

NOTA 1264

april 1981

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
Wageningen

DE GEVOLGEN VAN HET LANDBOUWKUNDIG BODEMGEBRUIK
VOOR DE CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN HET GROND- EN OPPERVLAKTEWATER

ir. J.H.A.M. Steenvoorden

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.

I N H O U D

	blz.
1. INLEIDING	1
2. STOFFENBALANSEN	4
3. KWANTIFICERING VAN DE VERLIEZEN NAAR GROND- EN OPPERVLAKTEWATER	7
4. STIKSTOF	16
4.1. Bemesting en onttrekking door gewassen	16
4.2. Processen in de bodem	19
4.3. Verliezen naar het grondwater	21
5. FOSFAAT	33
5.1. Bemesting en onttrekking door gewassen	33
5.2. Gedrag in de bodem	33
5.3. Belasting van het grondwater	35
6. OVERIGE VERBINDINGEN	40
6.1. Algemeen	40
6.2. Basisbelasting van het grondwater	41
6.3. Invloed van bemesting	42
7. OPPERVLAKTE-AFVOER	45
7.1. Inleiding	45
7.2. Kwantitatieve betekenis van oppervlakte-afvoer	46
7.3. Kwalitatieve invloed van oppervlakte-afvoer	49
8. GEOHYDROLOGISCHE ASPECTEN VAN GRONDWATERVERONTREINIGING	53
9. SAMENVATTING	56
LITERATUUR	57

1. INLEIDING

Verontreiniging van grond- en oppervlaktewater kan worden veroorzaakt door diffuse bronnen zoals bemesting, neerslag en wegzout en door puntbronnen zoals afvalwater van huishoudens en industrie, vuilstortplaatsen, enz. Ongeveer 70% (circa 2 miljoen ha) van het grondoppervlak in Nederland is in gebruik voor de landbouw, zodat de landbouwkundige activiteiten voor grote gebieden van invloed kunnen zijn voor de chemische samenstelling van het water. Het water dat landbouwgebieden verlaat via grond- en oppervlaktewaterstroming heeft veelal weer een andere gebruiksbestemming zoals: natuurbeheer, drinkwatervoorziening, recreatie, veedrenking, enz. Voor een goed beheer van de grond- en oppervlaktewatervoorraden is het noodzakelijk om inzicht te hebben in de gevolgen van landbouwkundige activiteiten voor de waterkwaliteit, teneinde te voorkomen dat ontoelaatbare schade wordt toegebracht aan andere belangen.

Indien gesproken wordt over waterkwaliteitsaspecten in relatie met bemesting wordt in eerste instantie gedacht aan de stikstof- en fosfaatverbindingen. Behalve dat deze twee groepen stoffen tesamen met kalium van groot belang zijn vanuit bemestingsoogpunt spelen ze ook een belangrijke rol bij de eutrofiëring van water. In het drinkwater zijn te hoge nitraatconcentraties bovendien schadelijk voor de gezondheid van mens en dier. Bij de beoordeling van de geschiktheid van water voor de verschillende gebruiksdoeleinden worden ook andere parameters gebruikt, zoals totaal zoutgehalte, chlorideconcentratie en hardheid ten behoeve van beregening in land- en tuinbouw en drinkwaterbereiding voor mens en dier. Bij het natuurbeheer kunnen weer andere parameters van belang zijn.

In deze bijdrage zal worden ingegaan op de gevolgen van het landbouwkundig bodemgebruik voor de gehalten in grond- en oppervlaktewater

ten aanzien van de fosfaat- en stikstofverbindingen en de belangrijkste kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) en anionen (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-). Het zwaartepunt ligt echter bij fosfaat en stikstof en in het bijzonder bij nitraat. Het grondwateronderzoek heeft veelal betrekking op de bovenste meter van de verzadigde zone. Op de processen die tijdens het ondergronds transport kunnen optreden wordt ingegaan in hoofdstuk 8. De mate waarin oppervlaktewater kan worden beïnvloed wordt benaderd vanuit de bijdragen door oppervlakte-afvoer (hoofdstuk 7) en grondwartertoevoer (hoofdstuk 8).

De landbouw in Nederland wordt gekenmerkt door een relatief hoog verbruik van kunstmeststoffen en een regionaal sterk uiteenlopende productie aan dierlijke meststoffen. Dit heeft tot gevolg dat er grote verschillen in bemestingsniveau voorkomen zowel tussen gebieden onderling als tussen bedrijven binnen eenzelfde gebied. Veel aandacht wordt daarom besteed aan de gevolgen voor bodem, grond- en oppervlaktewater bij verschillen in mestgift. Een beeld van de ontwikkeling in het verbruik van meststoffen in Nederland geeft tabel 1.

Tabel 1. Ontwikkeling van het verbruik van kunstmeststoffen en de productie van dierlijke meststoffen in Nederland voor stikstof, fosfaat en kalium per ha cultuurgrond (CBS, 1977)

	1965		1970		1975	
	kunst- mest	dierl. mest	kunst- mest	dierl. mest	kunst- mest	dierl. mest
Stikstof (kg N)	131	78	180	96	209	118
Fosfaat (kg P)	22	20	22	25	20	31
Kalium (kg K)	52	64	48	77	45	94

Het lot van de toegediende meststoffen wordt op zeer algemene wijze behandeld in hoofdstuk 2 over stoffenbalansen. De verliezen van meststoffen naar grond- en oppervlaktewater kunnen op uiteenlopende wijzen worden gemeten. De wijze waarop meting plaatsvindt, kan van invloed zijn op de gevonden waarden. In hoofdstuk 3 wordt daarom speciale aandacht gegeven aan de verschillende meettechnieken voor emissies

en immissies. In de hoofdstukken 4, 5 en 6 tenslotte wordt ingegaan op de gevolgen van het landbouwkundig bodemgebruik voor de gehalten aan stikstof, fosfaat en kationen en anionen in het ondiepe grondwater.

2. STOFFENBALANSEN

In de landbouw worden meststoffen aan de bodem toegevoegd enerzijds om de onttrekking van mineralen door het afgevoerde produkt en de verliezen naar grond- en oppervlaktewater en atmosfeer te compenseren, anderzijds om gronden die van nature arm zijn aan mineralen voor landbouw geschikter te maken door verhoging van het bodemvruchtbaarheidsniveau. Voor de bemesting wordt in het algemeen gebruik gemaakt van dierlijke meststoffen en kunstmeststoffen.

De aardlaag die voor het landbouwkundig bodemgebruik van belang is vanwege beworteling en de vocht- en voedingsstoffenvoorziening is veelal niet dikker dan circa 1,25 m. Voedingsstoffen die in het omlaag percolerende bodemvocht deze laag passeren moeten dan ook als verloren worden beschouwd uit landbouwkundig oogpunt. Van nuttige voedingsstoffen kunnen de betreffende verbindingen overgaan in verontreinigende stoffen. De mogelijke lotgevallen van een stof kunnen het beste worden besproken aan de hand van een eenvoudig beeld van de stoffenbalans van een bodemcompartiment (fig. 1).

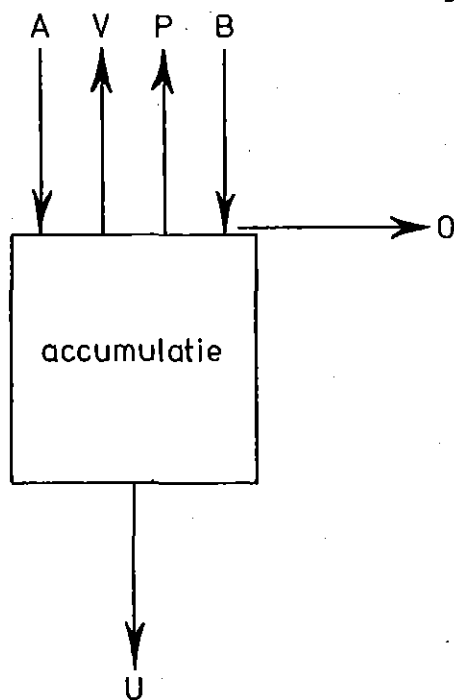


Fig. 1. Schematische weergave van de stoffenbalans van een bodemcompartiment. Toevoer vindt plaats vanuit de atmosfeer (A), door bemesting (B), terwijl afvoer plaatsvindt door verfluchtiging (V), gewasoogst (P), oppervlakte-afvoer (O) en uitspoeling (U)

Toevoer naar de bodem van stoffen vindt plaats als gevolg van bemesting (B) en vanuit de atmosfeer (A) bijvoorbeeld door neerslag en biologische bindingsprocessen. Een deel van deze stoffen kan al aan het aardoppervlak voor de plant verloren gaan als gevolg van vervluchtiging (o.a. NH_3) naar de atmosfeer (V) en door afspoeling over het bodemoppervlak naar open water (O). Een belangrijk deel van de gedoseerde meststoffen zal aan het bodemcompartiment worden onttrokken omdat het wordt afgevoerd in de vorm van producten (P) zoals gewassen, vlees en melk. De voedingsstoffen die niet worden afgevoerd na opname in gewassen lopen het risico om uit te spoelen met de omlaag percolerende neerslag. De mate waarin uitspoeling zal optreden van de overschotten aan voedingsstoffen is o.a. afhankelijk van:

- de aard van de verbinding
- de grondsoort
- de voorgeschiedenis van de grond

Door de aard van de verbinding kan deze in de bodem betrokken zijn bij biochemische of chemische processen, waarbij de verbinding of nieuw gevormde verbinding kan vervluchtigen naar de atmosfeer (V) of kan accumuleren in de bodem. De mate waarin biochemische en chemische omzettingen optreden, wordt o.a. bepaald door de samenstelling van de betreffende grond. Het adsorptievermogen van de grond voor een bepaalde verbinding hangt bijvoorbeeld samen met het gehalte aan lutum en humus. Het adsorptievermogen van een grond is echter geen onuitputtelijke eigenschap, zodat tevens de voorgeschiedenis van een grond bepalend is voor de vraag of bij een bepaalde bemesting uitspoelingsverliezen zullen optreden.

De bodemlaag die de landbouw benut voor de voedselproductie is geen geïsoleerd gedeelte van het milieu, maar is daar een wezenlijk onderdeel van. Kwantificering van de invloed van het landbouwkundig bodemgebruik op het milieu en bestudering van de achterliggende bodemkundige processen is daarom noodzakelijk om onnodige belasting van het milieu tegen te gaan.

Over het algemeen stuit het meten van de toevoer van meststoffen en de onttrekking door gewassen niet op problemen. In het landbouwkun-

dig onderzoek is hier vele tientallen jaren lang ervaring in opgedaan. Het meten van met name de uitspoeling van meststoffen naar grond- en oppervlaktewater kan op vele verschillende wijzen geschieden. Omdat de wijze van meten belangrijke verschillen in de aard van de resultaten kan opleveren, zal hierna op deze meetmethoden worden ingegaan.

3. KWANTIFICERING VAN DE VERLIEZEN NAAR GROND- EN OPPERVLAKTEWATER

Voor het kwantificeren van de meststoffenverliezen naar grond- en oppervlaktewater is informatie nodig over de hoeveelheid afgevoerd water en de chemische samenstelling ervan. Het meten van deze beide grootheden kan op verschillende wijzen plaatsvinden, waarbij de keuze wordt bepaald door onderzoeksdoel, de gewenste detaillering van het onderzoek, de technische mogelijkheden op het betreffende onderzoeksperceel en de hydrologische situatie. Wordt bijvoorbeeld de uitspoeling gemeten aan een drain dan kan het voor een vergelijkend onderzoek waar meerdere percelen bij betrokken zijn voldoende zijn als éénmaal per week een drainwatermonster wordt genomen en geanalyseerd. Is het onderzoek daarentegen opgezet om een mineralenbalans van een perceel op te stellen, dan zal een continue bemonstering de voorkeur verdienen. De hydrologische situatie kan soms een beperkende factor zijn. Als de drain behalve neerslagoverschotten bovendien van elders aangevoerd grondwater afvoert, is een onderzoek van drainafvoeren ongeschikt. Dit voorbeeld maakt duidelijk dat een bepaalde meettechniek niet zo maar overal kan worden toegepast.

De volgende methoden kunnen worden onderscheiden voor de kwantificering van verliezen:

- naar grondwater :
- a) bodemchemisch onderzoek van de bovengrond
 - b) onderzoek aan omlaag percolerend bodemvocht beneden de wortelzone met keramische potjes
 - c) onderzoek van het bovenste grondwater in de verzadigde zone (boorgatenmethode)
 - d) bemonstering van het grondwater op grotere diepten
 - e) lysimeteronderzoek
 - f) onderzoek van waterafvoeren uit drainbuizen
- naar oppervlaktewater:
- g) onderzoek in oppervlaktewater (beken, enz.)
 - h) onderzoek van oppervlakte-afvoer met behulp van meetgoten

Op de voor- en nadelen van de vermelde methoden zal nu worden ingegaan.

- ad a. Bij bodemchemisch onderzoek kan door een voorraadsbepaling in najaar en voorjaar worden nagegaan welke verliezen er in de tussenliggende periode zijn opgetreden. Aangezien de opname door het gewas en de microbiologische activiteit in de winterperiode van geringe betekenis zijn, wordt op deze wijze een indruk verkregen van de verliezen naar de ondergrond of het grondwater. In bepaalde situaties kan deze methode worden gebruikt om de stikstofverliezen vast te stellen. Een onzekerheid bij deze methode is altijd de mate waarin biochemische processen zoals denitrificatie, immobilisatie en mineralisatie invloed kunnen hebben gehad op de berekende verliezen. De stikstofuitspoeling die in de zomerperiode incidenteel kan optreden, wordt op deze wijze niet gemeten. Omdat de verliezen worden berekend uit een verschilbepaling kan zich een accumulatie van fouten voordoen, die met name bij lage uitspoelingsniveaus niet acceptabel is. Om deze reden is de techniek niet bruikbaar voor fosfaat. Een algemeen nadeel van bodemchemisch onderzoek is dat een regelmatig weerkerende bemonstering op den duur leidt tot een verstoring van het proefveld.
- ad b. Bemonstering van het omlaag percolerende bodemvocht met de daarin opgeloste mineralen kan plaatsvinden met behulp van een keramisch potje (fig. 2), waarin een zekere onderdruk kan worden aangebracht door de leiding bij kraan C aan te sluiten op een vacuumpomp. Door het aangelegde drukverschil zal bodemvocht het tensiometerpotje binnentreden en via het slangetje worden afgevoerd naar het verzamelvat. Het potje wordt voor bepaling van de uitspoelingsverliezen meestal geïnstalleerd op één meter diepte onder maaiveld en heeft een lengte van 10 cm. Bij een poriënvolume van de bodem van 40% betekent dit dat bij bemonstering een waterlaag van ongeveer 40 mm dikte wordt bemonsterd. Indien het totale neerslagoverschot 280 mm zou bedragen, moet gemiddeld 7 maal deze bemonstering worden uitgevoerd. Bij het onderzoek is gebleken dat meestal met 5 bemonsteringen in een winterperiode

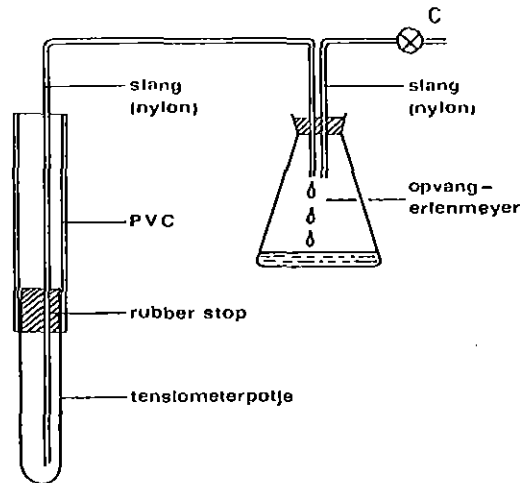


Fig. 2. Dwarsdoorsnede van een tensiometer met opvang-erlenmeyer

kan worden volstaan om een betrouwbaar beeld te krijgen van de uitspoeling. Vanwege de verschillen in chemische samenstelling van het bodemvocht in het horizontale vlak dienen er meerdere tensiometerpotjes per proefveld te worden geïnstalleerd. Een aantal van 4 à 6 blijkt voldoende.

