Diffuse belasting van oppervlaktewater met nutriënten vanuit grasland op een zware kleigrond

In opdracht van ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid, BO-programma 398-II.

Diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vanuit grasland op een zware kleigrond

Monitoring van nutriëntenemissies op een melkveehouderijbedrijf in Waardenburg

C. van der Salm[1]
J. Dolfing[1]
J.W. van Groenigen[1]
M. Heinen[1]
G. Koopmans[1]
J. Oenema[2]
M. Pleijter[1]
A. van den Toorn[1]

[1] Alterra
[2] PRI

Alterra-rapport 1266

Alterra, Wageningen, 2006

REFERAAT

Salm, C. van der, J. Dolfing, J.W. van Groenigen, M. Heinen, G. Koopmans, J. Oenema, M. Pleijter en A. van den Toorn, 2006. *Diffuse belasting van oppervlaktewater met nutrienten uit de veehouderij; Monitoring van nutrientenverliezen uit grasland op zware klei in Waardenburg.* Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1266. 104 blz.; 29 fig.; 13 tab.; 34 ref.

Gedurende een periode van drie jaar is de nutriëntenemissie van een grasperceel op en zware kleigrond in de Betuwe gemeten. Het perceel werd gedraineerd met behulp van drains en greppels. De greppels zorgden voor 60% van de afvoer van het neerslagoverschot, 70% van de afvoer van stikstof en 75% van de afvoer van fosfaat naar de sloot. Bij een gemiddelde mestgift van 463 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 71 kg P ha^{-1} jr^{-1} bedroeg het verlies naar het oppervlaktewater 17 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 4 kg P ha^{-1} jr^{-1}. Ondanks de relatief geringe uitspoelingverliezen lagen de fluxgewogen concentraties (4.1 mg N/l en 0.6 mg P/l) in de sloot ruim boven de MTR waarde. Denitrificatie vormde een belangrijke bron van stikstofverlies op deze kleigronden. Denitrificatiemetingen gaven aan dat denitrificatie leidde tot een gemiddeld stikstof verlies van 131 kg N ha^{-1} jr^{-1}.

Trefwoorden: denitrificatie, drains, fosfaat, greppels, kleigrond, melkveehouderij, nutriënten-balans, nutriëntenemissie, oppervlaktewater, stikstof, uitspoeling

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 25,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1266. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2006 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf 7

Samenvatting 9

1 Inleiding 13

2 Locatie 15
2.1 Ligging en bedrijfsvoering 15
2.2 Bodemgesteldheid en hydrologische situatie 16

3 Opzet onderzoek 19
3.1 Bemesting en gewasproductie 19
3.2 Afvoer van water en nutriënten 20
3.3 Omzetting- en vastlegging van nutriënten 21

4 Perceelsbalans voor water en nutriënten 25
4.1 Bemesting en gewasopname 25
4.2 Waterbalans 26
4.3 Uit- en afspoeling van nutriënten 31
4.3.1 Vrachten 31
4.3.2 Concentraties 36
4.4 Omzetting en vastlegging van nutriënten 42
4.5 Perceelsbalans voor stikstof en fosfor 47
4.6 Bijdrage bemesting aan nutriëntenverliezen 49

5 Representativiteit en betrouwbaarheid 51
5.1 Representativiteit 51
5.2 Betrouwbaarheid 54

6 Discussie 57
6.1 Vergelijking van de gemeten nutriëntenverliezen met gegevens van andere locaties 57
6.2 Maatregelen om nutriëntenemissie te beperken 61

7 Conclusie en aanbevelingen 63

Literatuur 65

Bijlagen

1 Technisch rapport fosfaatonderzoek project DOVE-klei 69
2 Het lot van afgespoeld stikstof in greppels: een ^{15}N labelingsstudie 95

Woord vooraf

Dit rapport geeft een overzicht van de belangrijkste resultaten van het DOVE-klei project. In dit project is gedurende drie jaar de emissie van nutriënten naar het oppervlaktewater gemeten op een grasland perceel op zware kleigrond in de Betuwe. Dit project is mogelijk gemaakt door financiering vanuit het programma Mest- en Mineralen van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, het ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieu, RIZA en STOWA.

Het project is uitgevoerd door Alterra, Waterschap Rivierenland, Plant Research International en Arcadis. De overall coördinatie van het project was in handen van Arcadis. De opzet van het onderzoek evenals de wetenschappelijke rapportage, de metingen van de waterafvoer en procesfluxen zijn uitgevoerd door Alterra. Het waterschap Rivierenland droeg zorg voor de chemische analyse van het bodem- en oppervlaktewater. Plant Research International zorgde binnen het aanpalende project Koeien en Kansen voor de agronomische waarnemingen zoals bemesting en gewasopname.

Voor de voorspoedige uitvoering van het project zijn wij in eerste instantie dank verschuldigd aan de Hr. C.J. van Wijk voor de gastvrijheid op zijn bedrijf. Jan van Kleef willen wij bedanken voor het verzorgen van de uitstekende elektrotechnische installatie waardoor de apparatuur steeds goed heeft gefunctioneerd. Popko Bolhuis droeg zorg voor de maandelijkse bodembemonstering. Jaap Nelemans en Willeke van Tintelen (WUR) willen wij bedanken voor de bepaling van de denitrificatie en mineralisatie in het laboratorium. Elleke Bergersen (Waterschap Rivierenland) zorgde op een voortreffelijke wijze voor het aanleveren van relevante informatie vanuit het waterschap en de coördinatie van de waterkwaliteitsanalyses.

Tenslotte willen wij onze partners van het Waterschap Rivierenland (Elleke Bergersen) en Arcadis (Reinder Torenbeek en Hans Aalderink) en de begeleidings-commissie van het project bestaande uit Ronald Bakkum, Barend Meerkerk, Cees van Wijk, Frans Aarts, Edo Biewinga, Douwe Jonkers, Michelle Talsma, Roelof Veeningen en Sandra Plette bedanken voor hun waardevolle suggesties tijdens de uitvoering en rapportage van het onderzoek.

Samenvatting

Op een melkveehouderijbedrijf in de Betuwe zijn gedurende een periode van drie jaar de verliezen van stikstof en fosfaat naar het oppervlaktewater gemeten. De locatie was gelegen op een zware kleigrond en werd gedraineerd met behulp van drains en greppels. De afvoer van de drains, de greppels en de perceelssloot is continu bemonsterd. Daarnaast is de aan- en afvoer van nutriënten op het perceel vastgesteld en zijn metingen gedaan om de mineralisatie en de denitrificatie vast te stellen.
Het meetperceel werd afwisselend gemaaid en beweid. De jaarlijkse stikstofaanvoer via bemesting en depositie is in de meetperiode afgenomen van 570 kg N ha^{-1} jr^{-1} tot 450 kg N ha^{-1} jr^{-1}. De fosfaataanvoer is in deze periode gedaald van 95 naar 56 kg P ha^{-1} jr^{-1}. De afvoer van stikstof en fosfaat via het gewas lag respectievelijk tussen de 370 en 420 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 50 en 62 kg P ha^{-1} jr^{-1}. De perceelsoverschotten varieerden hiermee tussen de 200 en 30 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 40 tot -6 kg P ha^{-1} jr^{-1}.

De afvoer van water en nutriënten vond hoofdzakelijk plaats via de greppels en de drains. De afvoer naar het grondwater is verwaarloosbaar in deze zware kleigrond. Gedurende de 3 meetjaren was de aanvoer van water via de neerslag in het winterhalfjaar (oktober t/m maart) ongeveer gelijk aan de afvoer via de perceelsloot en het verlies door verdamping. In de zomer (april - oktober) was de afvoer verwaarloosbaar.

De greppels vormden, op deze zware kleigrond, de belangrijkste afvoerroute voor water en nutriënten naar het oppervlaktewater. De greppels zorgden voor 60% van de afvoer van het neerslagoverschot, 70% van de afvoer van stikstof en 75% van de afvoer van fosfaat naar de sloot. De resterende verliezen vonden grotendeels plaats door afvoer via de drains. Verliezen door oppervlakkige afvoer zijn niet gemeten op de locatie maar zijn waarschijnlijk klein (< 10%). De aanvoer van water door greppels en drains bedroeg namelijk 90% van de slootafvoer. De resterende 10% is mogelijk afkomstig van oppervlakkige afvoer vanaf het perceel of de aangrenzende weg.

De bijdrage van de drains aan de afvoer van water en nutriënten is sterk afhankelijk van de aanwezigheid van krimpscheuren in de zware klei. Aan het begin van de herfst is de bijdrage van greppels en drains aan de waterafvoer vrijwel gelijk. In de loop van de winter als de krimpscheuren dicht zwellen neemt de afvoer via de drains af en wordt vrijwel al het water afgevoerd via de greppels.

Tijdens de drie meetjaren werd een gemiddeld verlies naar het oppervlaktewater van 17 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 4 kg P ha^{-1} jr^{-1} gemeten. Hiermee ging 4% van de stikstofmestgift en 6% van de fosforgift verloren (cicra. 17% van het stikstof- en fosfaatoverschot). De verliezen waren het geringst in de droge winter van 2002/2003 (13 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 2 kg P ha^{-1} jr^{-1}). In de beide andere meetjaren lagen de stikstof verliezen rond de 19 kg N ha^{-1} jr^{-1}. De fosforverliezen waren in 2003/2004 vergelijkbaar met die in de droge winter van 2002/2003, terwijl deze in 2004/2005 beduidend hoger waren (8 kg

P ha^{-1} jr^{-1}). De jaarlijkse nutriëntenverliezen naar het oppervlaktewater worden sterk bepaald door de omvang van incidentele verliezen in het voorjaar wanneer afvoer plaats vindt direct na de bemesting. Tijdens dit soort incidenten kan 65-85% van het jaarlijkse stikstof- en fosforverlies plaats vinden. Deze incidenten dragen er toe bij dat er nauwelijks een relatie tussen de nutriëntenoverschotten en de nutriëntenverliezen op het perceel bestaat.

