	0
5,6- 7,8	2,2	0,1	7,5	28	62
7,8- 8,8	1,0	0	7,7	0	0
8,8-10,8	2,0	0,1	7,6	28	56
10,8-12,6	1,8	0	7,5	0	0
12,6-13,2	0,6	0	7,2	0	0
13,2-15,4	2,2	0,1	7,5	28	62
15,4-16,55	1,15	0,1	6,7	24	27
16,55-16,7	0,15	1,2	7,0	320	48
16,7- 22,6	5,9	0,1	7,3	28	165
				Totaal	476

d. Bodemanalyses van boring M71 bij Haarlo (G) (Archief ICW)

1,4- 2,8	1,4	0,4	4,4	16	22
2,8- 4,9	2,1	0,3	7,4	80	168
4,9- 6,5	1,6	0,4	8,3	106	170
6,5- 8,0	1,5	0,2	8,4	52	78
8,0- 9,5	1,5	0,3	8,4	80	120
9,5-10,8	1,3	0,2	8,4	52	68
10,8-11,4	0,6	0,3	8,3	80	48
11,4-12,8	1,4	1,1	8,0	285	400
12,8-15,2	2,4	1,4	7,7	365	876
15,2-18,6	3,4	0,9	7,8	238	809
18,6-20,5	1,9	0,5	8,1	132	251
20,5-22,0	1,5	0,8	7,6	210	315
				Totaal	3325