De vochtbemonsteringsmethode is uitermate geschikt om verliezen aan mineralen uit de bodem vast te stellen, zij het dat het een tijdrovende methode is. De techniek wordt bij voorkeur gebruikt op proefvelden waar de grondwaterspiegel op een diepte zit van meer dan 2 meter en bij proefveldjes met kleine afmetingen waar de grondwaterbemonstering (zie ad c) niet bruikbaar is als gevolg van de mogelijke menging van grondwater van twee dicht aan elkaar grenzende veldjes. Door de filterende werking van de wand van het potje en als gevolg van de verschuiving van fysische evenwichten door de onderdruk kan met deze techniek bijvoorbeeld geen beeld worden verkregen van de zuurgraad en de gehalten aan HCO_3^- , organisch P en organisch N. Bij deze methode kan de waterafvoer niet direkt worden gemeten. Op het meten hiervan zal nog worden ingegaan.

- ad c. Bepaling van de uitspoelingsverliezen op perceelsniveau door bemonstering van het bovenste grondwater in de verzadigde zone vindt veelal plaats met de boorgatenmethode. Hierbij wordt met de grondboor een gat geboord tot een zodanige diepte dat de grondwaterlaag bemonsterd kan worden die qua dikte overeenkomt met de

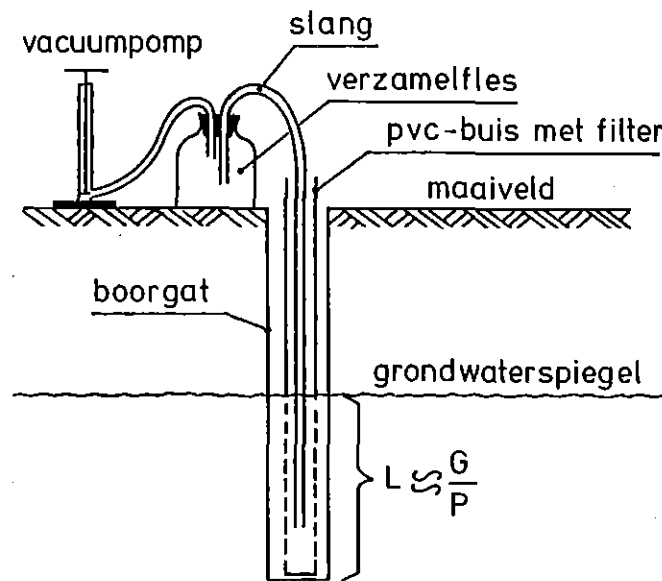


Fig. 3. Schema van de bemonstering van het grondwater via de boorgatenmethode ($L =$ dikte grondwaterlaag, $G =$ grondwatervoeding, $p =$ poriënvolume grond)

grondwatervoeding van de daaraan voorafgegane natte periode (fig. 3). Bij een grondwatervoeding van bijvoorbeeld 250 mm per jaar en een poriënvolume van 40% betekent het de bemonstering van het grondwater tot een diepte van 100 cm beneden de waterspiegel. De bemonstering dient te worden uitgevoerd na de natte periode van najaar, winter en voorjaar op een moment dat het grondwater-niveau zich buiten de invloed bevindt van de begroeiing aangezien de capillaire nalevering dan geen rol meer speelt.

Vanwege de variatie in de chemische samenstelling van het grondwater in het horizontale vlak dienen per perceel meerdere boorgaten te worden bemonsterd om een representatief beeld te krijgen van de uitspoeling. Zowel bij natuurterreinen als bij landbouwpercelen blijkt een aantal van 15 à 25 boorgaten per object voldoende te zijn. Voor de bepaling van de uitspoelingsverliezen op jaarbasis is dit een betrouwbare en snelle methode. Op de bepaling van de grondwatervoeding wordt nog ingegaan.

ad d. Naarmate grondwater zich op een grotere diepte bevindt, neemt de

kans toe dat neerslagoverschotten afkomstig van het ene perceel zich mengen met die van een ander perceel. Of deze menging optreedt en zo ja, in welke mate hangt af van de lokale en regionale hydrologische situatie. Bovendien kan tijdens het transport naar grotere diepten een wijziging optreden in de chemische samenstelling van het grondwater als gevolg van chemische en biochemische processen. De conclusie moet dus luiden dat kwantificering van de invloed van landbouwkundige activiteiten op de chemische samenstelling van het grondwater door bemonstering van het diepe grondwater geen geschikte methode is.

ad e. Lysimeters zijn bakken of vaten, die aan de zijkant en de onderzijde waterdicht zijn afgesloten, gevuld met wel of niet bebouwde grond en van onderen voorzien van een inrichting voor de afvoer van drainwater (fig. 4). Ze zijn in eerste instantie ontworpen om onderzoek te doen naar de verdamping van gewassen. De diepte bedraagt veelal 100 à 125 cm. Het voordeel van lysimeters is dat de waterafvoer nauwkeurig kan worden gemeten, evenals de bemesting en de gewasopname. Een nadeel is echter dat de waterhuishouding

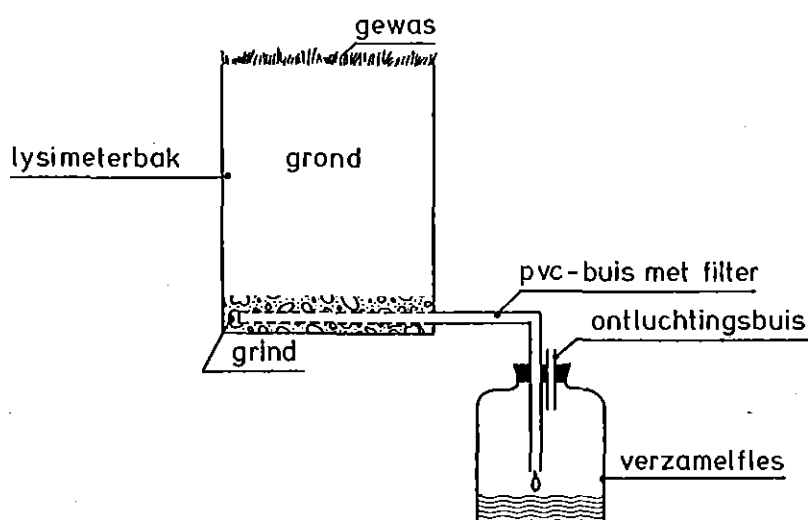


Fig. 4. Schets van een lysimeteropstelling

veelal afwijkt van veldsituaties doordat de mogelijkheid van capillaire nalevering ontbreekt. Dit heeft niet alleen invloed op de waterbalans en de gewasopname maar via de luchthuishouding van de bodem eveneens op chemische en biochemische omzettingen. Verwacht kan worden dat dit met name bij stikstof kan leiden tot resultaten die niet overdraagbaar zijn naar veldsituaties. Soms wordt aan dit probleem tegemoet gekomen door in perioden met neerslagtekort water toe te voeren via het systeem van de fles van Mariotte. Aangezien dan gedemineraliseerd water of leidingwater wordt toegevoerd, is de stoffenhuishouding ook bij deze opzet niet vergelijkbaar met veldsituaties. De uitspoeling voor met name stikstof kan dan te hoog uitvallen omdat de terugvoer van stikstof via capillaire nalevering en daarop volgende gewasopname en denitrificatie in de wortelzone niet meer kunnen plaatsvinden. Slechts bij een diepe uitvoering van lysimeters zoals beschreven in par. 4.3.3 kan aan dit probleem tegemoet worden gekomen.

ad f. Het via drains afgevoerde grondwater is toegevoerd via stroomlijnen zoals schematisch is weergegeven in fig. 5.

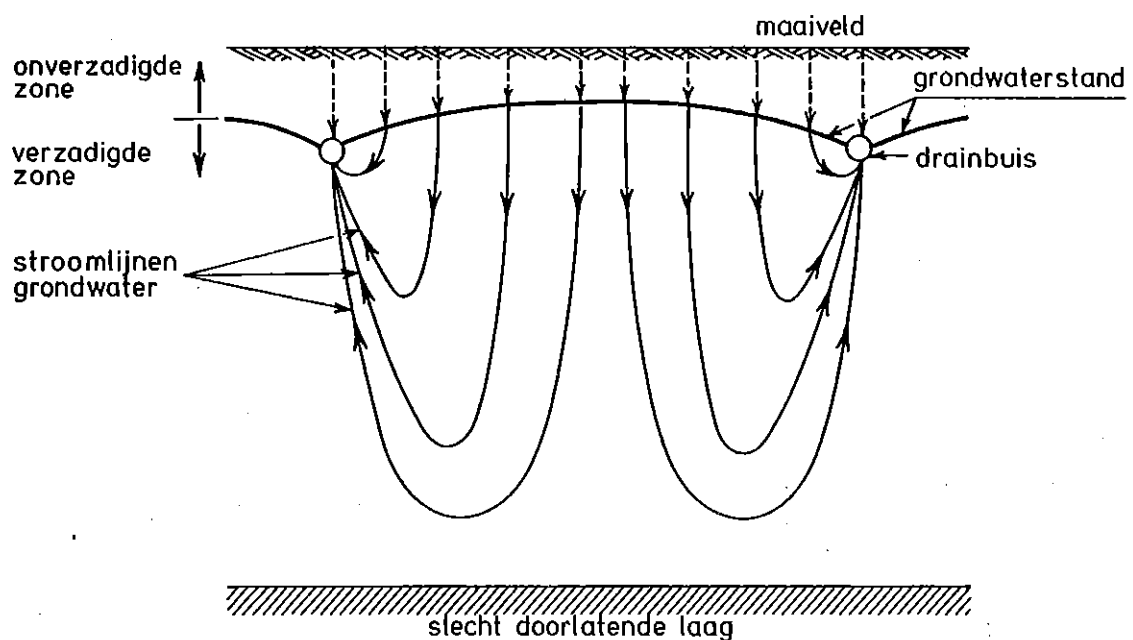


Fig. 5. Schematische weergave van de stroombanen van het water bij een gedraineerd perceel

Een deel van het water komt na passage van de wortelzone direct of vrijwel direct via de drain tot afvoer en kan worden gekarakteriseerd als 'jong', met een leeftijd van enkele dagen tot enkele maanden. Een ander deel van het water dat infiltreert rond het midden van het perceel heeft een lange weg afgelegd door het grondwater en kan als 'oud' worden betiteld, waarbij de leeftijd kan oplopen tot meer dan 10 jaar. In feite is het via drains afgevoerde water een mengsel van waterstromen met verschillende verblijftijden in de ondergrond. Het analyseren in drainafvoeren geeft dus geen betrouwbaar beeld van de verliezen aan meststoffen uit de wortelzone, omdat door het soms langdurig verblijf van het water in de ondergrond de chemische samenstelling kan zijn gewijzigd. Voor bijvoorbeeld NO_3^- kan de op deze wijze berekende uitspoeling te laag uitvallen door de invloed van denitrificatie in de ondergrond.

Niet overal zijn drains aanwezig, zodat het geen algemeen toegepaste methode is. Het meten van drainafvoeren en de bemonstering is bovendien een tijdrovende zaak.

ad g. De belasting met nutriënten van sloten en beken wordt niet alleen bepaald door de toevoer via de grondwaterstroming en de daarmee samenhangende verblijftijden, zoals onder f. is uiteengezet, maar bovendien door oppervlakte-afvoer van landbouwgrond en verharde oppervlakken, afvalwaterlozingen, enz. Voordat het water de betreffende sloot of beek verlaat, kunnen in het oppervlaktewater omzettingen hebben plaatsgevonden door chemische of biochemische processen. Voor zowel stikstof als fosfaat kan dit betekenen dat de afgevoerde hoeveelheid nutriënten kleiner is dan de totale toevoer. Een afwateringseenheid is geschikter om te gebruiken voor de kwantificering van de landbouwinvloed naarmate minder vervuilingbronnen een rol spelen en de verblijftijd van het water in het gebied korter is in verband met omzettingen. Een voordeel van deze methode is dat een totaal-beeld verkregen kan worden van de bijdrage van alle activiteiten in het betreffende gebied. Dit type onderzoek vergt veel inzet, met name als ook andere bronnen dan landbouw een rol spelen.

ad h. Toevoer van meststoffen naar open water kan behalve via grondwa-

terstroming eveneens plaatsvinden via oppervlakte-afvoer. Hierbij wordt de neerslag die niet de bodem in kan over de bodem direct naar open water afgevoerd, ofwel via daartoe gegraven ondiepe greppels, ofwel als geen voorzieningen zijn getroffen langs grillige banen naar de laagste terreingedeelten. Vindt de ontwatering plaats via ondiepe greppeltjes, dan leent deze situatie zich goed om met hulp van meetgoten of meetschotten de afvoer te kwantificeren.

Van de behandelde meettechnieken zijn sommige geschikt om de uitworp (emissie) van landbouwgrond vast te stellen, andere methoden geven vooral inzicht in de belasting (immissie) die op een andere plaats optreedt als gevolg van landbouwactiviteiten (tabel 2). Diep grondwateronderzoek is van belang voor bijvoorbeeld de drinkwaterwinning. Het kwantificeren van de landbouwemissie naar het grondwater dient plaats te vinden door gebruikmaking van bemonstering via de boorgatenmethode of met keramische cups beneden de wortelzone.

Tabel 2. Overzicht van meettechnieken voor de kwantificering van de uitworp (emissie) uit de landbouw en de belasting (immissie) door de landbouw voor grond- en oppervlaktewater

Meettechniek	Emissie	Immissie
a. bodemchemisch onderzoek	-	-
b. bodemvocht op ca. 1,25 m-m.v.	+	-
c. ondiep grondwater	+	-
d. diep grondwater	-	+
e. lysimeters	+	-
f. drains	-	+
g. oppervlaktewater	-	+
h. greppelafvoer	+	+

Voor de kwantificering van de verliezen is eveneens informatie nodig over waterafvoeren. Soms is deze eenvoudig te meten zoals bij de methoden e, f, g en h, soms valt ze niet te meten (d) of is over-

bodig (a). Bij de methoden b en c dient de grondwatervoeding te worden berekend uit metingen van neerslag, verdamping en veranderingen in de voorraad bodemvocht. In het kader van deze bijdrage zal hier niet verder op worden ingegaan.

4. STIKSTOF

4.1. B e m e s t i n g e n o n t t r e k k i n g d o o r g e w a s s e n

Stikstofbemesting kan plaatsvinden met behulp van kunstmeststoffen of dierlijke mest. De kunstmeststikstof kan als direct opneembaar voor de plant worden beschouwd. Van dierlijke mest is slechts een deel van de stikstof opneembaar in het jaar van toediening. Dit deel bedraagt circa 75% van de totale hoeveelheid stikstof voor rundvee- en varkensdrijfmest en circa 90% voor kippe- en kalverdrijfmest (SLUIJSMANS en KOLENBRANDER, 1976). Het restant van de stikstof bestaat uit een moeilijk aantastbare fractie, waarvan de mineralisatie in de loop van de volgende jaren plaats vindt. Van de minerale stikstof in mest wordt slechts een deel opgenomen door het gewas aangezien verliezen kunnen optreden door ammoniak vervluchtiging tijdens het bewaren en het uitrijden, door denitrificatie in de bodem en door uitspoeling naar het grondwater. Daarom moet meer worden toegediend dan de gewassen onttrekken.