Het verloop van de N en P concentraties in de greppels, drains en sloot vertoont een duidelijke seizoensdynamiek. In het najaar waren de concentraties relatief hoog en deze daalden sterk gedurende de winter. In het voorjaar van 2004 en 2005 werden zeer hoge pieken in de stikstof- en fosforconcentraties waargenomen direct na de bemesting. Deze voorjaarspieken waren verantwoordelijk voor een groot deel van de jaarlijkse verliezen naar het oppervlaktewater.
Ondanks de relatief geringe uitspoelingverliezen lagen de fluxgewogen concentraties in de sloot ruim boven de MTR waarden: 4.1 mg N l^{-1} (MTR = 2.2 mg N l^{-1}) en 1.2 mg P l^{-1} (MTR = 0.15 mg P l^{-1}). De stikstof in het drain-, greppel- en slootwater komt voor een groot deel (75%) voor in organische en/of colloïdale vorm. De resterende stikstof bestaat vooral uit NO_3. Ook bij fosfor spelen organische en colloïdale verbindingen een belangrijke rol. In de sloot en greppels is 40% van het fosfor organisch of colloïdaal. In de drains is dit percentage veel hoger (80%) mede door de lage ortho-P concentraties.

Uit de bovenstaande cijfers blijkt dat slechts een klein deel van stikstof- en fosforoverschot in het oppervlaktewater terecht komt. Om het lot van stikstof- en fosforoverschot te kunnen verklaren zijn daarom een aantal andere procesfluxen in kaart gebracht zoals denitrificatie en mineralisatie. De verliezen door denitrificatie zijn bepaald door maandelijks meting van de actuele denitrificatie in het laboratorium. De actuele denitrificatie was over het algemeen laag in de droge zomermaanden en relatief hoog in natte perioden in voor- en najaar. De actuele denitrificatie bedroeg 127 kg N ha^{-1} jr^{-1} in 2003 en 143 kg N ha^{-1} jr^{-1} in 2004.

In 2003 zijn metingen uitgevoerd om een beeld te krijgen van de mineralisatie op het perceel. Deze metingen gaven aan dat de mineralisatie circa 760 kg N ha^{-1} jr^{-1} bedroeg. Een probleem met deze metingen is dat het, door het ontbreken van een onbemest veldje, lastig is om de mineralisatie van stikstof uit in de bodem aanwezige organische stof te scheiden van de mineralisatie van stikstof uit de aangevoerde dierlijke mest. Een indruk van de mogelijke omvang van de mineralisatie kan ook verkregen worden uit de stikstofbalans. De stikstofbalans laat zien dat het verschil in de gemeten aan- en afvoer van stikstof gemiddeld 41 kg N ha^{-1} jr^{-1} bedraagt. Dit geeft aan dat de netto mineralisatie mogelijk veel beperkter is dan uit de directe metingen is afgeleid.

De fosforbalans geeft aan dat er gedurende de meetperiode een netto P accumulatie in de bodem plaats heeft gevonden van 22 kg P ha^{-1} jr^{-1}. Dit overschot is waarschijnlijk grotendeels vastgelegd door adsorptie en fixatie.

Om de waterkwaliteitsnormen (MTR waarden) te bereiken zal de belasting van de sloot met N en P met respectievelijk 43 en 75% moeten worden terug gebracht. Het is buitengewoon twijfelachtig of een dergelijke daling met het ingezette mestbeleid kan worden bereikt. Een belangrijk deel van de jaarlijkse verliezen naar het oppervlaktewater vinden plaats in het voorjaar indien er onder ongunstige (natte) omstandigheden bemest wordt. Om de waterkwaliteit te verbeteren is het waarschijnlijk effectiever om te trachten dergelijke incidenten te voorkomen door bijvoorbeeld later in het seizoen (april) te bemesten of de greppels na bemesting enige weken af te sluiten. Bij zeer zware regen kan deze laatste optie echter leiden tot oppervlakkige afstroming waardoor alsnog verliezen optreden.

Uit de uitgevoerde studie blijkt dat de N- en P verliezen op deze kleilocatie relatief gering zijn. Ondanks de lage uitspoelingsverliezen worden de normen voor het oppervlaktewater ruim overschreden. Om deze normen te bereiken zullen op dit soort locaties naast het generieke mestbeleid specifieke maatregelen moeten worden genomen.

1 Inleiding

De belasting van grond- en oppervlaktewater met nutriënten vanuit de landbouw vormt al jaren een punt van zorg in Nederland. Het afgelopen decennium heeft het onderzoek zich relatief sterk gericht op de gevolgen van het intensieve nutriëntengebruik voor de kwaliteit van het grondwater. Dit onderzoek werd ingegeven door de eisen die vanuit de EU-nitraatrichtlijn worden gesteld aan de kwaliteit van het grondwater en door de zorgen rondom de drinkwaterkwaliteit. De laatste jaren is mede door de ophanden zijnde invoering van de kaderrichtlijn water, de belangstelling voor de relatie tussen landbouw en oppervlaktewaterkwaliteit sterk gestegen. Op dit moment worden in veel Nederlandse oppervlaktewateren de normen voor de concentraties van stikstof en fosfor overschreden. Sinds 1985 is de belasting van het oppervlaktewater door de industrie en waterzuiveringsinstallaties afgenomen van resp. 58 naar 32 miljoen kg N en van 24 naar 4 miljoen kg P (Portielje, 2004). Dit is, ondanks de invoering van het mestbeleid, in veel mindere mate het geval voor de belasting vanuit de landbouw. Deze nam in de periode van 1985-2003 af van 72 naar 65 miljoen kg N en bleef voor fosfor vrijwel gelijk (6 miljoen kg P). De relatieve bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor is daardoor gestegen van resp. 43 en 17% in 1985 tot 57 en 64% in 2002. Vanuit deze optiek is het noodzakelijk om meer inzicht te verkrijgen in de factoren die de relatie tussen landbouwkundig handelen en de oppervlaktewater kwaliteit beïnvloeden

In 1998 is door het Ministerie van LNV en STOWA het onderzoeksproject "DOVE" (Diffuse belasting van het oppervlaktewater vanuit de veehouderij) opgestart. Doel van dit onderzoek is het verkrijgen van meetgegevens over de belasting van oppervlaktewater op melkveehouderijbedrijven. Het onderzoek heeft plaats gevonden op drie verschillende grondsoorten (zand, veen en klei). Op al deze locaties is de belasting van het oppervlaktewater gemeten en zijn ook de interne nutriëntenstromen, zoals denitrificatie en mineralisatie, zoveel mogelijk gekwantificeerd De onderzoeken op zand (Torenbeek, 2003) en veen (van den Eertwegh en van Beek, 2004) zijn inmiddels afgerond en gerapporteerd.

In dit rapport worden de belangrijkste resultaten van het onderzoek op kleigrond beschreven. In hoofdstuk twee en drie wordt een beschrijving gegeven van de onderzoekslocatie en de opzet en uitvoering van de metingen. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de meetresultaten. Dit hoofdstuk valt uiteen in twee delen. Allereerst zal ingegaan worden op de hydrologie om zodoende inzicht te krijgen in de mogelijke routes voor de emissie van nutriënten. Op basis van de metingen wordt een overzicht gegeven van de jaarlijkse waterbalans. Vervolgens zal aan de hand van de bijdrage van de greppels en drains aan de afvoer inzicht worden gegeven in de temporele dynamiek van de waterafvoer. In het tweede deel van het hoofdstuk wordt ingegaan op de stiktstof- en fosforverliezen van het perceel naar de sloot en op de retentie van stikstof en fosfor in de perceelssloot. Centrale vraag hierbij is hoe hoog is de afvoer van stikstof en fosfor en waar komt het vandaan. Tevens zal aandacht

besteed worden aan de concentraties van stikstof en fosfor in de verschillend drainagemiddelen. Aan de hand van deze resultaten wordt een perceelsbalans voor water en nutriënten opgesteld. Verder wordt aandacht besteed aan de vastlegging en de interne omzetting van nutriënten door bv. denitrificatie. Tenslotte wordt in hoofdstuk 5 ingegaan op de betrouwbaarheid en representativiteit van de metingen. Verder wordt aandacht besteed aan de bijdrage van de bemesting aan de nutriëntenverliezen en evt. maatregelen om de nutriëntenemissie terug te dringen. Het rapport wordt afgesloten met een aantal conclusies en aanbevelingen.

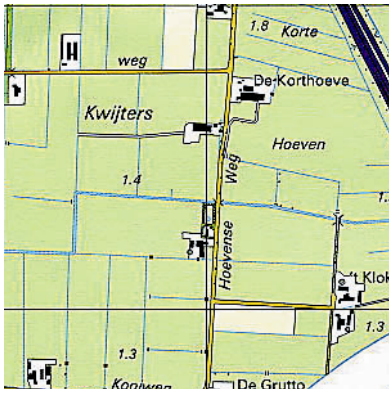
2 Locatie

2.1 Ligging en bedrijfsvoering

Het onderzoek is uitgevoerd op een van de grasland percelen van het bedrijf "De tweesprong" van de familie van Wijk in Waardenburg (Figuur 1) . Het bedrijf is gelegen op een zware kleigrond in de Tielerwaard in het Gelderse rivierengebied, direct ten zuidoosten van het verkeersknooppunt Deil (Figuur 1). Het bedrijf heeft een oppervlakte van 34 ha, grotendeels gebruikt als grasland. Het aantal melkkoeien is ongeveer 60, wat vrij vergelijkbaar is met het gemiddelde voor melkveehouderij bedrijven op kleigrond in deze regio (Reijneveld, 2001). Het melkquotum (570.000 kg melk in 1999 en ruim 700.000 in 2003) en de melkproductie per koe ligt echter duidelijk hoger (ca. 9500 kg koe^{-1} jr^{-1}) dan het gemiddelde in de regio (7800 kg koe^{-1} jr^{-1}). Op het bedrijf werd beperkt beweid (zie ook Tabel 4). Het N-overschot op het bedrijf bedroeg in 1997 circa 300 kg N ha^{-1} jr^{-1} en circa 40 kg P_2O_5 ha^{-1} jr^{-1}, deze overschotten zijn over het algemeen iets lager dan op een gemiddeld bedrijf in deze regio (380 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 47 kg P_2O_5 ha^{-1} jr^{-1}). De meetpercelen werden afwisselend gemaaid en beweid. In totaal vonden op de meetpercelen circa 6 tot 8 sneden per jaar plaats waarvan 1-4 weidesneden.