De stikstofbemesting is sterk afhankelijk van het geteelde gewas. Bij bouwlandgewassen varieert de onttrekking van circa 75 kg N voor de meeste granen tot circa 260 kg N voor suikerbieten bij een goede oogst. Voor grasland kan de droge stof produktie meer dan 15 ton bedragen, hetgeen een onttrekking van circa 300 kg N betekent (tabel 3). Voor granen vermeldt het bemestingsadvies maximaal 130-160 kg kunstmest-N (CONSULENTSCHAP VOOR BODEMAANGELEGENHEDEN, 1977), terwijl op grasland giften mogelijk zijn tot circa 450 kg N per ha per jaar.

Bij een intensief bouwplan, zoals dat in gebieden met veeconcentraties veel voorkomt, kan de gemiddelde behoefte van de bouwlandgewassen gesteld worden op 150 kg (kunstmest-) stikstof per ha. Omdat de stikstof van dierlijke mest minder efficiënt werkt, is hiervan een grotere hoeveelheid nodig voor eenzelfde resultaat. Bij een werkingscoëfficiënt van 55% die van toepassing is bij jaarlijks gebruik van mest en een gemiddelde voorstelt van voor- en najaarsaanwending, is die hoeveelheid dus $100/55 \times 150 = 272$ kg stikstof. In tabel 4 is vermeld met hoeveel ton mest van de verschillende diersoorten dit overeenkomt.

Tabel 3. De onttrekking aan fosfaat, stikstof, kalium en magnesium door een aantal gewassen bij een goede oogst (HANDBOEK VOOR DE AKKERBOUW, 1973).

Gewas	Droge stof- produktie (kg.ha ⁻¹)	Gemiddelde onttrekking per oogst (kg.ha ⁻¹)				
		fosfaat (P)	stikstof (N)	kalium (K)	calcium (Ca)	magnesium (Mg)
Granen						
tarwe	9 000	25	131	65	11	18
rogge	7 200	14	65	54	8	6
mais (korrel)	4 700	14	70	14	2	5
Knol- en wortelgewassen						
cons. aardappelen	9 200	24	120	188	7	11
suikerbieten	19 600	45	266	288	85	55
Groenvoedergewassen						
grasl. hooi (1e snede)	4 000	14	108	109	20	6
snijmais	12 500	36	188	197	36	19

Tabel 4. Hoeveelheden mest, die gelijkwaardig zijn aan 150 kg kunstmest-N en de daarmee gegeven hoeveelheden P, K, Ca en Mg

	Rundvee drijfmest	Varkens drijfmest	Kippemest (vast)	Kuikemest (vast)	Kalver drijfmest
Tonnen mest	60	40	22	12	90
Fosfaat (kg P)	53	84	180	110	53
Kalium (kg K)	249	133	166	158	183
Calcium (kg Ca)	86	100	370	168	—*
Magnesium (kg Mg)	36	24	33	40	—*
Gehalte aan droge stof (°/oo)	95	80	322	560	20

*- = niet bekend

Wordt meer stikstof gegeven dan de hiervoor vermelde hoeveelheden dan resulteert dit bij de meeste bouwlandgewassen in een achteruitgang in kwaliteit. Dit probleem doet zich vrijwel niet voor bij snijmais, waardoor in gebieden met mestoverschotten een belangrijke uitbreiding van het snijmais areaal heeft plaatsgevonden. Zelfs bij zeer grote hoeveelheden stalrest treedt nog verhoging van de opbrengst op door een extra toevoer (fig. 6), zij het dat de stikstof in de dierlijke meststoffen minder efficiënt worden benut. Bedraagt bij de gift van $270 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1} \text{ N}$ de opname circa 21%, bij de gift van $1080 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1} \text{ N}$ is de opname gedaald tot circa 4% van de laatst toegevoegde hoeveelheid van 270 kg N .

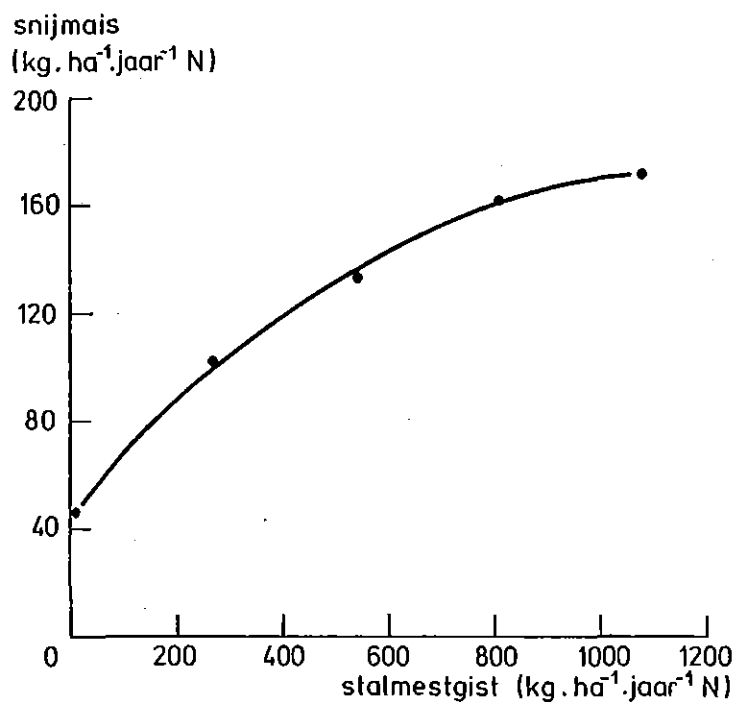


Fig. 6. Relatie tussen de stikstofgift via stalrest en de N-opbrengst in snijmais, gemiddeld over de jaren 1972 t/m 1979 (VERHEYEN en STEENVOORDEN, 1981)

4.2. P r o c e s s e n i n d e b o d e m

De stikstof in de bodem kan worden onderverdeeld in organisch gebonden stikstof en stikstof in anorganische vorm. Voor de verontreiniging van grond en oppervlaktewater zijn met name de minerale verbindingen van belang. De minerale stikstofbalans van de bodem wordt voor landbouwgrond bepaald door de volgende toevoer- en onttrekkingsposten:

Toevoer door:

- 1) dierlijke meststoffen
- 2) kunstmeststoffen
- 3) neerslag
- 4) stikstofbinding uit lucht
- 5) mineralisatie (wortelmasse oogstverliezen, humus)

Onttrekking door:

- 6) opname in gewas en wortelmasse
- 7) denitrificatie
- 8) NH_3 -vervluchtiging uit dierlijke mest in kunstmest
- 9) humificatie
- 10) uitspoeling en afspoeling

Niet alle posten zijn kwantitatief van even groot belang. Onder Nederlandse omstandigheden wordt aan de stikstofbalans van landbouwgrond een geringe bijdrage geleverd door de neerslag, de biologische stikstofbinding (uitgezonderd vlinderbloemige gewassen) en NH_3 -vervluchtiging. De invloed van een aantal processen op het verloop van de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem gedurende 1 jaar is voor een aardappelgewas weergegeven in fig. 7.

In het voorjaar wordt door de toediening van een kunstmestgift het minerale stikstofgehalte plotseling verhoogd. Daarna vindt een geleidelijke verdere stijging plaats door mineralisatie van de organische stof uit de humus in de bodem en de eventueel uitgereden dierlijke mest. Als de gewasgroei op gang komt daalt de stikstofvoorraad als gevolg van de opname door het gewas. Tevens vindt denitrificatie plaats en vastlegging in organische stof (immobilisatie). Na de oogst treedt een belangrijke accumulatie van nitraat op in het bodemprofiel, omdat de mineralisatie van organische stof, waar nu ook de achtergebleven wortel- en loofresten toe behoren, doorgaat. Indien geen wintergewas wordt ingezaaid zal een belangrijk deel van de minerale stikstof uitspoelen naar het grond en oppervlaktewater met de neerslagoverschotten in de winterperiode (fig. 7).

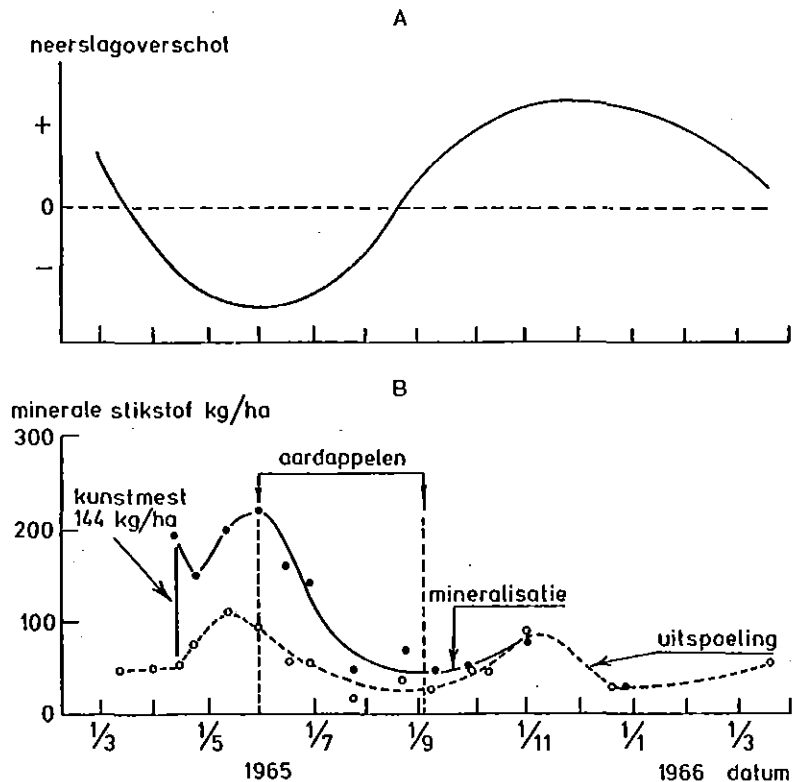


Fig. 7. Globale verdeling van het neerslagoverschot over een jaar (a) en het verloop van de hoeveelheid minerale stikstof in een bodemprofiel van 1 m bij aardappelen (b) (KOLENBRANDER, 1978) (o---o = zonder bemesting; .— . = met bemesting)

Nitraat kan uit het bodemsysteem verdwijnen door denitrificatie. Bij dit proces wordt het nitraat omgezet in gasvormige verbindingen (N_2 , N_2O , NO). Denitrificatie treedt op als de zuurstofconsumptie tijdelijk de zuurstoftoevoer overtreft. Een aantal bacteriesoorten die voor hun energievoorziening afhankelijk zijn van de aerobe afbraak van organische stof schakelen onder die omstandigheden over op NO_3^- als zuurstofdonor.

De mate waarin denitrificatie op zal treden wordt in belangrijke mate beïnvloed door het verschil tussen zuurstofconsumptie en zuurstofaanvoer en is dus afhankelijk van onder andere de hoeveelheid en de aard van de af te breken organische stof, de vochthuishouding van de grond en de temperatuur.

Het transport van stikstof door de bodem naar het grondwater vindt plaats via de waterfase. Als de kwantitatief belangrijkste minerale N-verbindingen in de bodem kunnen worden beschouwd NO_3^- en NH_4^+ . Door de overwegend negatieve lading van de bodemdeeltjes wordt het NO_3^- -ion ongeveer even snel verplaatst als het water, terwijl de NH_4^+ -ionen in belangrijke mate worden vertraagd als gevolg van adsorptieprocessen. Bij het uitspoelingsproces zal dus vooral het mobiele NO_3^- een belangrijke rol spelen.

Zonder neerslagoverschot treedt geen uitspoeling op en accumuleren alle zouten in de bouwvoor. Onder Nederlandse omstandigheden wordt in de winterperiode gemiddeld circa 100 à 150 mm geborgen in het bodemprofiel en 300 mm afgevoerd naar het grondwater. Voor deze situatie kan worden berekend dat van de hoeveelheid minerale stikstof die in het najaar in de bouwvoor aanwezig is op zandgrond circa 50% uitspoelt beneden een diepte van 1,20 m. Onder deze diepte moet in het algemeen de stikstof als verloren worden beschouwd voor het gewas.

4.3. V e r l i e z e n n a a r h e t g r o n d w a t e r

4.3.1. Basisbelasting

Ook zonder landbouwkundige activiteiten treden stikstofverliezen naar het grond- en oppervlaktewater op. In het algemeen kunnen deze verliezen worden betiteld als de basisbelasting of als 'natuurlijke' belasting, ook al zijn in Nederland alle natuurterreinen in meer of mindere mate antropogeen beïnvloed. Informatie over de basisbelasting van grondwater is verzameld door onderzoek van ondiep grondwater onder natuurterreinen. In het kader van het onderzoek 'Integraal Structuurplan Noorden des Lands' is bij verschillende grondsoorten nagegaan hoe groot de basisconcentraties voor de onderscheiden N-verbindingen zijn (tabel 5).

De bijdrage van nitraat aan het totale stikstofgehalte is over het algemeen gering. Het aandeel van ammonium is hoog bij grondsoorten die rijk zijn aan organische stof in het profiel, zoals hoogveen, laagveen en afgegraven hoogveen.

Tabel 5. Gemiddelde analysesresultaten voor het ondiepe grondwater onder natuurterreinen op verschillende grondsoorten (BOTS e.a., 1978)

		Zand	Afgegraven hoogveen	Hoogveen	Laagveen	Zeeklei
Aantal terreinen:		5	3	2	3	5
NO_3^-	(g.m^{-3} N)	0,9	0,3	0,6	0,5	0,3
NH_4^+	(")	0,3	3,0	4,5	2,5	7,7
Totaal-N	(")	1,7	6,2	6,4	6,0	11,4
Ortho-P	(g.m^{-3} P)	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	2,6
Totaal-P	(")	<0,01	0,08	0,14	0,21	3,2
Cl^-	(g.m^{-3})	22	25	14	40	1350

Zeer hoge nutriëntengehalten worden doorgaans gemeten in mariene sedimenten (ANONIEM, 1976). Het veel hogere chloridegehalte geeft al aan dat sprake is van mariene invloeden.

De basisbelasting van het grondwater kan drastisch wijzigen onder invloed van gewijzigd terreinbeheer of als gevolg van verandering van de waterhuishouding. Onderzoek naar deze factoren op met name de nitraatgehalten van het bovenste grondwater is uitgevoerd in een bosgebied ten Zuid-Oosten van Voordeldonk (gem. Asten, N.B.), waar in een aanéengesloten oppervlak verschillende soorten begroeiing voorkwamen met variatie in grondsoort en grondwaterstand. Enkele karakteristieken van de onderzochte terreinen zijn vermeld in tabel 6. De voeding van het grondwater is berekend uit het Cl^- -gehalte van het grondwater. Hierbij wordt uitgegaan van de toevoer van Cl^- via de neerslag als enige bron en een verwaarloosbare opname door de aanwezige begroeiing, zodat elke concentratieverandering samenhangt met de verdamping door bodem en begroeiing. De laagste concentraties, en dus de geringste verdamping, komen voor bij jong naalldhout en pijpestrootje, daarna volgen loofhout (dat voornamelijk in de zomer verdampt) en oud naalldhout (verdampt het hele jaar door) bij diepe grondwaterstand, terwijl de hoogste gehalten worden gevonden onder

Tabel 6. Karakteristieken van de terreinen in het bosgebied bij Voordeldonk (N-Br.) waar onderzoek is uitgevoerd naar de belasting van het bovenste grondwater

Begroeiing	Bovengrond (tot + 50 cm)	Grondwaterst. (m-m.v. op + 20/3'78)	Boom- omtrek* (m)	Boom- afstand (m)	Bemonsterd oppervlak (ha)
Oud naaldhout	humeus zand	2,25	0,55	3,0	0,6
Oud naaldhout	humeus zand	1,0	0,60	3,2	0,8
Jong naaldhout	uitgeloogd zand	1,5	0,13	1,6	0,5
Pijpestrootje	donkerbruin zand	0,65	-	-	0,9
Loofhout	humusrijk zand	0,85	0,75	4,9	0,3
Loofhout	moerig/venig zand	0,6	0,80	3,4	0,5

*gemeten op ca. 1,50 m hoogte

Tabel 7. Gemiddelde gehalten in het bovenste grondwater van enkele natuurterreinen in het bosgebied bij Voordeldonk (N.Br.) en de gemiddelde stikstofuitspoeling (bemonstering omstreeks 20 maart 1978 via boorgatenmethode)

Begroeiing	Cl ⁻ (g.m ⁻³)	NO ₃ ⁻ (g.m ⁻³ N)	Gemiddelde grondwatervoeding voor 1975-1978 (mm.jaar ⁻¹)	N-uitspoeling (kg.ha ⁻¹ .jaar ⁻¹ N)
Oud naaldhout	25	21,5	130	28
Oud naaldhout	69	12,7	45	6
Jong naaldhout	9	0,2	360	0,7
Pijpestrootje	9	0,6	360	2,2
Loofhout	26	1,2	130	1,6
Loofhout	19	19,5	180	35

oud naaldhout bij een hogere grondwaterstand. De gemeten NO₃⁻-gehalten kunnen zeer hoge waarden bereiken, vooral bij de humusrijke tot venige objecten. De stikstofuitspoeling in kg.ha⁻¹.jaar⁻¹ loopt sterk uiteen van circa 1 kg N voor de humusarme objecten met jonge of weinig intensieve begroeiing tot enkele tientallen kg N voor de humusrijke

objecten. Aangezien via de neerslag jaarlijks niet meer N wordt aangevoerd dan $20 \text{ à } 25 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$ en bovendien niet alle N zal uitspoelen, duidt dit op een verstoring die resulteert in een verhoogde afsterving van begroeiing of mineralisatie van humus. Naar de oorzaak van de verstoring is geen onderzoek verricht (OOSTEROM en VAN SCHIJNDEL, 1979).

4.3.2. Invloed van bemesting

De invloed van het landbouwkundig bodemgebruik op de stikstofbelasting van het grondwater is mede afhankelijk van:

- aard van het bodemgebruik (grasland, bouwland)
- bodemsamenstelling (zand, klei, veen)
- bemestingsniveau en -vorm (kunstmest, dierlijke mest)
- waterhuishouding

Op de verschillende aspecten zal achtereenvolgens worden ingegaan.

I n v l o e d b o d e m g e b r u i k e n b e m e s t i n g

Verschillen in uitspoeling als gevolg van verschillen in bodemgebruik hangen vooral samen met de aan- of afwezigheid van een gewas. Indien op bouwland een gewas wordt geoogst blijven wortel- en eventueel gewasresten achter. Mineralisatie van deze resten en de voortgaande mineralisatie van humus in de bouwvoor leiden tot een belangrijke opbouw van de hoeveelheid minerale stikstof in de bouwvoor (zie fig. 7), die met de neerslagoverschotten gedurende de winterperiode worden verplaatst naar grotere diepten in de bouwvoor en eventueel naar het grondwater. Op grasland is in najaar en winter veelal wel begroeiing aanwezig, waardoor in perioden dat mineralisatie optreedt ook opname kan plaatsvinden in het gras. De gegevens tonen dan ook een belangrijk hogere N-uitspoeling voor bouwland dan voor grasland, zowel op zandgrond als op kleigrond (tabel 8).

Ondanks de hogere mestgiftten bij grasland ligt toch de uitspoeling voor bouwland op een beduidend hoger niveau. In gebieden met intensieve veehouderij is het areaal snijmais sterk uitgebreid ten koste van andere bouwlandgewassen, vooral omdat snijmais geen nadeel

Tabel 8. Jaarlijkse stikstofverliezen ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1} \text{ N}$) uit grasland en bouwland volgens lysimeteronderzoek (KOLENBRANDER, 1971), bij een drainwaterproduktie van $300 \text{ mm} \cdot \text{jaar}^{-1}$ en de stikstofconcentraties ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$)

	Zandgrond	Kleigrond
Bouwland		
niet bemest	51	21
kunstmest 90 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ N}$	17	4
dierl. mest 100 "	7	3
Totaal	75 (25 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$)	28 (9,3 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$)
Grasland		
onbemest	6	6
kunstmest 200 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ N}$	2	2
dierl. mest 100 "	3	3
Totaal	11 (3,7 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$)	11 (3,7 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$)

ondervindt van te hoge stikstofdoseringen. Tot zelfs bij zeer hoge giften vindt een verhoogde stikstofopname plaats (fig. 6). De geringe benutting van de toegevoerde stikstof resulteert bij stijgende drijfmestgiften in steeds hogere nitraatgehalten in het afgevoerde grondwater (fig. 8).

Ondanks de dalende benutting door het gewas bij hogere drijfmestgiften is het verloop van de nitraat-uitspoeling tegen de N-bemesting vrijwel lineair (tabel 9). Dit betekent dat ofwel de vastlegging in de humus of de denitrificatie procentueel een sterkere rol gaan spelen in de stikstofbalans naarmate de drijfmestgiften hoger zijn.

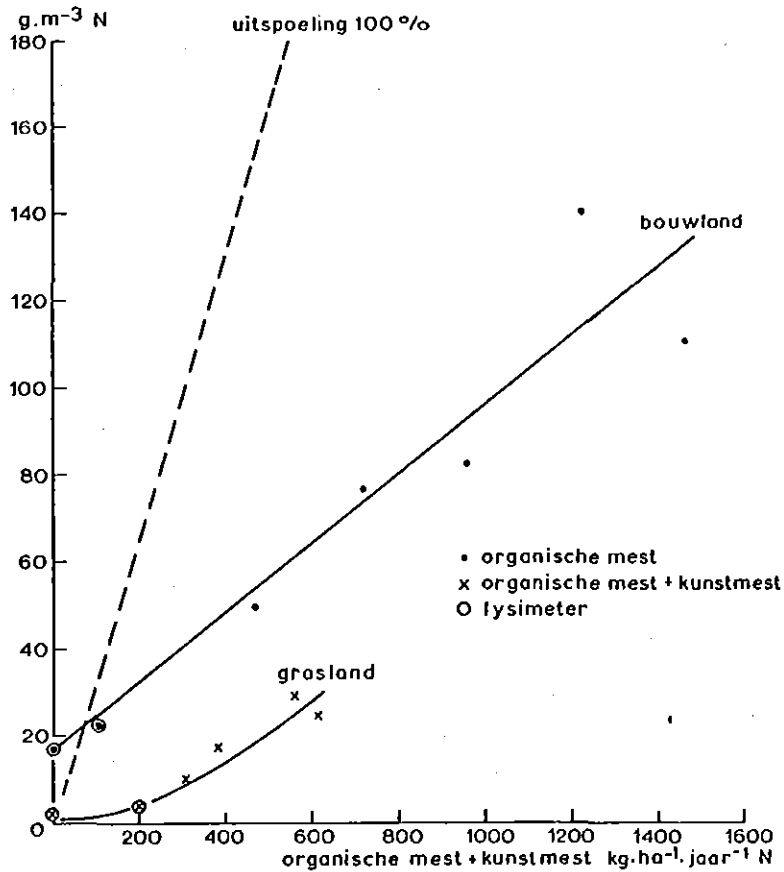


Fig. 8. Verloop van de nitraatconcentratie (g N/m^3) in het bovenste grondwater onder invloed van de toegediende stikstofbemesting bij bouw- en grasland op zandgrond (STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1979)

- drijfmest op mais
 - ⊙ lysimeteronderzoek
 - x stalmest + kunstmest op grasland
 - ⊗ lysimeteronderzoek
- (---: verloop van nitraatconc. indien alle toegediende stikstof uitspoelt bij een gem. grondwatervoeding van 300 mm/jaar)

Tabel 9. Toevoer van stikstof via kunstmest en dierlijke mest ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}\text{ N}$) van bouw- en grasland, de grondwatervoeding (mm) in het jaar van onderzoek en de NO_3 -uitspoeling ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}\text{ N}$ en % van de toevoer). De grondsoort is zand

Grasland					Bouwland			
stal- mest	kunst- mest	grondwater- voeding	uitspoeling		stal- mest	grondwater- voeding	uitspoeling	
			(kg N)	(%)			(kg N)	(%)
FONCK, 1979					STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1981			
240	426	220	88	13	475	273	273	27
340	446	235	92	12	710	273	205	29
192	259	222	56	12	960	273	218	23
195	435	210	67	11	1210	273	309	26
					1460	273	392	27
STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1979								
125	180	100	10	3				
115	265	100	18	5				
205	350	100	29	5				
150	460	100	24	4				

In v l o e d b o d e m s a m e n s t e l l i n g

De bodemsamenstelling kan worden gekarakteriseerd op grond van korrelgrootteverdeling en organische stofgehalte. Een ruwe indeling die op grond hiervan kan worden gemaakt is die in: zand-, klei- en veengrond. Verschillen in stikstofuitspoeling tussen grondsoorten onder gelijke overige omstandigheden zoals weer en stikstofgift worden veroorzaakt door:

- verschillen in vochtberging
- verschillen in biologische processen als gevolg van verschillen in vochthuishouding.

Onder vochtberging wordt in dit geval verstaan de totale hoeveelheid vocht die een bodemlaag kan bevatten bij veldcapaciteit. Als de grondwaterstand op 1 meter diepte zit komt dit overeen met een pF-waarde van 2,0. De vochtberging voor respectievelijk lemig zand (Venlo), komklei (Bommelerwaard) en laagveen (Boskoop) bedraagt dan 25,51 en 62 volume %. Voor een bodemlaag van 1 meter dikte komt

overeen met een vochtschijf van respectievelijk 250, 510 en 620 mm. Als de uitspoeling naar het grondwater voor de landbouw wordt gedefinieerd als de afvoer die optreedt naar bodemlagen op diepten groter dan 1 m -mv. dan betekent dit dat voor een volledige vulling en doorspoeling van een 1 meter dikke bodemlaag evenveel water nodig is als de vermelde vochtberging van zand, klei en veen. Als het neerslagoverschot 200 mm bedraagt zal de doorspoeling van zandgrond groter zijn dan voor kleigrond en daardoor ook de uitspoeling. Als bij het begin van de doorspoeling 100% van de minerale stikstof in de toplaag van de bodem zit, zal na 200 mm doorspoeling bij veengrond nog vrijwel 100% van de stikstof boven een diepte van 60 cm in het profiel aanwezig zijn, terwijl dit percentage voor klei- en zandgrond respectievelijk 70 en 50 bedraagt (fig. 9).

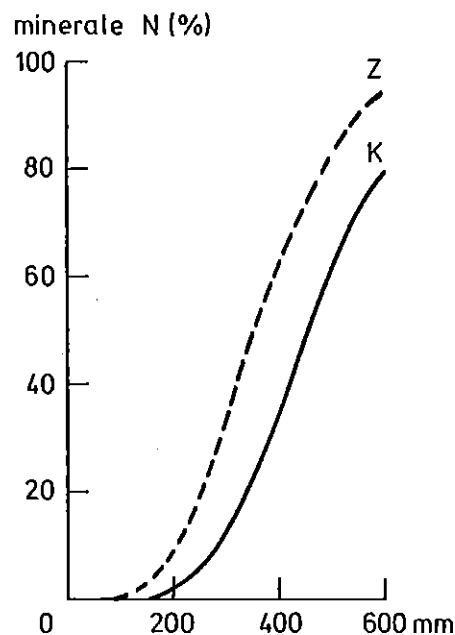


Fig. 9. Stikstofuitspoeling beneden 1 m diepte (in % van de in het najaar in de bouwvoor aanwezige minerale N) in afhankelijkheid van de doorspoelende neerslagoverschotten (mm) voor zand- (z) en kleigrond (k) volgens RIJTEMA (1980)

Tabel 9. Toevoer van stikstof via kunstmest en dierlijke mest ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}\text{ N}$) van bouw- en grasland, de grondwatervoeding (mm) in het jaar van onderzoek en de NO_3 -uitspoeling ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}\text{ N}$ en % van de toevoer). De grondsoort is zand

Grasland					Bouwland				
stal- mest	kunst- mest	grondwater- voeding	uitspoeling		stal- mest	grondwater- voeding	uitspoeling		
			(kg N)	(%)			(kg N)	(%)	
FONCK, 1979					STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1981				
240	426	220	88	13	475	273	273	27	
340	446	235	92	12	710	273	205	29	
192	259	222	56	12	960	273	218	23	
195	435	210	67	11	1210	273	309	26	
					1460	273	392	27	
STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1979									
125	180	100	10	3					
115	265	100	18	5					
205	350	100	29	5					
150	460	100	24	4					

In v l o e d b o d e m s a m e n s t e l l i n g

De bodemsamenstelling kan worden gekarakteriseerd op grond van korrelgrootteverdeling en organische stofgehalte. Een ruwe indeling die op grond hiervan kan worden gemaakt is die in: zand-, klei- en veengrond. Verschillen in stikstofuitspoeling tussen grondsoorten onder gelijke overige omstandigheden zoals weer en stikstofgift worden veroorzaakt door:

- verschillen in vochtberging
- verschillen in biologische processen als gevolg van verschillen in vochthuishouding.

Onder vochtberging wordt in dit geval verstaan de totale hoeveelheid vocht die een bodemlaag kan bevatten bij veldcapaciteit. Als de grondwaterstand op 1 meter diepte zit komt dit overeen met een pF-waarde van 2,0. De vochtberging voor respectievelijk lemig zand (Venlo), komklei (Bommelerwaard) en laagveen (Boskoop) bedraagt dan 25,51 en 62 volume %. Voor een bodemlaag van 1 meter dikte komt

overeen met een vochtschijf van respectievelijk 250, 510 en 620 mm. Als de uitspoeling naar het grondwater voor de landbouw wordt gedefinieerd als de afvoer die optreedt naar bodemlagen op diepten groter dan 1 m -mv. dan betekent dit dat voor een volledige vulling en doorspoeling van een 1 meter dikke bodemlaag evenveel water nodig is als de vermelde vochtberging van zand, klei en veen. Als het neerslagoverschot 200 mm bedraagt zal de doorspoeling van zandgrond groter zijn dan voor kleigrond en daardoor ook de uitspoeling. Als bij het begin van de doorspoeling 100% van de minerale stikstof in de toplaag van de bodem zit, zal na 200 mm doorspoeling bij veengrond nog vrijwel 100% van de stikstof boven een diepte van 60 cm in het profiel aanwezig zijn, terwijl dit percentage voor klei- en zandgrond respectievelijk 70 en 50 bedraagt (fig. 9).

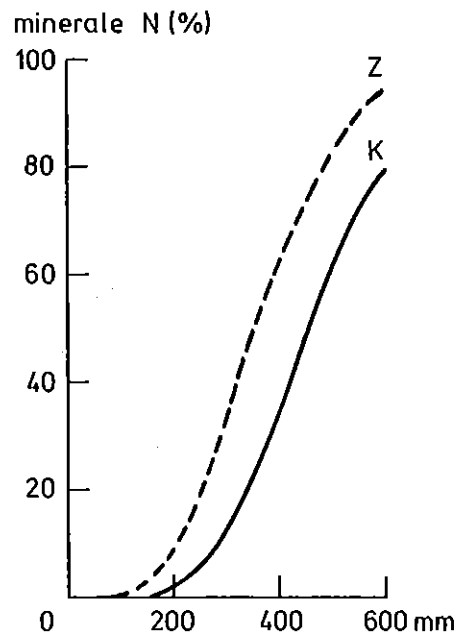


Fig. 9. Stikstofuitspoeling beneden 1 m diepte (in % van de in het najaar in de bouwvoor aanwezige minerale N) in afhankelijkheid van de doorspoelende neerslagoverschotten (mm) voor zand- (z) en kleigrond (k) volgens RIJTEMA (1980)

Als de stikstof minder diep uitspoelt kan het gewas in het daaropvolgende groeiseizoen meer van de resterende stikstof benutten. Bij bouwland blijkt dit bijvoorbeeld uit de lagere stikstofbestedingsadviezen voor kleigrond ten opzichte van zandgrond.