Figuur 1 Meetlocatie Waardenburg



Figuur 2 Ligging van de DOVE-klei meetlocatie

2.2 Bodemgesteldheid en hydrologische situatie

Het meetperceel is gelegen op een zware kleigrond van fluviatiele, holocene afzetting van de Rijn. Het perceel wordt gedraineerd door middel van greppels en drains. De greppels zijn circa 50 cm breed en 50 cm diep en liggen op een onderlinge afstand van circa 46 m. De percelen tussen de greppels liggen bol, de opbolling bedraagt circa 40 cm. Tussen de greppels liggen 6 drains op een diepte van circa 80 cm ten opzichte van de opbolling van het maaiveld. De drains en greppels wateren af op de perceelsloot. De perceelssloot is van de stroomopwaarts gelegen sloten afgesloten door een dam. Er vindt dus geen aanvoer van water plaats van af andere landbouwpercelen. Op het perceel treed geen kwel op en door de zware kleiondergrond is ook de wegzijging naar het diepere grondwater verwaarloosbaar. Aanvoer van water naar het perceel vindt dus uitsluitend plaats via neerslag en beregening.

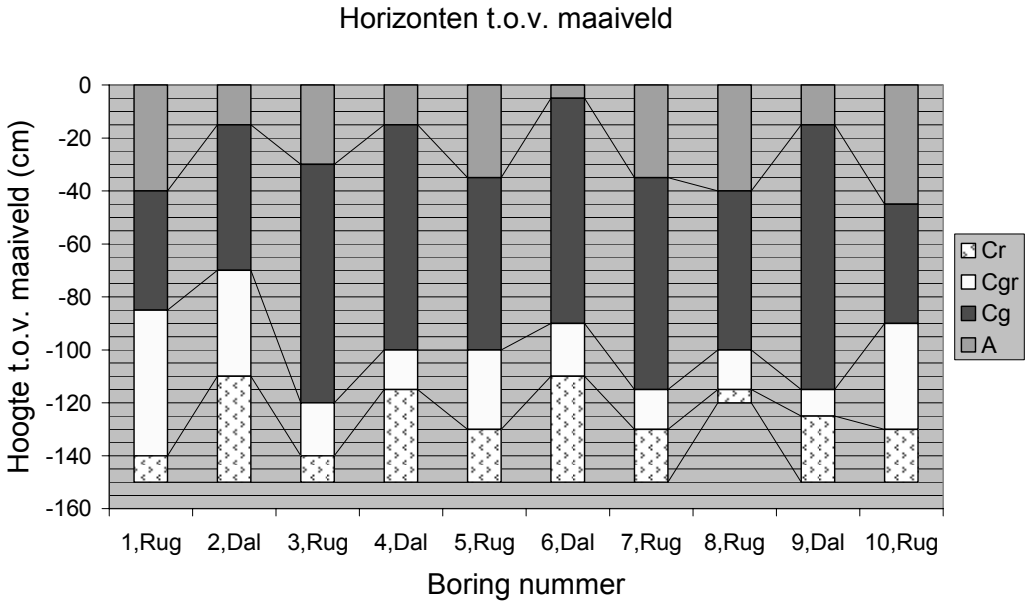
Op het perceel zijn in een transect op ca. 55 m van de sloot 7 boringen verricht (4 op de koppen en 3 bij de greppels). Uit dit dwarsprofiel (Figuur 3) blijkt duidelijk dat de A horizont naast de greppels veel dunner is (circa 15 cm) dan in het midden van het perceel (30 a 40 cm dik). Dit is het gevolg van het mechanisch aanbrengen van de bolling in het veld, waarbij de inhoud van de greppel en de bovenlaag nabij de greppels is opgebracht richting het midden van het perceel. De bolling in het perceel (30 à 40 cm) heeft ook invloed op de classificatie van Gt-klasse: op de bolling is sprake van Gt-V en naast de greppels is de Gt-III. Het gehele perceel helt in de

lengterichting licht in de richting van de sloten die aan beide zijden van het perceel grenzen.

Het kleigehalte van de grond varieert van circa 57% in de A en Cg horizont en neemt af tot 47% in de Cr horizont (Tabel 1). Het siltgehalte neemt toe met de diepte van 40% naar 49%. Het kalkgehalte neemt eveneens toe met de diepte. De A horizont is vrijwel kalkloos, de Cg en Cgr horizonten zijn kalkarm en de Cr horizont is kalkrijk. Dit patroon wordt gereflecteerd in de pH die stijgt van 6.7 in de A naar 7.8 in de Cr horizont.

Tabel 1 Het gehalte organische stof (OS) en $CaCO_3$ en de granulaire samenstelling van de bodemhorizonten van het meetperceel

Horizont	OS (%)	pH	$CaCO_3$ (%)	Lutum (%) (0-2 µm)	Silt (%) (2-50 µm)	Zand (%) (50-2000 µm)
A	5.4	6.7	0.4	56.8	40.6	2.6
Cg	2.3	7.6	0.7	58.5	39.5	1.9
Cgr	2.0	7.7	1.9	53.1	42.5	4.3
Cr	2.5	7.8	7.2	46.7	48.5	4.8



Figuur 3 Bodemprofiel en horizontindeling ten opzichtte van maaiveld in een transect op het meetperceel

Van de verschillende horizonten en van de laag van 0-10 cm is ook de fosfaattoestand en de fosfaatverzadigingsgraad vast gesteld. De Pw en het P-Al getal van de verschillende horizonten en van de laag van 0-10 cm zijn zeer laag (Tabel 2). De Pw en het P-Al getal zijn duidelijk lager dan de gehalten die in november 2000 zijn gemeten als onderdeel van het project Koeien en Kansen. Toen werd voor Pw een waarde gevonden van 13±3 (mg P_2O_5 l^{-1}) en voor het P-Al getal een waarde van 10±1 (mg P_2O_5 100 g^{-1}) gemeten (Reijneveld, 2001). Mogelijk worden deze lagere waarden veroorzaakt door de hogere pH in 2003 t.o.v. 2000 (circa 6.4 in 2003 en 5.4 in 2000), waardoor de adsorptie van P daalt en de kans op precipitatie van P in de vorm van Ca-fosfaten stijgt. De totale hoeveelheid P in de bodem (P_{org}+P_{inorg})

bedraagt bijna 750 mg P kg^{-1} in de A horizont en neemt af tot 523 mg P kg^{-1} in de Cr horizont. Deze afname wordt vooral veroorzaakt door een afname van de hoeveelheid organisch gebonden P. De hoeveelheid anorganisch P bedraagt circa 300 mg P kg^{-1} in de A en Cg horizont en loopt op naar 400-500 mg P kg^{-1} in de diepere horizonten. Opvallend is dat de totale hoeveelheid anorganische P in de A horizont ongeveer gelijk is aan de hoeveelheid geadsorbeerd P (P_{ox}). Het verschil tussen P_{ox} en de hoeveelheid anorganisch P bedraagt in de diepere horizonten circa 100-150 mg P kg^{-1}. Dit verschil kan duiden op de aanwezigheid van fosfaat in de (klei) mineralen in de C horizont. Daarnaast kan het toenemende kalkgehalte aanleiding geven tot een onvolledige extractie van de fosfaat met het zwak zure ammonium oxalaat. De fosfaatbezettingsfractie is in het gehele profiel zeer laag (6-11%) Voor de verschillende horizonten zijn tevens ad- en desorptiekarakteristieken vastgesteld voor modelberekeningen (Bijlage 1).
Geconcludeerd kan worden dat de hoeveelheid reversibel gebonden fosfaat klein is en de risico's op uitspoeling van ortho-P via de bodemoplossing gering zullen zijn. Het bodemmateriaal bevat echter wel aanzienlijke hoeveelheden fosfaat dat in de vorm van deeltjes (particulair en colloïdaal) kunnen bijdragen aan de fosfaatverliezen van het perceel.

Tabel 2 Fosfaattoestand (Pw en P-Al getal), de hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat (P_{ox}), de totale hoeveelheid anorganisch (P_{anorg}) en organisch fosfaat (P_{org}) en de fosfaatbezettingsfractie ($P_{ox}/(Al+Fe)_{ox}$)

Horizont	Pw (mg P_2O_5 l^{-1})	P-Al (mg P_2O_5 100 g^{-1})	P_{ox} (mg P kg^{-1})	P_{anorg}	P_{org}	$P_{ox}/(Al+Fe)_{ox}$ (%)
A	2±1	<3	301±86	296±74	451±98	6±1
Cg	1±0.5	<3	236±67	334±134	160±73	5±1
Cgr	2±0.7	<3	335±54	493±91	88±62	8±2
Cr	2±0.4	<3	309±63	440±44	83±24	11±1
0- 10 cm	5±2	<3	314±10	249±19	447±85	6±1

Stikstofgehalten in de bodem zijn in 2003 maandelijks gemeten aan de monsters die gebruikt zijn voor de bepaling van de mineralisatie en denitrificatie (zie H 3.3). Het totaal-N gehalte varieert van 3.6 g kg^{-1} in de bovengrond tot 1.4 g kg^{-1} in de ondergrond. Het N-mineraal gehalte ligt gemiddeld tussen de 24 en de 7 mg kg^{-1} (Tabel 3).

Tabel 3Gemiddelde (n=14) en standaard deviatie van de N totaal en N-mineraal gehalten van de monsters die gebruikt zijn voor de mineralisatie en denitrificatie proeven.

Diepte	N-totaal	N-min
	g kg^{-1}	mg kg^{-1}
0-20 cm	3.5±0.3	24±6
20-40 cm	3.0±0.6	15±4
40-60 cm	1.9±0.7	9±5
60-80 cm	1.5±0.7	7±5
80-100 cm	1.4±0.8	9±8

3 Opzet onderzoek

3.1 Bemesting en gewasproductie

Het perceelsoverschot wordt bepaald door de aanvoer van nutriënten via bemesting en depositie en de afvoer van nutriënten via gewasopname en beweiding:

Perceelsoverschot = Aanvoer (kunstmest + stalmest + weidemest + klaver + depositie) – Afvoer (maaien + grazen)

Deze componenten zijn vastgesteld aan de hand van de registratie door de melkveehouder met behulp van het bemestingsadvies programma 'BAP-manager' (Oenema et al., 2002). Per snede is vastgelegd hoeveel mest en welke mestsoort is toegediend. De samenstelling van de dierlijke mest is bepaald door incidentele bemonstering. Bij gebruik van dierlijke mest is gecorrigeerd voor vervluchtiging tijdens toediening. De emissieverliezen tijdens toediening zijn bepaald aan de hand van forfaitaire waarden die afhankelijk zijn van de toedieningstechniek, de hoogte van de mestgift en de grondsoort (Steenvoorden et al., 1999; Smits et al., 2001). Op basis hiervan is voor het meetperceel een emissieverlies van 5% gehanteerd voor de toediening van drijfmest.
De aanvoer van weidemest op het perceel is gebaseerd op de mestproductie op het bedrijf en het aantal dierweidedagen (Oenema et al., 2002). De totale mestproductie op het bedrijf wordt berekend aan de hand van de hoeveelheid uitgereden drijfmest, gecorrigeerd voor aan- en afvoer van mest en voorraadverschillen (Oenema et al., 2000).Op basis van het beweidingsysteem wordt een scheiding gemaakt tussen stalmest en weidemest. De hoeveelheid weidemest per perceel wordt berekend op basis van het aantal dierweidedagen:

$$weidemest_{perceel} = weidemest_{bedrijf} \frac{dierweidedagen_{perceel}}{dierweidedagen_{bedrijf}}$$

De N gift via weidemest wordt vermenigvuldigd met 0.97 om te corrigeren voor NH_3 emissie (Smits et al., 2001). De aanvoer van N en P via depositie is gebaseerd op het landelijk meetnet luchtkwaliteit van het RIVM (MNP, 2005).