Een biologisch proces dat op de stikstofuitspoeling een belangrijke invloed heeft is de denitrificatie. Hierbij wordt NO_3^- omgezet in stikstofgas. De betekenis van denitrificatie neemt toe naarmate de kans op anaerobie toeneemt. Hogere vochtgehalten en hogere gehalten aan organische stof in het profiel zullen dus bevorderlijk zijn voor de denitrificatie, waardoor de stikstofuitspoeling zal verminderen. De denitrificatie wordt bij klei- en veengronden bovendien in gunstige zin beïnvloed door de langere verblijftijd in de bovengrond van de na het groeiseizoen resterende minerale stikstof. In de bovengrond is de grootste biologische activiteit, waardoor de minder diepe uitspoeling bij klei- en veengrond zal resulteren in grotere denitrificatie. De gezamenlijke effecten van de hiervoor beschreven hydrologische en biochemische processen resulteert in een veel lagere N-uitspoeling voor gronden naarmate deze fijner van structuur worden en meer organische stof bevatten bij gelijke bemesting (tabellen 8 en 10).

Tabel 10. De invloed van de bodemsamenstelling op de nitraatgehalten (g N/m^3) in de bovenste halve meter van het grondwater onder grasland bij een bemesting (kg N/ha/jaar) zoals aangegeven (STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1977). Bemonstering via boorgatenmethode

Bodemtype	Kunstmest	Dierlijke mest	Totale bemesting	NO_3^-
Zand	350	205	555	29
Lemig veenhoudend zand	335	165	500	1
Kleiïg zand	435	170	605	5
Zware klei	360	130	490	0

I n v l o e d w a t e r h u i s h o u d i n g

De waterhuishouding van een gebied kan in het algemeen worden omschreven als de beweging van water in en over de bodem (3-dimensies) met de tijd. Het is dus een vierdimensionale verplaatsing. De verplaatsingsrichting en de verplaatsingssnelheid worden bepaald door o.a.:

- neerslag en verdamping
- fysische eigenschappen van onder- en bovengrond
- ontwateringsdiepte en slootafstand respectievelijk draindiepte en drainafstand

Afhankelijk van de situatie op een bepaald perceel en in een bepaalde regio zullen de neerslagoverschotten met verschillende snelheden en in verschillende mate worden afgevoerd naar:

- het diepe grondwater
- het open water via ondiepe grondwaterstromingslijnen
- het open water over het landoppervlak (oppervlakteaafvoer: zie 4.4)

Op de invloed van de waterhuishouding voorde stikstofuitspoeling zal worden ingegaan voor wat betreft de aspecten neerslagoverschot en ontwateringstoestand.

Naarmate het neerslagoverschot groter is zal de doorspoeling van de bodem groter zijn en daardoor de uitspoeling van minerale stikstof naar grotere diepten toenemen. Voor zandgrond kunnen de stikstofverliezen toenemen van circa 10% van de in het najaar in de bouwvoor aanwezige minerale stikstof bij een doorspoeling met 200 mm water tot circa 70% bij 400 mm doorspoeling. Voor klei bedragen de percentages 2 en 35. De werkelijke verliezen worden bij deze methode enigszins onderschat omdat er bij de berekening vanuit is gegaan dat alle minerale stikstof zich bevindt in de bovenste laag van 10 cm dikte, terwijl in feite deze stikstof zich bevindt in de bovenste decimeters.

De ontwateringssituatie van een perceel kan onder andere worden gekarakteriseerd door de gemiddeld hoogste en laagste grondwaterstand. De mate waarin de nitraatuitspoeling wordt beïnvloed door de ontwateringstoestand kan worden gedemonstreerd met de resultaten van een experiment met drie diepe lysimeters. De lysimeters zijn

vergelijkbaar wat betreft bodem, gewas en bemesting, maar verschillen in voorjaarsgrondwaterstand en gemiddeld laagste grondwaterstand. De voorjaarsgrondwaterstanden bedragen respectievelijk 0,50, 1,00 en 1,50 m -mv. De gemiddeld laagste grondwaterstanden over drie jaar zijn achtereenvolgens 1,45, 1,60 en 1,70 m -mv. De met zandgrond gevulde lysimeters zijn begroeid met éénjarig gras. De gevolgen voor de NO_3^- -uitspoeling na ruim 3 jaar onderzoek zijn weergegeven in fig. 10. In deze periode is totaal 2464 mm neerslag gevallen, werd circa 92 mm water toegevoerd via bemesting en voor analyses 20 mm onttrokken. De uit de lysimeters afgevoerde neerslagoverschotten bedroegen bij de voorjaarsgrondwaterstanden van 0,50, 1,00 en 1,50 m -mv. respectievelijk 590, 880 en 970 mm.

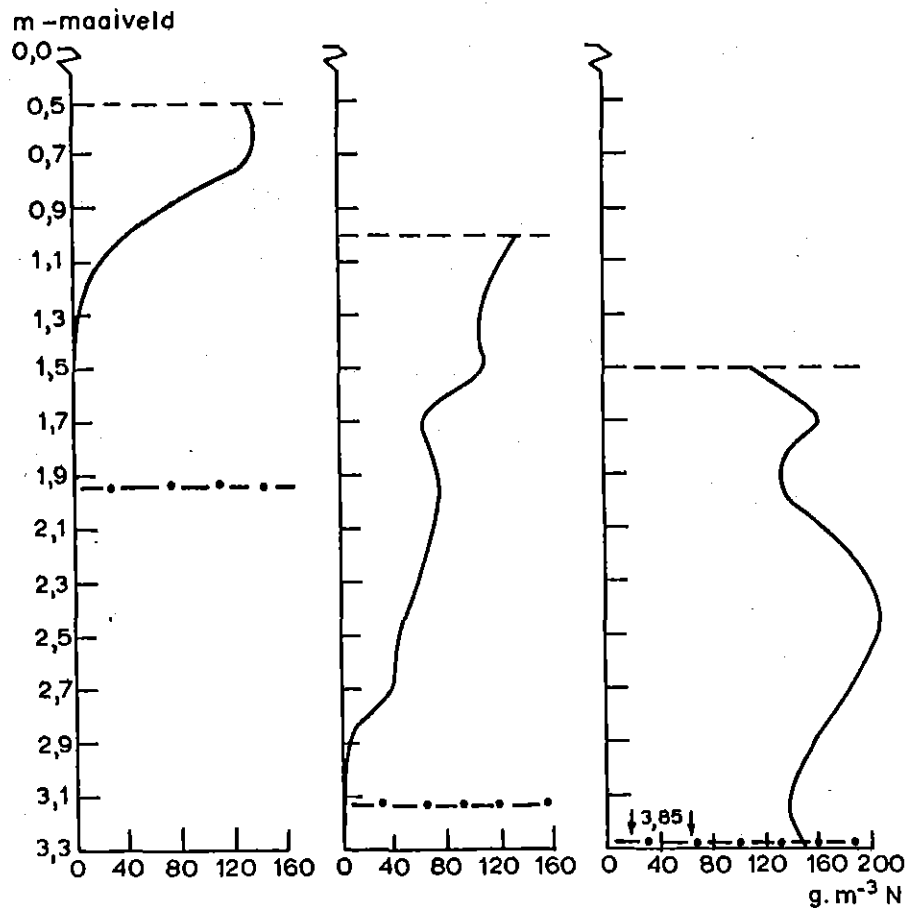


Fig. 10. Nitraatconcentraties in het grondwater van diepe lysimeters met verschillende voorjaarsgrondwaterstanden (---) en bemest met $300 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$ varkensdrijfmest. De uitspoelingsdiepte na 3 winters (-.-.) is berekend uit de lysimeterafvoer

Met behulp van het poriënvolume van de grond, dat circa 42% bedraagt, kan de uitspoelingsdiepte na 3 jaar worden berekend. Deze diepte is in fig. 10 aangegeven.

Bij een gelijke bemesting is de omvang van de nitraatuitspoeling groter naarmate de ontwateringsdiepte toeneemt. Bij de ondiepste voorjaarsgrondwaterstand bedragen de nitraatverliezen 5% van de totale N-gift en bij de diepste waterstand 32% (tabel 11). De verklaring van deze grote verschillen moet vooral worden gezocht in verschillen in denitrificatie. De ontwateringstoestand heeft een directe invloed op de verblijftijd van het neerslagoverschot in de wortelzone. Naarmate het contact tussen gronddeeltjes en in water opgeloste verbindingen langduriger is, kunnen biochemische processen zoals denitrificatie hun invloed in grotere mate laten gelden. Met name geldt dit voor de bovenste meter van de bodem waar een belangrijk deel van de biologische activiteit is geconcentreerd.

Tabel 11. Invloed van de grondwaterstand op de gemiddelde uitspoeling van nitraat na ruim 3 jaar onderzoek aan diepe lysimeters bij een jaarlijkse dosering van 300 ton varkensdrijfmest (1690 kg N) per ha en per jaar

Voorjaarsgrondwaterstand (m-m.v.)	Nitraatuitspoeling (kg.ha ⁻¹ .jaar ⁻¹ N)	(%)
0,50	85	5
1,00	215	13
1,50	545	32

Bij de interpretatie van deze lysimetergegevens moet worden bedacht dat het effect van hogere grondwaterstanden op oppervlakte-afvoer buiten beschouwing blijft. Hierop wordt in hoofdstuk 7 ingegaan.

5. FOSFAAT

5.1. B e m e s t i n g e n o n t t r e k k i n g d o o r g e w a s s e n

De fosfaatbemesting die voor bouwland wordt geadviseerd is afhankelijk van bodemtype, gewas en fosfaattoestand van de grond. De fosfaattoestand van bouwland wordt vastgesteld op basis van het fosfaatgehalte in het water-extract van een grondmonster en wordt uitgedrukt in het Pw-getal (mg P_2O_5 per 1 droge grond). Voor grasland wordt de fosfaattoestand gekarakteriseerd door het P-AL-getal (mg P_2O_5 per 100 g droge grond). Hierbij vindt extractie plaats met een oplossing van ammonium-lactaat. De onttrekking door gewassen vertoont grote verschillen en is afhankelijk van de totale droge stofproductie van een gewas en van het fosfaatgehalte. De fosfaatonttrekking door enkele landbouwgewassen en grasland bij een goede oogst wordt gegeven in tabel 3. Bij een goede fosfaattoestand van de bovengrond dient in principe de bemesting gelijk te zijn aan de onttrekking door het gewas. In gebieden met mestoverschotten, met name op percelen met snijmais, zal de toevoer de onttrekking overtreffen waardoor een verrijking van de bodem optreedt.

5.2. G e d r a g i n d e b o d e m

De fosfaatverbindingen kunnen globaal worden verdeeld in anorganische en organische verbindingen. De mobiliteit van anorganische fosfaten is in bijna alle gronden zeer beperkt als gevolg van chemische reacties met kleimineralen en vooral met bepaalde metaal-ionen. In zure gronden worden de fosfaat-ionen gebonden aan ijzer en aluminium hydroxiden en oxiden en aan de positief geladen platen van bodemkolloïden; in neutrale en kalkrijke gronden worden de anorganische fosfaten neergeslagen als calciumverbindingen. De oplosbaarheid kan toenemen door complexvorming van fosfaat met metaal-ionen zoals Fe^{2+} , Ca^{2+} en Mg^{2+} . De mate van complexering zal afhangen van de relatieve concentraties van fosfaat- en metaal-ionen, de zuurgraad en de aanwezigheid van andere verbindingen zoals SO_4^{2-} , CO_3^{2-} en organische stof. Het mobiele fosfaat in de bodemoplossing

bestaat voornamelijk uit organische fosforverbindingen. De grote mobiliteit van organische fosfaten hangt samen met de geringe adsorptie aan bodemdeeltjes. Een illustratie van de verschillen in adsorptiegedrag van anorganisch en organisch fosfaat voor een aantal gronden geeft tabel 12.

Tabel 12. Adsorptie van fosfor uit varkensdrijfmest in gronden; 5 g droge grond werd 24 uur geschud met 10 ml drijfmestoplossing, die een filter van 0,2 µm was gepasseerd, waarna in de bovenstaande vloeistof totaal en anorganische fosfor zijn bepaald (GERRITSE, 1977)

Grondsoort	Organische stof %	K* anorganisch P (ml/g)	K* organisch P (ml/g)
'Beek' aarde	15	67	1
'Beek' aarde	14	38	1
Veen/klei	59	1600	4
Veen/klei	45	1700	2

*K = verhouding tussen aan de grond geadsorbeerde fosfor en fosfor in de bodemoplossing na 24 uur schudden

De fosfor in organische en anorganische fosfaatverbindingen van varkensdrijfmest neemt deel aan een biologische reactie cyclus met een omlooptijd van 10-20 weken. De drijvende kracht hierbij wordt gevormd door micro-organismen (GERRITSE, 1977). Deze constatering, die werd gemaakt voor de mest zelf, gaat ongetwijfeld ook op voor mest na toediening aan de bodem. Na verloop van tijd worden de organische P-verbindingen dus omgezet in anorganische verbindingen die daarna eventueel in de bodem kunnen worden vastgelegd. Het totale vastleggend vermogen van de bodem is echter beperkt. Voor enkele zandgronden is de vastleggingscapaciteit voor de bovenste halve meter vastgesteld op ca. 5000 tot 7200 kg P per hectare (BEEK, 1979). Afhankelijk van de jaarlijkse overdosering en het aantal jaren dat een overdosis wordt gegeven zal het toegediende fosfaat dus

naar grotere diepten in de bodem worden verplaatst. Omdat organische fosfaatverbindingen veel mobieler zijn in de bodem dan de anorganische fractie, verloopt het fosfaattransport sneller dan kan worden afgeleid uit de totale P-overdosering en de vastleggingscapaciteit van de bodem.

Bij voortgaande overdosering kan de situatie ontstaan dat fosfaat terecht komt in het grondwater en vervolgens via de grondwaterstroming wordt verplaatst naar het oppervlaktewater.

Inzicht in de fosfaatvastlegging en de verplaatsing in de bodem geven twee bemestingsproeven op bouwland waarbij gedurende vele jaren fosfaatgiften in de vorm van kunstmest zijn toegepast. Het betreft een proef op zandgrond (enkeerdgrond) te Ruurlo en een proef op oude veenkoloniale grond (meerveengrond) te Borgercompagnie. De objecten in Ruurlo kregen gedurende het merendeel van de 41 jaren de volgende jaarlijkse bemesting: geen, 33 en 66 kg P per ha als superfosfaat en 66 kg P + gemiddeld 7,5 ton stalmest. De objecten in Borgercompagnie ontvingen jaarlijks: geen en 42 kg P per ha als superfosfaat. Gedetailleerde gegevens over profiel en bemesting worden gegeven in PRUMMEL en SISSINGH (1976). Het verloop van de voorraad totaal-fosfaat in het profiel na 41 jaar bemesting op zandgrond en 55 jaar bemesting op dalgrond geeft fig. 11. De indringing van fosfaat blijft beperkt tot de bovenste 50 à 60 cm diepte. De hogere P-gehalten op dalgrond tussen 60 en 100 cm diepte bij het kunstmest-object vergeleken met het 0-object moeten waarschijnlijk worden toegeschreven aan de heterogeniteit van de ondergrond.

5.3. B e l a s t i n g v a n h e t g r o n d w a t e r

Alvorens in te gaan op de invloed van bemesting wordt aandacht besteed aan de min of meer natuurlijke belasting van het grondwater, ofwel de basisbelasting die optreedt zonder extra toediening van fosfaat aan de bodem. Dit levert een referentieniveau voor het grondwater in landbouwgebieden. De basisbelasting is nagegaan bij natuurterreinen door analyse van het bovenste grondwater in de verzadigde zone. De gegevens (tabel 5) verzameld in het noorden des land tonen een stijging van het totaal-fosfaatgehalte naarmate het

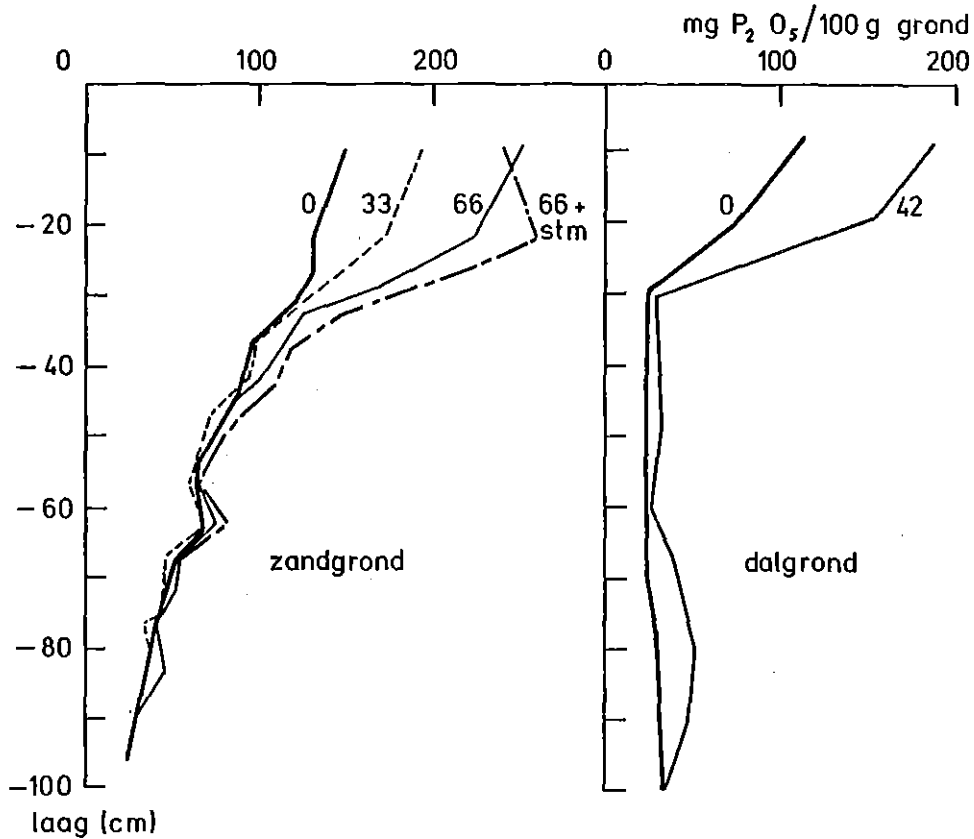


Fig. 11. Verloop van het totale fosfaatgehalte in het profiel op zandgrond na 41 jaar en op dalgrond na 55 jaar bemesting. Bemesting is gegeven in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$ P ($1 \text{ mg P}_2\text{O}_5 = 0,44 \text{ mg P}$)

profiel humeuzer wordt. De concentratie stijgt van minder dan $0,01 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ P voor zandgrond tot $0,21 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ P voor laagveen. Zeer hoge P-gehalten worden doorgaans gevonden in het grondwater van mariene sedimenten, zowel diep als ondiep, waarbij het gehalte kan oplopen tot enkele $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ P. De spreiding in fosfaatgehalte binnen natuurlijke terreinen is vrij groot. Voor zandgrond zijn in andere gebieden concentraties gemeten van $0,06$ tot $0,12 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (OOSTEROM en VAN SCHIJNDEL, 1979). Deze variatie hangt samen met de invloed van bodemfactoren zoals zuurgraad, ijzergehalte, humuszuren en dergelijke op de oplosbaarheid van fosfaat.

Uit de informatie over het gedrag van fosfaat in de bodem (zie 5.2) kan worden afgeleid dat bij een bemestingsbeleid waarbij de fosfaatgift is afgestemd op de onttrekking door het gewas geen verhoogde

P-uitspoeling zal worden gevonden. De gemeten totaal-P gehalten in het grondwater onder grasland bevestigen deze veronderstelling. De concentraties liggen in hetzelfde traject als die van natuurlijke terreinen. Bij bouwland worden in het drainwater, dat echter deels een langdurig verblijf in het grondwater kan hebben gehad (zie 3f), vergelijkbare gehalten gevonden, uitgezonderd voor jonge dalgrond (tabel 13).

Tabel 13. Totaal-fosfaatgehalten (g P/m^3) in het drainwater van bouwland (HENKENS, 1971) en in het grondwater van grasland (STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1977) voor verschillende bodemtypen

Grasland		Bouwland	
Zand	0,04	Zand	0,02
Rivierklei	0,05	Rivierklei	0,04
Laagveen	0,11	Oude dalgrond	0,02
		Jonge dalgrond	0,73

De grote mobiliteit van organische stof is de oorzaak van de verhoogde uitspoeling bij jonge dalgrond. Op den duur daalt de concentratie zoals de gegevens bij oude dalgrond aangeven.

In een aantal zandgebieden heeft zich de afgelopen 10 tot 20 jaar een sterke uitbreiding voorgedaan van de intensieve veehouderij. De mestoverschotten worden in deze gebieden voor een deel verwerkt door verhoogde drijfmestgiften op percelen met snijmais. Om het effect van hoge drijfmestgiften op de bodem- en grondwaterverontreiniging na te gaan is in 1973 op Proefboerderij 'Cranendonck' te Maarheeze (N-Br.) samen met andere onderzoeksinstituten een onderzoek gestart, waarbij snijmais werd bemest met rundvee-drijfmesthoeveelheden tot $300 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$. Per 100 ton mest komt de fosfaattoevoer overeen met ca. 88 kg P. De onttrekking door het gewas varieert van ca. 22 kg P bij 50 ton tot ca. 29 kg P bij 300 ton drijfmest, zodat de jaarlijkse overdosering uiteenloopt van 22 tot $235 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ P}$

bij respectievelijk 50 en 300 ton.ha⁻¹.jaar⁻¹. De gevolgen na 7 onderzoeksjaren zijn weergegeven in fig. 12. Zowel voor totaal-P als voor de in water oplosbare fractie (extractieverhouding: 1 deel grond op 60 delen water) komt tot op 80 cm diepte de invloed naar voren van de P-overdosering. In het grondwater van de verzadigde zone op 1,5 m diepte is nog geen verhoging van het P-gehalte geconstateerd, hetgeen in de lijn der verwachting ligt gezien de totale overdosering in relatie met de fosfaatbergingsmogelijkheden van zandgrond. Bij langdurige voortzetting van deze situatie zal echter verzadiging van de bodem voor fosfaat optreden en vervolgens ook uitspoeling.

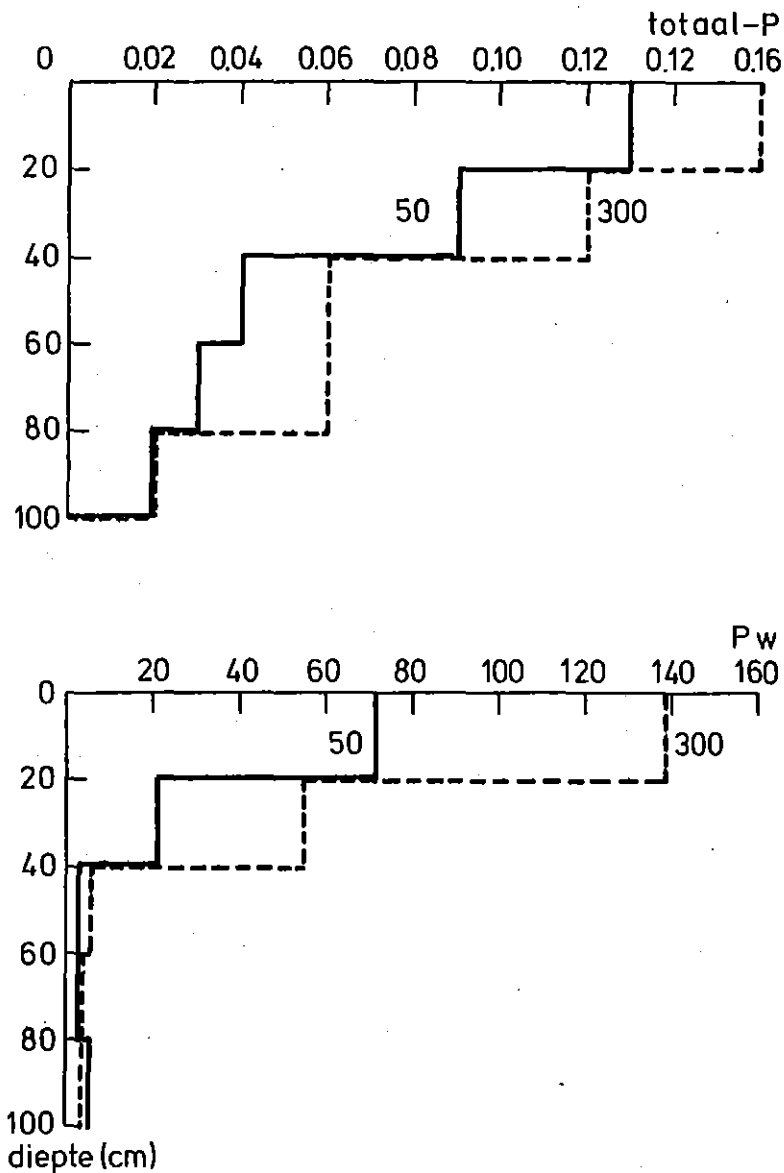


Fig. 12. Verloop met de diepte (cm) van het totaal-P gehalte (gew. % P) en het Pw-getal (mg P₂O₅ p.l grond) op Proefboerderij Cranendonck na 7 proefjaren voor de objecten 50 en 300 ton.ha⁻¹.jaar⁻¹ drijfmest (LANDE CREMER, 1981)

6. OVERIGE VERBINDINGEN

6.1. A l g e m e e n

Indien van een bepaald element onvoldoende in de bodemoplossing beschikbaar is kan dit tot uiting komen in een slechte bodemstructuur, een lage droge stofproductie, ziekte bij het vee, een afwijkende kleur van de bladeren van het gewas, een storing in de vruchtvorming, enz. Afhankelijk van de aan te wenden hoeveelheid bij de bemesting wordt onderscheid gemaakt tussen macro-elementen (N, P, K, Ca, Mg, S) en sporenelementen (Fe, Mn, B, Zn, Cu, Mo). In deze bijdrage blijven de sporenelementen verder buiten beschouwing. Aanvoer van de benodigde mineralen voor landbouwgrond kan in principe plaatsvinden via kunstmest en dierlijke mest. Nadelen bij een aanwending van dierlijke mest is dat de concentratie van een bepaald element in een bepaald soort mest kan variëren en dat de mineralen in dierlijke mest niet voorkomen in de verhouding waarin de plant ze nodig heeft (tabel 3 en 4). Indien bij bouwland de gift dierlijke mest wordt afgestemd op N dan wordt fosfaat altijd overgedoseerd. Bij de meeste andere elementen is het sterk afhankelijk van het gewas.

Het verbruik van kunstmeststoffen is in Nederland tot 1975 sterk gestegen evenals de produktie van mineralen in dierlijke mest (CBS, 1977). Tabel 1 toont dit voor stikstof, fosfaat en kali. Voor Ca en Mg leveren het huidige verbruik en de produktie via dierlijke meststoffen globaal het volgende beeld in kg/ha cultuurgrond (MINISTERIE VAN LANDBOUW EN VISSERIJ, 1974):

	Ca	Mg
Dierlijke meststoffen (1974)	42	18
Kunstmeststoffen (1972/'73)	85	13
Totaal, circa	127	31

De onttrekking door de gewassen ligt in de meeste gevallen op een lager niveau (tabel 3). Op de consequenties van de toediening van deze meststoffen voor de chemische samenstelling van het grondwater zal in de volgende paragraaf worden ingegaan.

6.2. Basisbelasting van het grondwater

Ter beoordeling van de gevolgen van bemesting voor de chemische samenstelling van het grondwater wordt het grondwater onder natuurterreinen als referentiebasis genomen. Verschillen in grondsoort, hydrologische situatie en kwelintensiteit, veroorzaken een grote variatie in concentratie tussen de natuurterreinen onderling (tabel 14). Ook binnen eenzelfde bodemkundige eenheid kunnen zich grote verschillen in concentratie voordoen. Soms kan deze worden verklaard uit chemische bodemeigenschappen zoals de zuurgraad, soms hangt het verschil samen met de verdamping door de vegetatie. Een hogere verdamping veroorzaakt als het ware een indikking van het bodemvocht. Met name de chloride- en sulfaatconcentraties worden hierdoor beïnvloed.

Tabel 14. De chemische samenstelling in de bovenste halve meter van het grondwater onder verschillende natuurterreinen (BOTS e.a., 1978)

		Zand	Laagveen	Hoogveen	Zeeklei	
Cl ⁻	(g/m ³)	19	34	14	59	865
HCO ₃ ⁻	(")	112	147	12	456	1270
SO ₄ ²⁻	(")	52	96	31	30	385
Ca ²⁺	(")	36	3	2	114	285
Mg ²⁺	(")	5	4	2	16	150
Na ⁺	(")	18	105	14	46	643
K ⁺	(")	3	4	2	18	48
Zuurgraad	(pH)	6,3	6,5	5,3	7,5	7,3
e.g.v. bij 25°C	(µS/cm)	275	510	160	900	4600

6.3. Invloed van bemesting

De invloed van bemesting op grasland is nagegaan bij een groot aantal rundveehouderijbedrijven (STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1977). Behalve stikstof en fosfaat zijn bij het onderzoek eveneens betrokken geweest: chloride, kalium, e.g.v., hardheid ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) en zuurgraad (tabel 15).

Tabel 15. Chemische samenstelling van de bovenste halve meter van het grondwater onder grasland op zandgrond onder invloed van kunstmestgift en veebezetting

Kunstmest (kg N/ha/j)	Veebezetting (GVE*/ha)	Cl^- (g/m ³)	K^+ (g/m ³)	Hardheid (°D)	e.g.v. bij 25°C (µS/cm)
180	2,8	33	10	11,9	485
265	2,6	60	9	16,0	680
350	3,4	54	13	17,4	720
460	3,4	54	15	20,4	820

*GVE = 1 grootvee-eenheid = 1 melkkoe

Uit de hardheid kan de hoeveelheid $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ worden afgeleid, aangezien: $1 \text{ meq}(\text{Ca} + \text{Mg}) = 2,8^\circ\text{D}$. De kaliumconcentratie kan worden verklaard uit de veebezetting ($r^2 = 0,90$). De toevoer van kalium vindt dan ook voornamelijk plaats via de dierlijke meststoffen. De hardheid van het water neemt sterk toe met de bemesting en de veebezetting. Ongeveer één derde tot de helft van de Ca en Mg spoelt uit als nitraat, de rest als sulfaat en bicarbonaat. De stijging van het e.g.v. bij toenemende bemesting wordt bij de kationen vrijwel geheel veroorzaakt door Ca en Mg. Van de totale zouttoevoer bij de onderzochte rundveehouderijbedrijven op zandgrond, die varieert van circa 2700 kg bij de laagste bemestingsgroep tot circa 4200 kg per ha voederoppervlak bij de hoogste groep is ongeveer 40 à 50% afkomstig van kunstmeststoffen en het restant van dierlijke meststoffen.