De afvoer van nutriënten met het gras wordt bepaald aan de geschatte opbrengst per perceel en het N en P gehalte van het gras. Bij het maaien wordt rekening gehouden met een verlies van 6% tijdens het oogsten (Oenema et al., 2002). Bij het beweiden worden beweidingsverliezen verdisconteerd, deze liggen tussen de 15% en 20% afhankelijk van het feit of beperkt of onbeperkt beweid wordt.

3.2 Afvoer van water en nutriënten

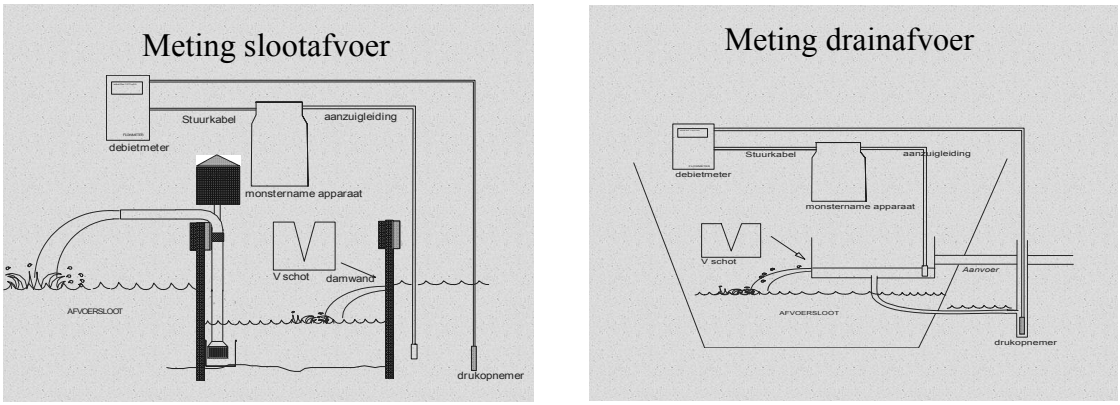
Voor het opstellen van een water- en nutriëntenbalans is continu de afvoer van drains, greppels en sloten bepaald. Hiervoor is ter hoogte van perceel 10 een damwand in de sloot geplaatst. Deze damwand sluit de sloot af van de bovenstrooms gelegen perceelssloten.Voor het bepalen van de slootafvoer is een V-schot geplaatst aan het einde van perceel 5 (Figuur 4). De drain- en greppelafvoer is bepaald voor twee velden om een beeld te krijgen van de variatie en de betrouwbaarheid van de gemeten fluxen. Veld 1 loopt van de kop van perceel 10 tot de kop van perceel 9 en veld 2 loopt van de kop van perceel 9 tot de kop van perceel 8. Beide velden lopen in de lengterichting door tot het hoogste punt, halverwege het perceel waar de greppel is afgedamd met een aarde walletje. Beide velden zijn qua ligging en gebruik representatief voor de percelen 6 tot en met 10. Op veld 1 wordt sinds 2000 een fosfaatproef uitgevoerd waardoor op dit perceel meer fosfaatkunstmest wordt toegediend dan op perceel 2 (Reijneveld, 2001; Den Boer en Bakker, 2006).



Figuur 4 Plattegrond van het meetperceel

De afvoer van drains en greppels is gemeten door de afvoer op te vangen in een bak met een V-schot (Figuur 5). In elk veld liggen zes drains, de afvoerpijpen van de zes drains zijn gekoppeld en de totale drainafvoer van het veld wordt gemeten.
De waterafvoer van sloot, drains en greppels is bepaald door continu de hoogte van het water boven het V-schot te meten (Figuur 5). De samenstelling van de afvoer van de sloot is bepaald door na elke 10 m^3 (0.25 mm neerslagoverschot) afvoer een monster te nemen. Van de greppels en de drains wordt na elke 1 m^3 (0.12 mm neerslagoverschot) een monster genomen. In de winter van 2004/2005 is de greppel

intensiever bemonsterd en is elke 0.4 m^3 een monster genomen in verband met een tracerproef. De monsters zijn wekelijks verzameld, gemengd en geanalyseerd.
De watermonsters zijn geanalyseerd op onder andere Kjeldahl-N, NO_3, NH_4, ortho-P en totaal-P. De NO_3, NH_4 en ortho-P concentraties zijn bepaald in watermonsters die gefiltreerd zijn over 0.45 µm. Kjeldahl-N en totaal-P concentraties zijn bepaald aan ongefiltreerde monsters. Organisch N en P concentraties in de monsters zijn berekend als resp. Kjeldahl N – NH_4 en Totaal-P – ortho-P. Deze zogehete organische fractie kan dus ook opgeloste deeltjes bevatten. Een filtratie-experiment op 2 greppel- en 2 drainmonsters gaf aan dat de totaal-P concentratie gemiddeld met 23 % afnam na filtratie over 0.45 µm. Soortgelijke getallen werden gevonden op een kleilocatie op grasland in Zuid Engeland waar een afname in totaal-P concentraties van 31 % werd gevonden (Haygarth et al., 1998). De berekende hoeveelheid organisch P geeft dus een overschatting van de werkelijke situatie omdat een deel van het fosfor aan bodemdeeltjes is geboden. Op de bovengenoemde kleilocatie in Zuid Engeland bedroeg de overschatting van de organische fractie circa 15 %. Mogelijk is dat voor stikstof ook het geval, metingen van de totaal stikstof concentraties voor en na filtratie zijn echter niet beschikbaar.
De afvoer van water en nutriënten van en naar het grondwater is verwaarloosd gezien de lage doorlatendheid en de dikte van het kleipakket. Deze veronderstelling wordt gestaafd door de sluitende waterbalans (zie H. 4.2). Om inzicht te krijgen in de relatie tussen afvoer en concentraties in het perceel zijn in de winter van 2003-2004 en 2004-2005 incidenteel concentraties van het bovenste grondwater gemeten. Het meten van bodemvochtconcentraties was niet goed mogelijk gezien de zware textuur van de grond.



Figuur 5 Opstelling voor het meten van de slootafvoer, de greppelafvoer en de drainafvoer

3.3 Omzetting- en vastlegging van nutriënten

Om de omzetting en vastlegging van nutriënten in de bodem te bepalen zijn laboratoriummetingen verricht. Voor de stikstofhuishouding is vooral de mineralisatie (vrijkomen van N uit organische stof) en denitrificatie (verlies van stikstof door omzetting van NO_3 naar N_2) van belang. Voor de bepaling van de mineralisatie

en denitrificatie zijn maandelijks monsters genomen op perceel 6. Op basis van deze metingen zijn jaarlijkse fluxen vastgesteld.
In de fosforbalans speelt vooral de vastlegging van fosfaat door sorptie aan bodemdeeltjes en het vrijkomen van fosfaat door desorptie een rol. Deze processen zijn lastig direct te meten in veld of laboratorium doordat de verandering in de fosfaatpools klein is t.o.v. de aanwezige hoeveelheid fosfaat. De sorptie/desorptie van fosfaat is dan ook berekend aan de hand van gemeten eigenschappen van de grond (Bijlage 1)

Denitrificatie
Voor het kwantificeren van de denitrificatieflux zijn maandelijks ongestoorde grondmonsters (100 cm^3, 5 cm hoog) genomen van de bodemlaag van 0-10 cm in de periode december 2002 tot en met december 2004. De monsters zijn genomen op drie plekken op perceel 6. In totaal werden zes monsters gestoken. Van deze monsters is in het laboratorium de actuele denitrificatie snelheid gemeten met de acetyleen inhibitie methode (zie voor details Velthof and Oenema, 1995; van Beek et al. 2004). Hiertoe werden de monsters bij 20°C in een glazen pot gezet waaraan acetyleen werd toegevoegd. Vervolgens werd gedurende twee dagen de N_2O-productie twee keer per dag gemeten. De actuele denitrificatiesnelheid van het monster is gelijk aan de maximaal gemeten N_2O-productie gedurende het experiment. Aangenomen is dat deze snelheid representatief is voor de maand waarin zij gemeten is. De jaarlijkse verliezen door denitrificatie zijn vervolgens berekend door de denitrificatiesnelheid te corrigeren voor de gemeten veldtemperatuur en de maandelijkse fluxen te sommeren conform:

$$N_{den} = \sum_{i=1}^{n} D^*_{a,i} \Delta t_i \text{ waarin } D^*_a = D_a Q_{10}^{0.1(T-T_{ref})}$$

hierin is D_a de denitrificatiesnelheid bij 20 °C (kg N ha^{-1} dag^{-1}), Q_{10} de temperatuurcoëfficiënt (2.6; Heinen et al., 2005), Δt_i de lengte van de maand, en N_{den} de denitrificatieflux (kg N ha^{-1} jr^{-1}).

Naast meting van de actuele denitrificatie is tevens de potentiële denitrificatie gemeten. Deze metingen hebben maandelijks plaatsgevonden in de periode december 2002- december 2003 en om de maand in 2004. Voor deze bepaling zijn gestoorde grondmonsters genomen van 20 cm dikke lagen in de bovenste meter van het bodemprofiel op perceel 6. Deze metingen geven inzicht in het verloop van de denitrificatie met de diepte en kunnen in modelberekeningen gebruikt worden voor het schatten van de totale denitrificatie (van der Salm et al., subm.).