Het effect van hoge drijfmestdoseringen op opbrengst en kwaliteit van snijmais wordt sinds 1974 onder andere onderzocht door het Proefstation voor Rundveehouderij en het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid op Proefboerderij Craenendonck te Maarheeze (N.B.), die gelegen is op zandgrond. De jaarlijkse dosering runderdrijfmest per ha op de verschillende proefpercelen neemt met 50 ton toe vanaf 50 ton tot 300 ton (10% d.s.). De hoogste gift komt overeen met circa 1460 kg N, zodat de gift van 50 ton/ha kan worden beschouwd als een verantwoorde gift vanuit het oogpunt van de stikstofbehoefte van het gewas (tabel 4). In het najaar van 1977 is door het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding een onderzoek gestart naar de chemische samenstelling van het bovenste grondwater onder de proefpercelen, waarvan de voorlopige resultaten in tabel 16 zijn weergegeven. De gegevens hebben betrekking op 3 analyses van het bovenste grondwater op een diepte van 1,00-1,10 m -mv. Een gewogen gemiddelde van het naar het grondwater afgevoerde neerslagoverschot is berekend voor de periode september tot en met december 1977.

Tabel 16. Invloed van de dosering runderdrijfmest (ca. 10% d.s.) op de chemische samenstelling van het bovenste grondwater onder zandbouwland met snijmais (periode september-december 1977) op Proefboerderij Cranendonck

Bemesting	ton.ha.j	50	100	200	300
	kg N.ha.j	240	475	960	1465
Ca ²⁺	(g/m ³)	78	85	154	172
Mg ²⁺	(")	14	16	33	30
Na ⁺	(")	15	26	39	60
K ⁺	(")	8	49	36	101
SO ₄ ²⁻	(")	81	132	145	227
Cl ⁻	(")	18	26	42	57
HCO ₃ ⁻	(")	47	31	23	47
e.g.v. bij 20°C	(µS/cm)	630	860	1310	1650
Zuurgraad	(pH)	6,7	6,3	6,1	6,2

Van de kationen wordt bij alle bemestingsniveaus circa 75% ingenomen door Ca en Mg. De toename van het zoutgehalte wordt bij de anionen behalve door NO_3^- (fig. 8), eveneens veroorzaakt door SO_4^{2-} en Cl^- ; bij de kationen door alle macro-ionen behalve NH_4^+ .

7. OPPERVLAKTE-AFVOER

7.1. I n l e i d i n g

Onder oppervlakte-afvoer wordt verstaan de afvoer van neerslag over het bodemoppervlak naar open water. Transport van neerslag naar open water kan de volgende oorzaken hebben:

- a) sneeuwtransport door wind, waarbij veel ophoping optreedt in sloten;
- b) de neerslagintensiteit overtreft de infiltratiesnelheid van de bovengrond. Oppervlakte-afvoer treedt op, terwijl het profiel nog niet verzadigd is;
- c) de bodem is geheel verzadigd en de bergingscapaciteit op het maaiveld is benut. De neerslagintensiteit overtreft de drainafvoerintensiteit.

Voor de Nederlandse situatie zullen voornamelijk de oorzaken b) en c) ten grondslag liggen aan het optreden van oppervlakte-afvoer. De waterbalans voor deze situaties luidt:

$$R = P - E - I - S$$

waarbij:

R = oppervlakte-afvoer

P = neerslag

E = evapotranspiratie

I = infiltratie

S = berging door terreinoneffenheden

Uit deze waterbalans kan worden opgemaakt dat bij vergelijking van meerdere gebieden met dezelfde weersomstandigheden (P en E hebben dezelfde waarden) de grootste hoeveelheid oppervlakte-afvoer zal voorkomen op gronden met de laagste infiltratiesnelheid en de geringste bergingsmogelijkheden in het profiel en op het maaiveld. Deze gronden zijn veelal in gebruik als grasland. De kwantitatieve kennis over oppervlakteafvoer in Nederland is zeer gering.

7.2. K w a n t i t a t i e v e b e t e k e n i s v a n o p p e r - v l a k t e - a f v o e r

Met behulp van het elektronisch analogon van WIND (1979), genaamd ELAN, is voor een reeks van jaren de grootte van de oppervlakte-afvoer berekend voor een lemige zandgrond. Het is een digitaal model voor de simulatie van niet-stationaire onverzadigde verticale stroming van vocht in gronden. Het is met name goed toepasbaar in situaties waarbij de grond niet te droog is.

De probleemstelling is dan ook beperkt tot de berekening van de oppervlakteafvoer in de periode 1 september tot 1 juni. Oppervlakteafvoer in Nederland zal zich ook hoofdzakelijk in deze periode voordoen in verband met de grotere bergingsmogelijkheid in het profiel gedurende de zomer. Bij gebruik van het model zijn de volgende gegevens ingesteld:

- a) de $k(\psi)$ -relatie van de grond, ofwel de relatie tussen de vochtdoorlatendheid in onverzadigde toestand (k) en de vochtspanning (ψ);
- b) de ontwateringsdiepte ten opzichte van maaiveld;
- c) het ontwateringscriterium, ofwel de relatie tussen de drainafvoer en de opbolling van het grondwater midden tussen twee drains of sloten;
- d) de bergingscapaciteit op het maaiveld;
- e) de bergingscapaciteit in het profiel bij het begin van de berekening;
- f) neerslag en verdampingsgegevens.

ad a) De berekeningen zijn uitgevoerd met een lemige zandgrond, waarvan de vochtdoorlatendheid bij een vochtspanning van $0(k_0)$ gelijk is aan 3 cm.dag^{-1} . De waarde van α , uit $k = k_0 e^{\alpha\psi}$ van RIJTEMA (1965), is $0,025 \text{ cm}^{-1}$. Ter vergelijking met andere gronden vermeldt WIND (1979) de volgende waarden:

	k_0	α
matig fijn zand	110	0,082
veen	5,3	0,104
keileem	0,98	0,025
humeus lemig zand	1,0	0,027

- ad b) De hier gepresenteerde resultaten hebben alle betrekking op een ontwateringsdiepte van 70 cm -mv.
- ad c) Het ontwateringscriterium is zodanig gesteld dat bij genoemde ontwateringsdiepte en een opbolling van 50 cm midden tussen drains of sloten drainafvoerintensiteiten optreden van respectievelijk 3, 5 en 8 mm.dag⁻¹.
- ad d) Bergingscapaciteiten op het maaiveld zijn aangenomen van respectievelijk 1, 3, 5, 7 en 9 mm.
- ad e) De bergingscapaciteit in het profiel bij het begin van de berekening is gebaseerd op de maandelijkse gegevens van neerslag en evapotranspiratie voor grasland. De evapotranspiratie is gelijk gesteld aan 0,8 maal de open water verdamping volgens Penman. Het maximale vochttekort is gesteld op 150 mm.
- ad f) De daggegevens over neerslag en open water verdamping (E_o) zijn gebruikt van het station De Bilt. De dagwaarden voor E_o zijn afgeleid uit de decadecijfers met behulp van de stralingsgegevens.

Uit de resultaten voor de verschillende jaren (tabel 17) blijkt dat er zeer grote variaties kunnen optreden in de grootte van de oppervlakte-afvoer. De jaren 1961/1962 en 1965/1966 zijn topjaren met afvoeren van respectievelijk 69 en 93 mm. Geen oppervlakte-afvoer is berekend voor de jaren 1971/1972, 1973/1974 en 1975/1976. Gemiddeld voor de 18 jaren die zijn doorgerekend bedraagt de oppervlakte-afvoer 22,4 mm.jaar⁻¹.

Bij de resultaten moet men bedenken dat ze betrekking hebben op een slechte ontwateringssituatie en een profiel met een slechte vochtdoorlatendheid. De gesimuleerde situatie komt globaal overeen met die van het ICW-proefbedrijf voor oppervlakte-afvoer in Achterveld nabij de Barneveldse Beek. De ontwatering van de 80 m brede percelen vindt plaats door circa 70 cm diepe greppels (OOSTEROM, 1979). De verhouding A : drainafvoer (cm.dag⁻¹)/opbolling (cm) voor de gegevens in tabel 17 bedraagt 0,010. Veel drainagesystemen in Nederland zijn ontworpen met $A = 0,014$. Dit komt bijna overeen met de situatie van 8 mm drainafvoer per dag bij 50 cm opbolling. De hoeveelheid oppervlakte-afvoer in 1961/1962 zou bij deze ontwateringssituatie meer dan gehalveerd zijn. Een slechtere ontwateringssituatie met $A = 0,006$ leidt tot een oppervlakte-afvoer van 118 mm in 1961/1962 (fig. 13).

Tabel 17. De hoeveelheid oppervlakte-afvoer (mm) in de periode
 1 september-1 juni voor de jaren 1961/'62 tot 1978/'79.
 Grond: lemig zand; ontwateringsdiepte 70 cm-m.v.;
 drainafvoer 5 mm.dag^{-1} bij een opbolling van 50 cm;
 berging op maaiveld 5 mm

Jaar	Oppervlakte-afvoer mm	Jaar	Oppervlakte-afvoer mm
1961/'62	69	1970/'71	6
1962/'63	4	1971/'72	0
1963/'64	6	1972/'73	7
1964/'65	35	1973/'74	0
1965/'66	93	1974/'75	28
1966/'67	44	1975/'76	0
1967/'68	43	1976/'77	4
1968/'69	20	1977/'78	20
1969/'70	10	1978/'79	15

Totaal gemiddeld voor de periode 1961/'62 - 1978/'79: $22,4 \text{ mm.jaar}^{-1}$

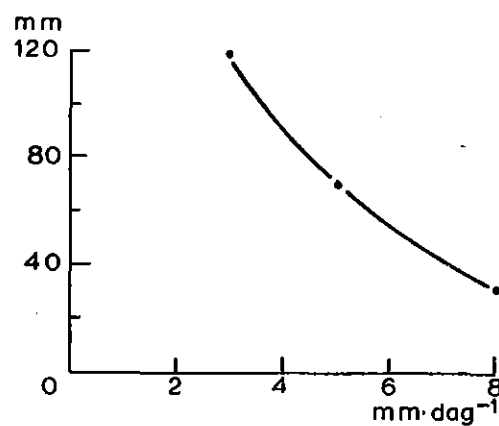


Fig. 13. De hoeveelheid oppervlakkig afgevoerde neerslag in de periode
 1 september 1961 tot 1 juni 1962 voor drainage-intensiteiten
 van 3, 5 en 8 mm.dag^{-1} bij een opbolling van het grondwater
 van 50 cm midden tussen de drains. Berging op het maaiveld
 5 mm en draaindiepte 70 cm -mv

Uit veldexperimenten is tot nu toe gebleken dat de berging op het maaiveld groter is dan 5 mm en zelfs gemiddeld meer dan 10 mm kan bedragen (OOSTEROM en STEENVOORDEN, 1980).

7.3. K w a l i t a t i e v e i n v l o e d v a n o p p e r v l a k - t e - a f v o e r

Overtollige neerslag die afstroomt over het land komt intensief in contact met de toplaag van de bodem. Verwacht kan daarom worden dat de aanwezigheid van mest op de bodem en de rijkdom van de toplaag aan voedingsstoffen een grote invloed zullen uitoefenen op de chemische samenstelling van oppervlakkig afgevoerde neerslag. De invloed van de bemestingstoestand komt naar voren uit gegevens die op dezelfde dag zijn verzameld op een aantal percelen van een rundveebedrijf op lemige zandgrond te Achterveld (G). De graslandpercelen hadden een verschillende bemestingsuitgangssituatie. Eén perceel was gediepploegd in de herfst en daarna ingezaaid onder toediening van geringe hoeveelheden kunstmest (+ 10 kg N en + 5 kg P per ha). Het tweede perceel was alleen gebruikt voor beweiding, terwijl de overige twee onderzochte percelen circa 20 ton runderdrijfmest hadden ontvangen op respectievelijk 21 december 1978 en 17 januari 1979. In deze volgorde nemen de concentraties ook toe voor zowel N als P. Naarmate de voorraad voedingsstoffen op of in de bodem stijgen, zijn de concentraties hoger (tabel 18).

Aan de gehalten van de veldjes 3 en 4 valt af te lezen, dat de neerslag die tussen 21 december 1978 en 17 januari 1979 is gevallen een belangrijke reductie in de concentraties op veld 3 heeft veroorzaakt (OOSTEROM, 1979).

De invloed van zowel mestgift als de hoeveelheid neerslag die na bemesting is gevallen op de concentraties in de oppervlakte-afvoer is nader onderzocht in een veld-experiment, eveneens te Achterveld. De veldjes hadden afmetingen van circa 2 m x 35 m en waren van elkaar gescheiden door plastic gazonstrip die tot circa 10 cm diepte in de grond was gewerkt. De oppervlakte-afvoer werd kunstmatig gecreëerd door middel van beregening met een intensiteit van circa

Tabel 18. De chemische samenstelling van oppervlakkig afstromende neerslag van enkele graslandpercelen op zandgrond met een verschillende bemestings-uitgangssituatie. Bemonstering op 2 februari 1979.
 Plaats: Achterveld (G)

Analyse	Veld 1: gescheurd nov. 1978 en ingezaaid	Veld 2: beweid in 1978	Veld 3: 20 ton r.d.m.* op 21 dec. 1978	Veld 4: 20 ton r.d.m.* op 17 jan. 1979
Totaal-P (g.m ⁻³ P)	0,13	0,46	1,2	15,2
Kjeldahl-N (g.m ⁻³ N)	2,3	3,5	4,6	30,3
Cl ⁻ (g.m ⁻³)	1	1	1	9

*r.d.m. = runderdrijfmest

8 mm.uur⁻¹ gedurende circa 3 uur. De 4 veldjes kregen gelijktijdig een bemesting toegediend van respectievelijk 0, 7, 17 en 27 m³ runderdrijfmest per ha, waarna elk veldje berekend werd op de 1e, 3e, 8e en 15e dag na bemesting. Gedurende de tussenliggende periode waren de veldjes afgedekt. Het lot van de toegediende berekening gemiddeld voor de 4 veldjes en de 4 berekeningen op het tijdstip dat de oppervlakte-afvoer weer tot nul was gereduceerd, was als volgt:

infiltratie	3,0 mm
berging in het maaiveld	14,0 "
oppervlakte-afvoer	8,3 "
beregend	<u>25,3 mm</u>

Van de oppervlakkig afgevoerde neerslag zijn regelmatig monsters genomen en geanalyseerd, waarna op grond van de afvoerintensiteiten de gewogen gemiddelde concentratie is berekend per veldje voor elke berekening (fig. 14).

De concentraties in de oppervlakte-afvoer worden sterk beïnvloed door de grootte van de drijfmestgift. Dit geldt zowel voor N, P als organische stof (COD = Chemical Oxygen Demand). Tijdens een periode met oppervlakte-afvoer bestaat er een vrijwel constante verhouding tussen N, P en COD. Dit lijkt er op te wijzen dat complete mestdeeltjes

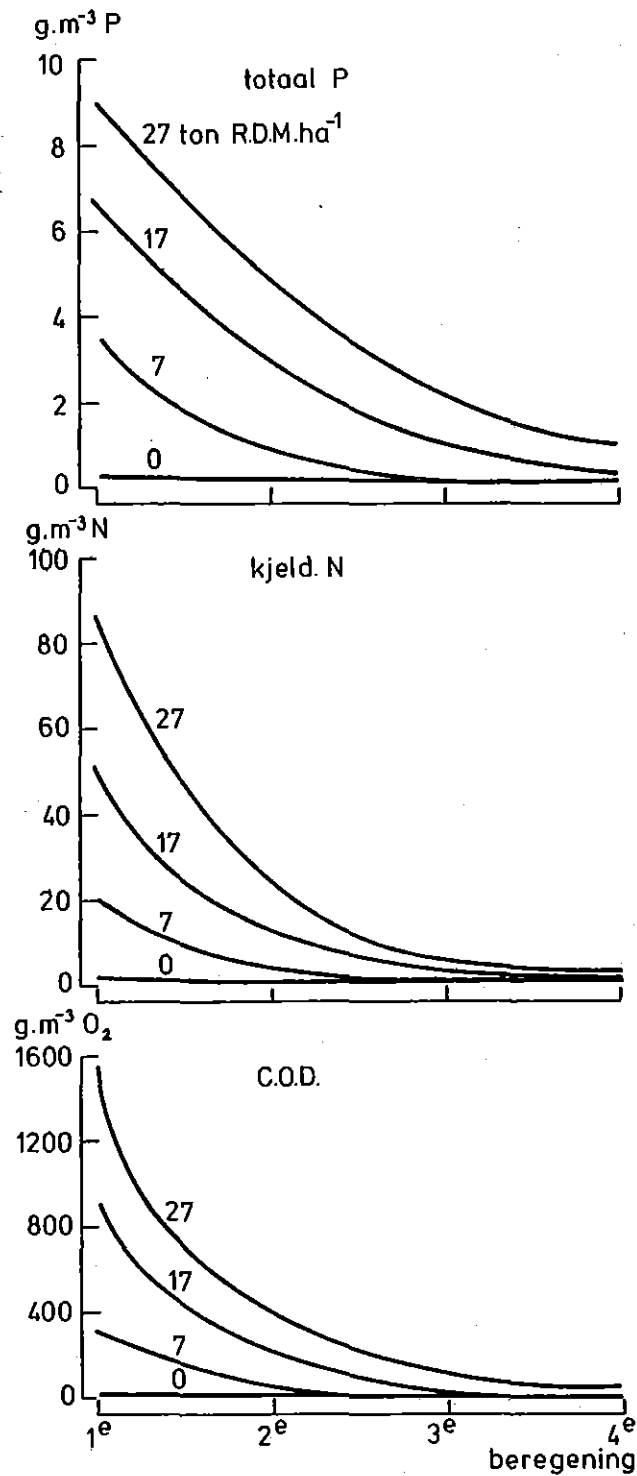


Fig. 14. Verloop van de gehalten in afstromend water van verschillend bemeste veldjes bij verschillende beregeningen (februari 1980)
 Samenstelling mest: droge stof 9,5%, 780 g.m⁻³ totaal-P,
 4750 g.m⁻³ N, COD: 103 000 g.m⁻³ O₂

colloïdaal in oplossing gaan. Bezinking van mestdeeltjes van enige betekenis had zich, ook na 1 week staan van een aantal watermonsters, niet voorgedaan. Tijdens de opeenvolgende beregeningen dalen de concentraties in de oppervlakkig afgevoerde neerslag. Als belangrijkste verklaring hiervoor moet waarschijnlijk worden gedacht aan inspoeling door infiltrerende neerslag en vastlegging in de bodem of afbraak. Voor organische stof leidt dit tot een veel snellere daling dan voor stikstof en fosfaat (OOSTEROM en STEENVOORDEN, 1980). De werkelijke bijdrage van de oppervlakte-afvoer aan de nutriëntenbelasting zal dus sterk uiteenlopen omdat zij afhankelijk is van grondsoort, ontwatering, neerslagverdeling en -intensiteit, bemestingsituatie en periode die verstrijkt tot aan een oppervlakte-afvoersituatie. Beperking van de bijdrage kan plaatsvinden door verbetering van de ontwatering, verlaging van de mestgift, en het verlaten van het tijdstip waarop mag worden bemest.

8. GEOHYDROLOGISCHE ASPECTEN VAN WATERVERONTREINIGING

In de hoofdstukken gewijd aan de uitspoeling van stikstof, fosfaat, kationen en anionen (hfdst. 4, 5, 6) zijn veelal resultaten gepresenteerd die betrekking hebben op de verontreiniging van het grondwater in de bovenste meter van de verzadigde zone. Een uitzondering hierop vormt fig. 8. De reden hiervoor is dat de waterbeweging beneden de grondwaterspiegel zowel in horizontale als in verticale richting kan plaatsvinden. Naarmate men op grotere diepte bemonstert neemt de onzekerheid over de herkomst van het water toe. De stroming in het grondwater verloopt volgens bepaalde stroombanen (fig. 15), afhankelijk van geo-hydrologische factoren zoals dikte en doorlatendheid van de verschillende bodemlagen en de ligging van de vervuilingbron ten opzichte van de waterscheidingen en afwateringsleidingen. Afhankelijk van de gevolgde stroombanen heeft het water met de daarin opgeloste verbindingen een bepaalde verblijftijd in de ondergrond. Gedurende het transport door de

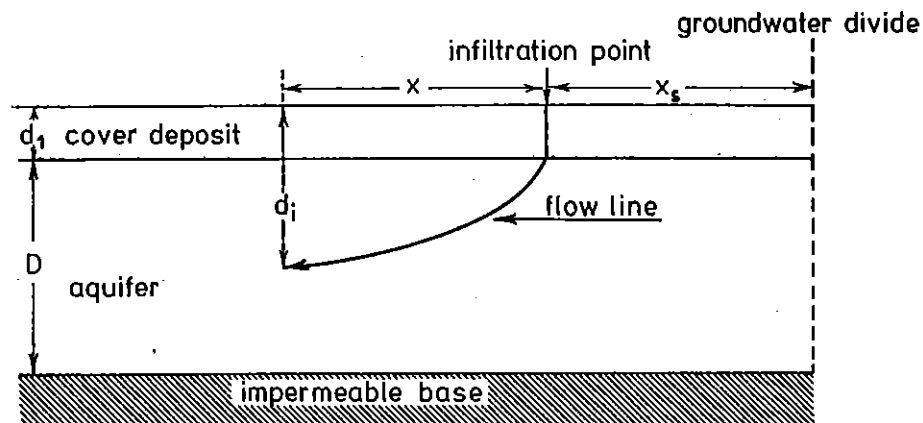


Fig. 15. Schematische weergave van een stroomlijn in een watervoerend pakket

ondergrond kunnen chemische en biochemische processen plaatsvinden waarvan de aard en de intensiteit wordt bepaald door de samenstelling van het grondwater, de eigenschappen van de ondergrond en de verblijfsduur. De immissie als gevolg van landbouwkundige activiteiten hoeft dus niet gelijk te zijn aan de emissie. Een benadering van de immissie is mogelijk door de verplaatsing van de verontreinigingen te berekenen uit transport- en reactievergelijkingen (HOEKS, 1980). Als voorbeeld kan dienen het transport in een watervoerend pakket dat verzadigd is. De grondwaterstroming is voornamelijk horizontaal en de verticale doordringing van de stroomlijnen in het watervoerend pakket is betrekkelijk gering. In het geval van evenwijdige equipotentiaallijnen in een homogeen pakket kan de horizontale transportafstand worden berekend volgens:

$$x = x_s (e^{Nt/\epsilon D} - 1)$$

waarin:

x = afstand vanaf plaats van infiltratie (m)

x_s = afstand tussen plaats van infiltratie en grondwaterscheiding (m)

N = gemiddeld neerslagoverschot (m.jaar⁻¹)

t = tijd (jaar)

ϵ = watergevuld poriënvolume van de grond (-)

D = dikte van watervoerend pakket (m)

Adsorptie is in grond een belangrijk proces, vooral voor positief geladen kationen. Bij lage concentraties bestaat er veelal een lineair verband met de concentratie in de bodemoplossing. Als de menging door stroming wordt verwaarloosd kan de stroomsnelheid van het front van de opgeloste stof als volgt worden beschreven:

$$V_i = V_e \left(\frac{1}{1+R} \right)$$

waarin:

V_i = stroomsnelheid van het front van de opgeloste verbinding (m.jaar⁻¹)

- V_e = effectieve stroomsnelheid van het grondwater (m.jaar⁻¹)
 R = distributiefactor, die gelijk is aan de hoeveelheid geadsorbeerde stof gedeeld door de hoeveelheid in oplossing (-)

Door combinatie van de twee vermelde vergelijkingen ontstaat een vergelijking voor de berekening van de horizontale transportafstand in een watervoerend pakket voor een verbinding die onderhevig is aan adsorptie:

$$x = x_s (e^{Nt/\epsilon D(1+R)} - 1)$$

Informatie over het gedrag van verbindingen kan worden verkregen in kolomexperimenten op laboratoriumschaal (HOEKS, 1980). Het onderzoek naar het gedrag van NO_3^- in de verzadigde zone met behulp van diepe lysimeters geeft informatie over het biochemisch proces denitrificatie (fig. 10).

Op deze wijze kunnen voor situaties waarin gegevens beschikbaar zijn over bodemgebruik, bodemsamenstelling en hydrologie schattingen worden gemaakt van de te verwachten immissie voor grond- en oppervlaktewater in de loop van de tijd.

9. SAMENVATTING

Bij het bodemgebruik ten behoeve van de landbouw worden meststoffen toegediend om te voorzien in de mineralenbehoefte van gewassen, ter verbetering van de bodemstructuur en voor de verbetering van de kwaliteit van het produkt. In gebieden met mestoverschotten als gevolg van intensieve veehouderij is plaatselijk de situatie gegroeid dat meer meststoffen worden toegediend dan kan worden gemotiveerd op grond van de hiervoor genoemde redenen. De gevolgen van het bemestingsbeleid voor de chemische samenstelling van bodem en water hangt allereerst af van de verhouding tussen de toevoer en de onttrekking of afvoer voor een bepaalde verbinding (fig. 1). De betrokkenheid bij chemische en biochemische processen is verder van groot belang voor de mate waarin verontreiniging optreedt van bodem en water. Dit leidt voor stikstof- (hfdst. 4) en fosfaatverbindingen (hfdst. 5) tot een geheel verschillend reactiepatroon in de tijd in geval van overdosering.

Bij verontreinigingsvraagstukken kan onderscheid worden gemaakt tussen de emissie door de bron en de immissie die zich op een andere plaats voordoet als gevolg van de uitwerp van de bron. Afhankelijk van de onderzoeksvraag zal gebruik moeten worden gemaakt van een bepaalde meettechniek (hfdst. 3) om een kwantitatief antwoord te kunnen geven. Om inzicht te krijgen in de samenhang tussen een bepaalde intensiteit van bodemgebruik en de verontreiniging van bodem en water die hiervan het gevolg is, is brongericht onderzoek nodig. Het onderzoek is daarom met name gericht geweest op de gevolgen voor de chemische samenstelling van het bovenste grondwater in de verzadigde zone en van de over het landoppervlak afgevoerde overtollige neerslag (hfdst. 4, 5, 6 en 7). De regionale geohydrologische situatie en de processen die tijdens het grondwatertransport optreden bepalen uiteindelijk welke de gevolgen zijn voor het diepe grondwater en het oppervlaktewater (hfdst. 8).

Voor uitspraken over de bijdrage van landbouw aan de chemische belasting van het grondwater is informatie nodig over de situatie zonder landbouw. Deze min of meer natuurlijke belasting of basisbelasting is nagegaan bij het grondwater onder natuurlijke terreinen (tabellen 5 en 14).

LITERATUUR

- ANONIEM, 1976. Hydrologie en waterkwaliteit van Midden-West-Nederland. Werkgroep Midden-West-Nederland. Regionale Studies 9. ICW, Wageningen, 101 pp.
- BEEK, J., 1979. Phosphate retention by soil in relation to waste disposal. Dissertatie Landbouwhogeschool, Wageningen, 162 pp.
- BOTS, W.C.P.M., P.E. JANSEN en G.J. NOORDEWIER, 1978. Fysisch-chemische samenstelling van oppervlakte- en grondwater in het Noorden des Lands. Regionale Studies 13, 90 pp, ICW, Wageningen.
- CENTRAAL BUREAU VOOR DE STATISTIEK, 1977. Statisch zakboek 1977. Staatsuitgeverij, Den Haag, 373 pp.
- CONSULENTSCHAP VOOR BODEMAANGELEGENHEDEN IN DE LANDBOUW, 1977. Adviesbasis voor bemesting van landbouwgronden, Wageningen, 47 pp.
- FONCK, H., 1979. Een onderzoek naar de grootte van de samenstellende posten van de stikstofbalans op enkele graslandpercelen van de proefboerderij Cranendonck te Maarheeze. 1e onderzoeksjaar 1977/'78. Nota 1137, 82 pp, ICW, Wageningen.
- GERRITSE, R.G., 1977. Phosphorus compounds in pig slurry and their retention in the soil. In: Utilisation of manure by land spreading, p 257-267. Commission of the European Communities. Ed. J.H. Voorburg.
- HANDBOEK VOOR DE AKKERBOUW, 1973. Deel II: Technische bedrijfsverband en bedrijfssynthese. Proefstation voor de Akkerbouw, Lelystad, 140 pp.
- HENKENS, Ch.H., 1971. Bemesting en de kwaliteit van het oppervlaktewater. Stikstof 69, 6, 360-371.
- HOEKS, J., 1980. Transport and interaction processes in soil. In: Schierbeek, E.W. (ed.) Research Digest 1980 Institute for Land and Water Management Research. Technical Bulletin ICW 117: 115-120.
- KOLENBRANDER, G.J., 1971. De eutrofiëring van oppervlaktewater door de landbouw en de stedelijke bevolking. Stikstof 69, 6, 384-395.

- KOLENBRANDER, 1978. Persoonlijke mededeling.
- LANDE CREMER, L.C.N. DE LA, 1981. Jaarverslag 1980. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren.
- MINISTERIE VAN LANDBOUW EN VISSERIJ, 1974. Jaarstatistiek van de kunstmeststoffen, 1972/'73, 23 pp, Den Haag.
- OOSTEROM, H.P., 1979. Opzet en uitvoering van een vooronderzoek naar oppervlakkige afstroming op lage zandgrond. Nota 1149. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen, 36 pp.
- en J.H.W.M. VAN SCHIJNDEL, 1979. De chemische samenstelling van het bovenste grondwater bij natuurlijke begroeiingen op kalkarme zandgrond. Nota 1075, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen, 27 pp.
- en J.H.A.M. STEENVOORDEN, 1980. Chemische samenstelling van oppervlakkig afstromend water (Proefveld onderzoek te Achterveld). Nota 1237, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen, 60 pp.
- PRUMMEL, J. en H.A. SISSINGH, 1976. Transport en accumulatie van fosfaat in de grond. Rapport 4-76. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren, 22 pp.
- RIJTEMA, P.E., 1965. An analysis of actual evapotranspiration. Agr. Res. Rep. 659. PUDOC, Wageningen, 107 pp.
- , 1980. Nitrogen emission from grassland farms - a model approach. Technical Bulletin 119. ICW, Wageningen, 11 pp.
- SLUIJSMANS, C.M.J. en G.J. KOLENBRANDER, 1976. De stikstofwerking van stalmest op korte en lange termijn. Stikstof 7, 83/84, 349-355
- STEENVOORDEN, J.H.A.M. en H.P. OOSTEROM, 1977. De chemische samenstelling van het ondiepe grondwater bij rundveehouderijbedrijven. ICW. Nota 964, 22 pp.
- , 1979. Fosfaat en stikstofbalansen voor oppervlaktewater in polders en beekgebieden H_2O (12), 2, 33-40.
- VERHEYEN, L.H.A.M. en J.H.A.M. STEENVOORDEN, 1981. Invloed van de grootte van de stalmest- en kunstmestgift op de stikstofhuishouding van snijmaispercelen (Proefveld De Gortel). Nota in voorbereiding. ICW, Wageningen.
- WIND, G.P., 1979. Analog modelling of transient moisture flow in unsaturated soil. Agric. Res. Rep. 894. PUDOC, Wageningen, 123 pp.