Mineralisatie
Mineralisatie wordt meestal vastgesteld aan de hand van de grasopbrengst op een onbemest stukje van het perceel (zie bv. Oenema et al., 2002; Van Beek et al., 2004). Op het bedrijf van de familie van Wijk was een dergelijk stukje niet te realiseren er is daarom gebruik gemaakt van mineralisatiemetingen in het lab.
Om een indruk te krijgen van de mineralisatie op het perceel zijn maandelijks op drie punten op perceel 6 gestoorde monsters genomen van de lagen 0-20, 20-40, 40-60,

60-80 en 80-100 cm. Deze monsters zijn gebruikt om in het laboratorium de mineralisatie te bepalen.
De mineralisatie in het laboratorium wordt gemeten door de veldvochtige monsters gedurende 12 weken te incuberen bij een temperatuur van 20°C. De mineralisatiesnelheid wordt vervolgens bepaald uit het verschil tussen het Nmin gehalte na 2 weken en na 12 weken (Hassink, 1994). De snelheid wordt vervolgens gecorrigeerd voor de veldtemperatuur met behulp van een van 't Hoff vergelijking (zie denitrificatie bepaling) en een Q_{10} waarde van 3.0.

4 Perceelsbalans voor water en nutriënten

4.1 Bemesting en gewasopname

Op het meetperceel wordt jaarlijks gemiddeld 520 kg N ha^{-1} jr^{-1} (450 tot 571 kg N ha^{-1} jr^{-1}) en 76 kg P ha^{-1} (55-94 kg P ha^{-1} jr^{-1}) aangevoerd. Het grootste deel van de aanvoer is afkomstig van drijfmest (Tabel 4). De afvoer door opname van stikstof en fosfor door het gewas bedroeg gemiddeld 390 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 55 kg P ha^{-1}. jr^{-1} Het overschot bedroeg hierdoor 130 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 21 kg P ha^{-1} jr^{-1}. Gedurende de drie meetjaren is de aanvoer van stikstof en fosfor gedaald, in het bijzonder in 2004, terwijl de opname iets is gestegen. Het overschot nam daardoor af van 202 kg N ha^{-1} jr^{-1} in 2002 tot 30 kg N ha^{-1} jr^{-1} in 2004. Voor fosfor bedroeg het overschot in 2002 40 kg P ha^{-1} jr^{-1} en in 2004 was het overschot licht negatief (-5 kg P ha^{-1} jr^{-1}).

Tabel 4 Jaarlijkse aanvoer van stikstof en fosfor via bemesting en depositie en afvoer van N en P door gewasopname op het gehele meetperceel

		Aanvoer					Afvoer (kg/ha)	Overschot (kg/ha)
		Mest (kg/ha)	% kunst-mest	% drijf-mest	% weide-mest	Depositie (kg/ha)		
N	2002	537	25	74	3	34	369	202
	2003	504	28	64	9	34	381	157
	2004	416	46	49	5	34	420	30
P	2002	94	26	73	0	1	55	40
	2003	79	29	69	1	1	50	30
	2004	55	42	57	1	1	62	-5

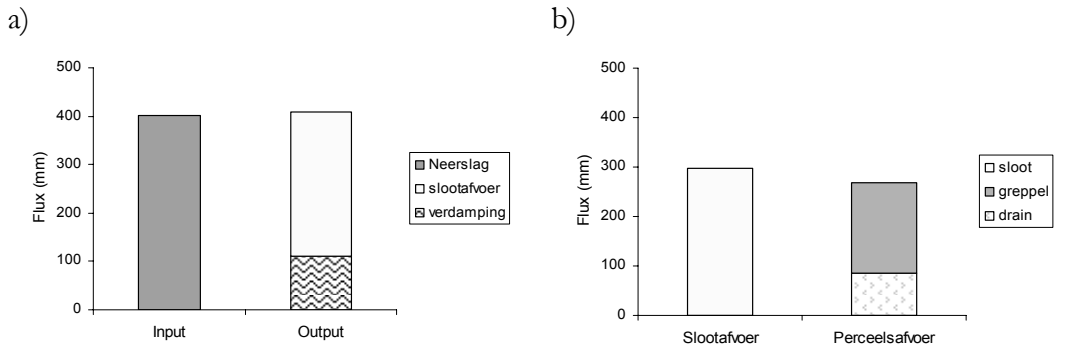
De aan- en afvoer cijfers voor stikstof en vooral voor fosfor verschillen enigszins voor de beide meetvelden (Tabel 5). Deze verschillen worden grotendeels veroorzaakt door het feit dat veld 2 minder fosfaatkunstmest ontvangt sinds 2000 in het kader van een fosfaatproef (Reijneveld, 2001). Daarnaast zijn er incidentele verschillen in beweiding tussen de verschillende percelen op het meetveld. Door deze verschillen is het stikstofoverschot op veld 1 iets lager dan op veld 2. Het fosforoverschot is op veld 1 18 kg P ha^{-1} jr^{-1} hoger dan op veld 2

Tabel 5 Gemiddelde aanvoer en gewasafvoer van stikstof en fosfor op veld 1 en veld 2 in de periode 2002-2004

		Aanvoer					Afvoer (kg/ha)	Overschot (kg/ha)
		Mest (kg/ha)	% kunst-mest	% drijf-mest	% weide-mest	Depositie (kg/ha)		
N	Veld 1	483	32	63	5	34	391	126
	Veld 2	487	32	63	6	34	386	135
P	Veld 1	85	38	61	1	1	57	28
	Veld 2	61	15	84	1	1	53	10

4.2 Waterbalans

De waterbalans van een perceel wordt vooral bepaald door de balans tussen neerslag, verdamping en de afvoer van water via greppels en drains naar de perceelsloot en de aan– en afvoer van water via de bodem naar het diepere grondwater. In de winterperiode is de aanvoer van water meestal groter dan het verlies van water ten gevolge van verdamping en zal het overtollige water worden afgevoerd. In de zomer is het neerslagoverschot vaak negatief door de veel hogere verdamping en is de afvoer van water gering.



Figuur 6 Gemiddelde waterbalans in het winterhalfjaar in de periode 2002 t/m 2005 (a) en de gemiddelde bijdrage van greppels en drains aan de slootafvoer in de winter (b)

Op het meetperceel wordt het neerslagoverschot vooral afgevoerd via greppels- en drains. De aan- en afvoer van water naar het diepe grondwater is waarschijnlijk verwaarloosbaar gezien het hoge lutum (50-60%) en siltgehalte (30-40%). De verzadigde doorlatendheid van de grond is hierdoor zeer gering zoals bleek uit de bodemfysische metingen die op het perceel zijn verricht (3.7 cm d^{-1}). De verwaarloosbare interactie met het grondwater wordt bevestigd door de gemiddelde waterbalans op het perceel in de winter. Gedurende de drie meetjaren was de aanvoer van water in het winterhalfjaar (oktober t/m maart) ongeveer gelijk aan de afvoer via de perceelsloot en het verlies door verdamping (Figuur 6a). De slootafvoer is voor ongeveer 30% afkomstig uit de drains en 60% uit de greppels. De resterende 10% is mogelijk afkomstig van oppervlakkige afvoer vanaf het perceel of de aangrenzende weg.

Slootafvoer

De afvoer van de sloot wordt grotendeels bepaald door het neerslagoverschot. De slootafvoer in de zomer is dan ook laag en varieert tussen de 0 en 28 mm (Tabel 6). In de drie winters lag de slootafvoer tussen de 248 en 324 mm. In de winter van 2002 bedroeg de slootafvoer 248 mm (Tabel 6) en was vrijwel gelijk aan het neerslag-overschot (261 mm). In de nattere winter van 2003 was de slootafvoer hoger (320 mm) dan in 2002. De afvoer was echter duidelijk lager (30 mm) dan het neerslagoverschot (Tabel 6). Dit verschil wordt waarschijnlijk veroorzaakt door berging van water in de bodem na de droge zomer van 2003. Deze veronderstelling wordt bevestigd door het verloop van de slootafvoer en het neerslagoverschot als functie van de tijd in beide winters (Figuur 7). In 2002 volgt na een initiële periode van een maand, de slootafvoer het neerslagoverschot vrij nauwkeurig. In 2003 is er

een duidelijke verschuiving te zien (in tijd en absolute hoeveelheid) tussen het neerslagoverschot en de slootafvoer. In de winter van 2004, die volgt op een relatief natte zomer, start de slootafvoer echter al begin oktober en is de totale afvoer duidelijk hoger (324 mm) dan het neerslagoverschot (262 mm).

Tabel 6 Waterbalans van het meetperceel in Waardenburg[c]

Jaar	Seizoen[a]	Neerslag[b]	Verdamping[b]	Neerslag Overschot	Afvoer (mm)		
		(mm)	(mm)	(mm)	Sloot	Drains	Greppel
2002	Zomer[d]	340	464	-123	0	0	0
	Winter	378	117	261	248	96	147
2003	Zomer	300	599	-298	22	13	20
	Winter	457	105	353	320	89	190
2004	Zomer	447	481	-34	28	9	22
	Winter	373	111	262	324	70	214

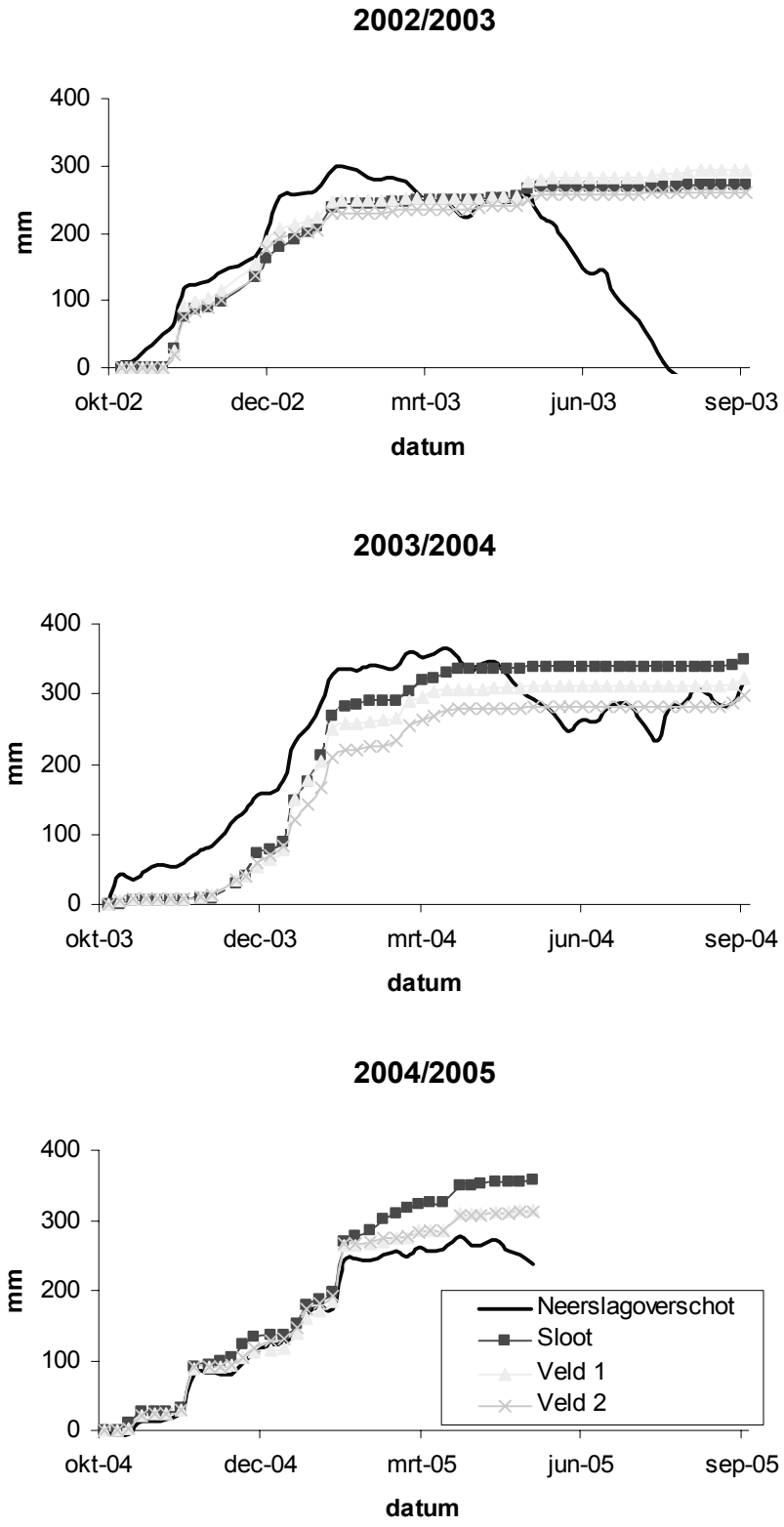
[a] zomer: april t/m september, winter: oktober t/m maart

[b] Neerslag: gemiddelde van KNMI station Geldermalsen en Herwijnen (excl. evt. beregening in de zomer) en referentie (Makkink) gewasverdamping (KNMI station Herwijnen).

[c] Bij de bovenstaande waterbalansen is geen rekening gehouden met beregening in de zomer (72 mm in 2003) en evt. berging van water in het perceel

[d] In de zomer van 2002 is de afvoer alleen gemeten in de periode 1/7 t/m 31/9.

De afvoer van de sloot is in de winter van 2002/2003 vrijwel gelijk aan de afvoer van water vanaf het perceel via de greppels en de drains. In de beide andere winters is de slootafvoer hoger (circa 40 mm) dan de aanvoer via greppels en drains. Deze verschillen ontstaan vooral na vorstperioden en worden mogelijk veroorzaakt door oppervlakkige afstroming van regen of (sneeuw)smeltwater over de nog bevroren ondergrond. De afwijking kan echter ook veroorzaakt zijn door meetfouten in de slootafvoer ten gevolge van bevriezing van apparatuur.

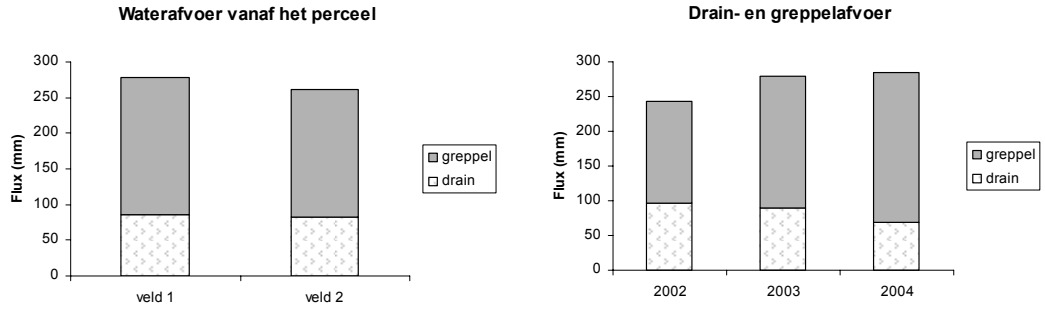


Figuur 7 Neerslagoverschot, slootafvoer en waterafvoer van de twee meetvelden in de drie meetjaren

Greppel- en drainafvoer

Greppels- en drains vormen de dominante drainage-middelen op het meetperceel. Gedurende de drie meetjaren werd ongeveer 30% van het neerslagoverschot afgevoerd door de drains- en 60% door de greppels (zie Figuur 6b). De waterafvoer op veld 1 is 7% hoger dan op veld 2 (Figuur 7 en 8a). Dit verschil wordt vooral veroorzaakt door een hogere greppelafvoer op veld 1. De oorzaak van dit (geringe) verschil is niet geheel duidelijk maar zou veroorzaakt kunnen zijn door een hogere oppervlakkige afstroming op veld 2, waardoor de afvoer via drains en greppels iets lager ligt.

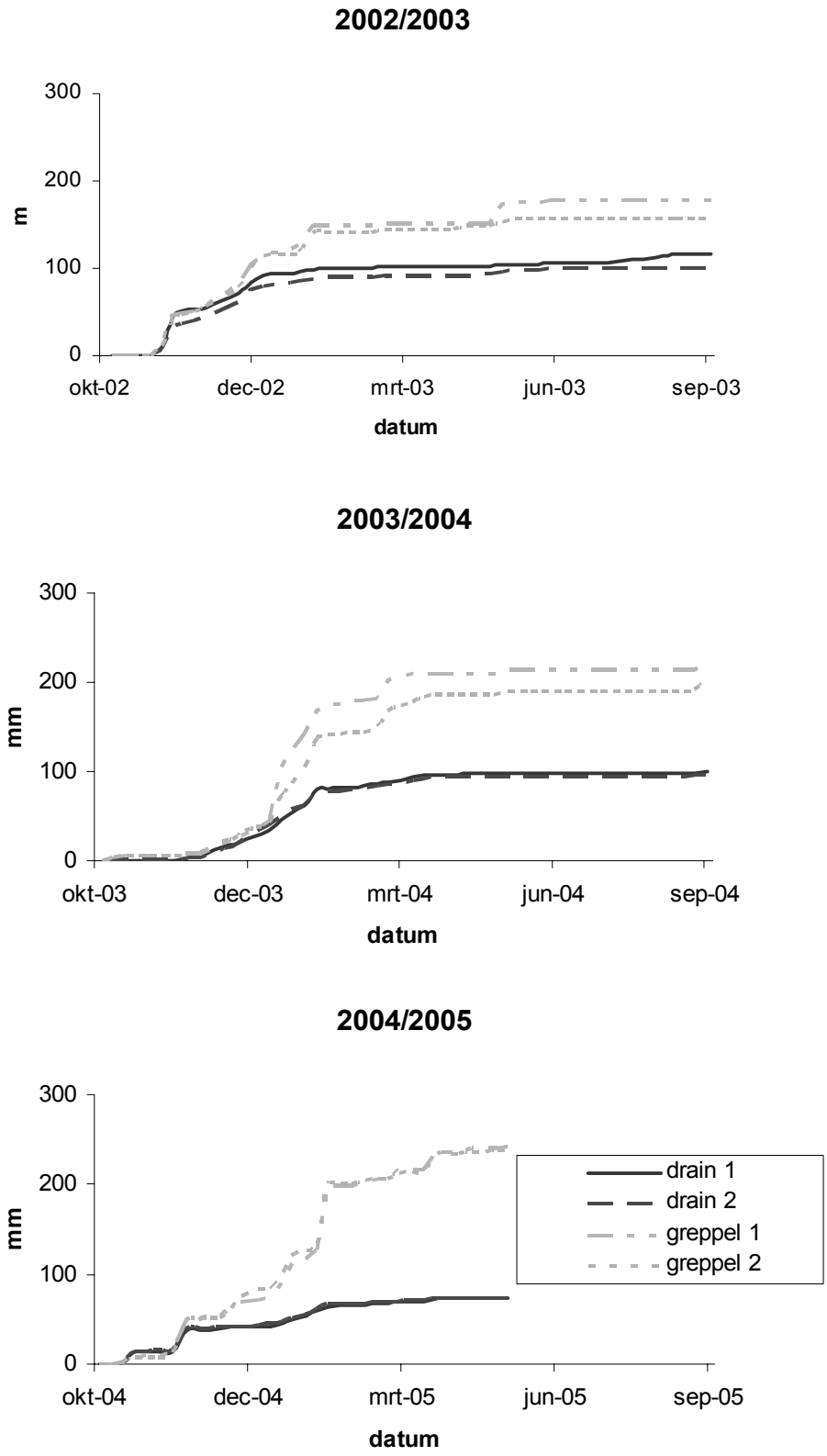
a) b)



Figuur 8 Waterafvoer van het perceel door greppels- en drains, a: gemiddelde afvoer van veld 1 en veld 2, b: afvoer door drains- en greppels in de drie winterhalfjaren

De afvoer door drains en greppels lag in het winterhalfjaar tussen de 244 mm (2002) en 284 mm (2004). In de zomer werd circa 30 mm afgevoerd (Tabel 6), deze afvoer vond vooral in het voorjaar (april, mei) plaats. In de zomer van 2002 zijn de metingen pas in juli gestart en waarschijnlijk is de afvoer mede daardoor nihil. De verschillen in drainafvoer tussen de verschillende jaren is gering (Figuur 8b). In de zomer werd 9-13 mm afgevoerd. In de winter lag in de afvoer in 2002 en 2003 rond de 90 mm, in 2004 was de afvoer lager (70 mm). De greppelafvoer verschilt sterker van jaar tot jaar (244-284 mm) en is gerelateerd aan het neerslagoverschot.

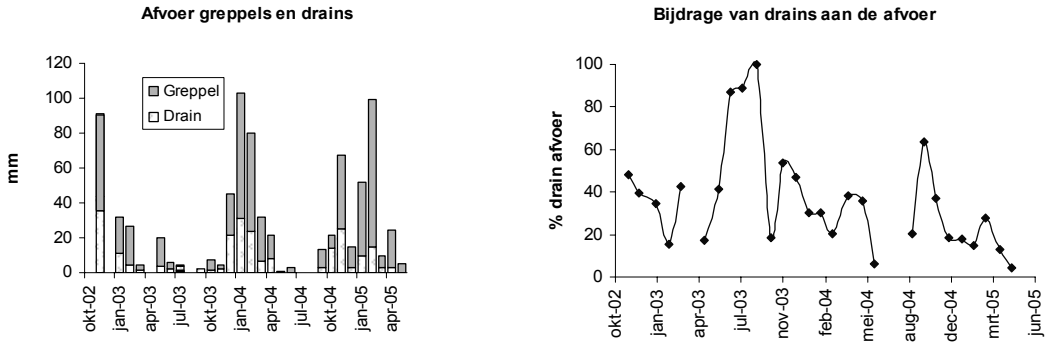
De bijdrage van de drains en de greppels aan de drainage is seizoensafhankelijk. In het zomerhalfjaar is de bijdrage van de drains (34%) aan de afvoer van water gemiddeld iets hoger dan in het winterhalfjaar (32%). De bijdrage van de greppels en de drains aan de totale afvoer is dus vrijwel constant, maar er zijn wel duidelijke verschillen in de seizoenstrends (Figuur 9). In de herfst is de afvoer van water via de greppels en drains vrijwel gelijk. In de loop van de winter neemt de bijdrage van de drains steeds verder af en gaat het aandeel van de greppels overheersen. Dit beeld komt ook duidelijk naar voren in de maandcijfers van de afvoer van drains en greppels (Figuur 10). In de vroege herfst kan de drainafvoer oplopen tot 30-50 mm maand^{-1}, terwijl de maximale drainafvoer in januari - februari daalt tot minder dan 10-15 mm maand^{-1} (Figuur 10a). De percentuele bijdrage van de drains aan de waterafvoer neemt af van 40-60% in de vroege herfst tot minder dan 10% aan het eind van de winter (Figuur 10b). In de droge zomer van 2003 domineert de afvoer via de drains. In de veel natter zomer van 2004 is de bijdrage van de drains veel geringer.



Figuur 9 Afvoer door drains en greppels op beide velden tijdens de drie meetjaren

Het boven omschreven seizoenspatroon wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het ontstaan en verdwijnen van krimpscheuren in de zware kleigrond. In de zomer en het vroege najaar, wanneer krimpscheuren aanwezig zijn, kunnen de drains een flinke bijdrage leveren aan de waterafvoer. In de loop van de winter zwellen de scheuren dicht en daalt de doorlatendheid van de bodem langzaam waardoor minder water de drains kan bereiken. In de natte zomer van 2004 is de aanwezigheid van krimpscheuren gering en blijft de bijdrage van drains relatief klein ten opzichte van 2003.

a) b)



Figuur 10 Maandelijkse afvoer van drains en greppels gedurende de meetperiode (a) en het percentuele aandeel van drains aan de afvoer

4.3 Uit- en afspoeling van nutriënten

4.3.1 Vrachten

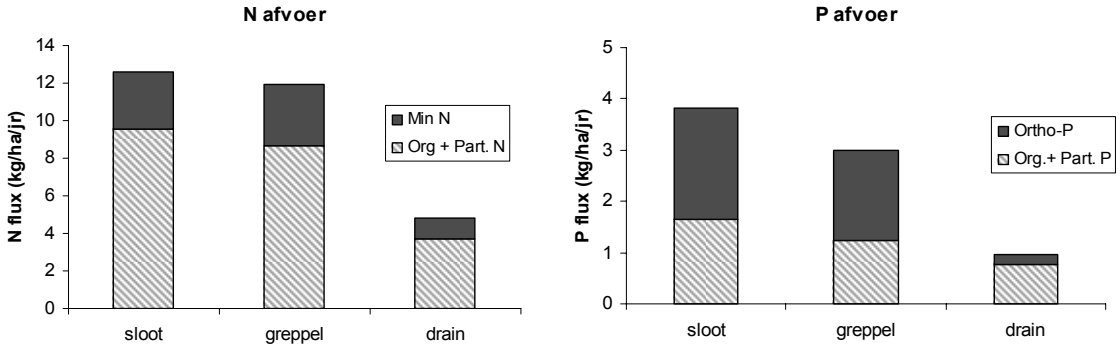
Gemiddelde jaarlijkse afvoer van nutriënten door sloot, greppels en drains

De afvoer van water vanaf het perceel gaat gepaard met verliezen van nutriënten. Uit metingen van de waterafvoer en de concentraties blijkt dat de perceelsloot jaarlijks gemiddeld 13 kg stikstof en 4 kg fosfor afvoert (Figuur 11). De stikstofafvoer bestaat voor ruim 75% uit organisch en colloïdaal N, bij fosfor is het aandeel organisch en colloïdaal materiaal 52%. De minerale stikstof is voor 53% in de vorm van NO_3 aanwezig en het resterende deel als NH_4.

De slootafvoer wordt bepaald door de aanvoer van nutriënten via greppels en drains. De greppels voeren jaarlijks 12 en de drains 5 kg N ha^{-1} jr^{-1} af naar de perceelsloot. Ook bij de greppel- en drainafvoer ligt het aandeel van organisch en colloïdaal/particulair stikstof rond de 75%. Het minerale deel van de stikstof afvoer bestaat in de greppels voor 59% uit NO_3-N en bij de drains is 72% NO_3-N, door de jaar-tot-jaar fluctuaties in het aandeel NO_3 zijn deze verschillen echter niet significant ($\alpha = 0.05$).

De fosfor afvoer door greppels en drains bedraagt resp. 3 en 1 kg P ha^{-1} jr^{-1}. De greppelafvoer bevat gemiddeld 50% organisch en particulair/colloïdaal materiaal, voor de drains ligt het percentage organisch en particulair/colloïdaal materiaal hoger

(75%). Ook deze verschillen zijn door de sterke temporele variatie in het aandeel organisch P niet significant.



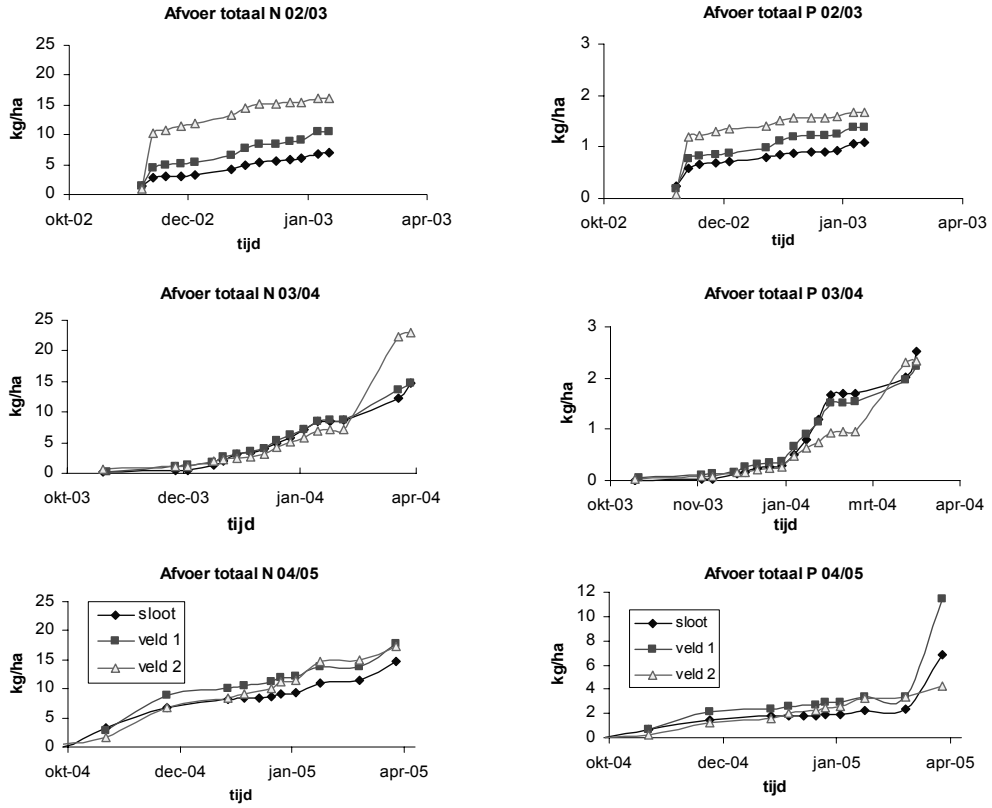
Figuur 11 Gemiddelde jaarlijkse afvoer van minerale en organisch en partculair/colloidaal stikstof en fosfor van sloot, greppels en drains gedurende de drie meetjaren

Tabel 7 Jaarlijkse afvoer van stikstof en fosfor (kg ha-1) via de sloot, drains en greppels

	Jaar[a]	Drains		Greppels		Drains + Greppels	Sloot
		Gem.[c]	Stdev.[c]	Gem.[c]	Stdev.[c]		
Totaal N	02/03	4.4	1.4	9.0	5.3	13.3	6.9
	03/04	3.6	1.2	15.2	7.1	18.9	14.8
	04/05	6.6	1.4	11.6	1.5	18.2	16.1
	Gem.	4.9		12.0		16.8	12.6
Organisch N	02/03	3.4	1.2	7.6	5.0	10.9	5.7
	03/04	2.5	0.8	8.5	3.3	11.0	9.3
	04/05	5.1	0.7	10.0	1.1	15.1	13.7
	Gem.	3.7		8.7		12.4	9.6
Totaal P	02/03	0.4	0.2	1.1	0.4	1.5	1.1
	03/04	0.4	0.2	1.9	0.3	2.3	2.5
	04/05	2.1	0.6	6.0	5.8	8.0	7.9
	Gem.	1.0		3.0		4.0	3.8
Organisch + Particulair/ colloïdaal. P[b]	02/03	0.3	0.2	0.9	0.6	1.3	0.7
	03/04	0.2	0.1	0.6	0.3	0.9	1.4
	04/05	1.8	0.8	2.1	0.8	3.9	2.9
	Gem.	0.8		1.2		2.0	1.6

[a] Afvoer van april t/m maart,[b] Organisch + particulair/colloïdaal N/P = verschil tussen Totaal-N/P en NO_3 + NH_4 resp. ortho-P (< 0.45 μm),[c] Gemiddelde en standaardafwijking van de twee velden

De afvoer van stikstof door de sloot is gemiddeld 4 kg ha^{-1} jr^{-1} lager dan de aanvoer via greppels en drains. De retentie van stikstof bedraagt gemiddeld 27%. De stikstofverliezen in de sloot worden voor 30% veroorzaakt door het verlies van NO_3 (1.3 kg ha^{-1} jr^{-1}, 43% van de NO_3 aanvoer). Deze verliezen worden mogelijk veroorzaakt door denitrificatie in de sloot. De resterende verliezen van stikstof in de sloot treden op door een afname van organisch en particulair/colloïdaal N (2.8 kg ha^{-1} jr^{-1}, 25% van de aanvoer). De retentie van fosfor in de sloot is zeer gering (0.1 kg ha^{-1} jr^{-1}) en is vooral te danken aan de vastlegging van organisch en particulair/colloïdaal P (gem. 0.3 kg ha^{-1} jr^{-1}). De afvoer van ortho-P door de sloot is daarentegen iets hoger dan de aanvoer van ortho-P door greppels en drains.

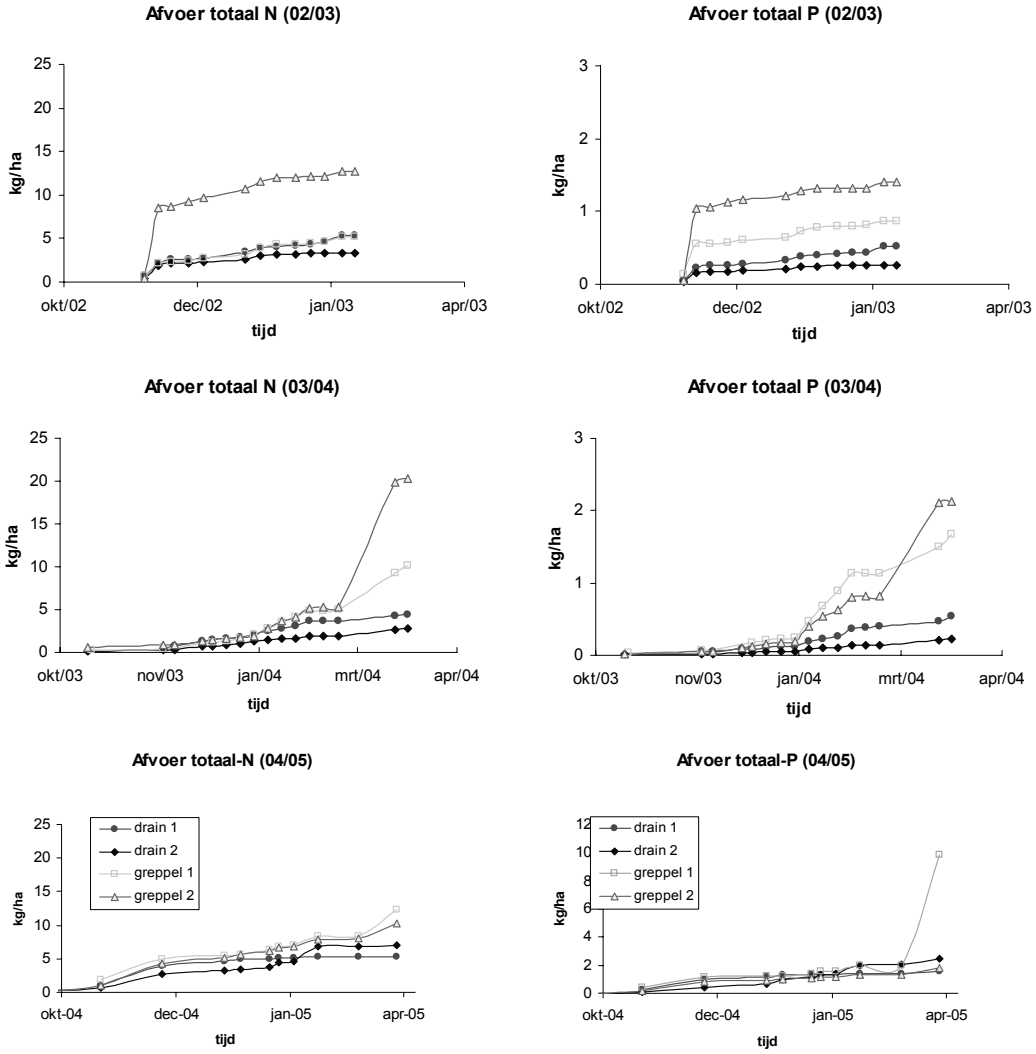


Figuur 12 Afvoer van N en P vanaf veld 1, veld 2 en de perceelsloot tijdens het uitspoelingseizoen 02/03, 03/04 en 04/05. NB: de schaal avn de Y-as in 2004/2005 wijkt voor P af van die in de beide andere meetjaren

De afvoer van N en P vanaf meetveld 1 en 2 en vanuit de perceelsloot varieert aanzienlijk van jaar tot jaar (Figuur 12, Tabel 7). Deze verschillen worden voor een deel veroorzaakt door verschillen in het totale neerslagoverschot tussen de verschillende jaren (Tabel 6). De afvoer van stikstof en fosfor was het laagst in het uitspoelingseizoen 2002/2003 wat samenviel met een duidelijk lagere waterafvoer (ruim 20% lager) en een korter uitspoelingseizoen dan in de beide andere jaren. Vooral de lengte van het uitspoelingseizoen heeft een sterke invloed op de gemeten N- en P- verliezen. In 2003/2004 zijn tot en met februari de verliezen door uitspoeling vrijwel gelijk aan de verliezen in 2002/2003. De grote verschillen tussen beide jaren ontstaan in maart 2004 wanneer direct na bemesting afvoer van water plaats vindt en aanzienlijke verliezen van N en P worden vastgesteld. In 2004/2005 is zowel het neerslagoverschot als de stikstofafvoer ongeveer even hoog als in 2003/2004. Een belangrijk verschil is echter de veel hogere N en P verliezen in de herfst van 2004. In deze periode vond in 2003 geen afvoer plaats door de voorafgaande lange droge zomer. In het voorjaar van 2005 vond wederom een afvoerpiek plaats in maart direct na bemesting.

Bijdrage van greppels en drains aan de nutriëntenverliezen

Om meer inzicht te krijgen in de waargenomen variatie van de jaarlijkse verliezen is inzicht nodig in de herkomst van de nutriënten en de dynamiek in de afvoer gedurende het uitspoelingseizoen.



Figuur 13 Afvoer van stikstof en fosfor door drains en greppels op beide velden in de drie meetjaren. NB: de schaal avn de Y-as in 2004/2005 wijkt voor P af van die in de beide andere meetjaren

De afvoer van stikstof en fosfor via greppels en drains volgt in grote lijnen hetzelfde patroon als de afvoer van water vanaf het perceel. Op het meetperceel wordt tijdens de drie meetjaren ongeveer 70% van de stikstof en 75% van de fosfor afgevoerd door de greppels (Tabel 7). De resterende afvoer vindt plaats door middel van drains. Deze percentages zijn vergelijkbaar met de bijdrage van de drains (32%) en greppels aan de waterafvoer. In de herfst is de afvoer van nutriënten door greppels en drains vrijwel gelijk. In de loop van de winter en voorjaar, als de waterafvoer door de greppels gaat domineren, stijgt het aandeel van de greppels aan de nutriënten-verliezen (Figuur 13).

De concentraties van N en P in de drains zijn vrij stabiel in de tijd. De verschillen in N en P in de drainafvoer van beide percelen is dan ook klein (zie standaard deviatie Tabel 7). De verschillen tussen de drie meetjaren zijn dan ook vrij beperkt. De N- en P- afvoer via de drains in 02/03 en 03/04 is vrijwel gelijk. In 04/05 is de drainafvoer

duidelijk hoger. Dit wordt veroorzaakt door een aanzienlijke waterafvoer door de drains in oktober en november 2004 gecombineerd met de relatief hoge concentraties van N en P in het drainwater aan het einde van het groeiseizoen (zie ook 4.3.2).

De afvoer van N en P door de greppels wordt sterk bepaald door het optreden van incidenten. Piekafvoeren van N en P in het voorjaar hebben een sterke invloed op de jaarlijkse stikstof- en fosforverliezen. Deze piekafvoeren treden op wanneer kort na de bemesting een flinke hoeveelheid neerslag valt. In 2004 is op 9 maart dierlijke mest uitgereden en op 18 maart (N) kunstmest toegediend. In de periode van 8 tot 23 maart viel 26 mm neerslag wat leidde tot een totale afvoer van 21 mm. In deze periode heeft een afvoer van 14.5 kg N ha^{-1} en 1.3 kg P ha^{-1} plaats gevonden op veld 2, dit is resp. 72% en 60% van de totale afvoer van deze greppel in 2004. De greppelafvoer op veld 1 is in deze periode ook hoog (4.4 kg N ha^{-1}, 43% en 0.4 kg P ha^{-1}, 22% van de jaarafvoer) maar veel lager dan de greppelafvoer van veld 2. In 2005 vond een soortgelijk incident plaats. Op 23 maart wordt drijfmest toegediend en op 25 maart P-kunstmest. In de week van de bemesting valt 18 mm neerslag wat leidt tot een waterafvoer van 9 mm via greppels en drains. Met het water werd 3.9 kg N (31% van de jaarafvoer) en 7.9 kg P (78% van de jaarafvoer) afgevoerd door de greppel van veld 1. Ook de afvoer door de greppel van veld 2 was hoog (2.25 kg N ha^{-1}, 21% en 0.5 kg P, 25% van de jaarafvoer) maar veel lager dan bij veld 1. Deze afvoerpieken volgen op een bemesting met drijfmest op 23 maart en met P-kunstmest op 25 maart. Bemesting met fosfaatkunstmest verklaart de hoge fosfaat afvoer op veld 1 waar extra fosfaatkunstmest is gegeven. In 2002 is een piek in de stikstof en fosforafvoer in het najaar waargenomen bij de greppelafvoer van veld 2. In de week van 7 tot 13 november werd volgens de metingen 8 kg N en 1 kg P afgevoerd. Deze hoge afvoer werd vooral veroorzaakt door hogere organische stikstof en fosfor concentraties in de greppelafvoer. Een verklaring voor deze hoge concentraties is niet direct te geven en mogelijk berusten deze cijfers op een vervuild monster. Indien deze meting buiten beschouwing wordt gelaten is de jaarlijkse stikstof afvoer van greppel 2 in dat jaar vrijwel gelijk aan die van greppel 1 (6.1 kg ha^{-1} jr^{-1} vs. 5.2 kg ha^{-1} jr^{-1}), de fosforafvoer van greppel 2 zou iets lager zijn dan die van greppel 1 (0.5 vs. 0.9 kg ha^{-1} jr^{-1}). Op de gemiddelde afvoer over de hele meetperiode heeft deze mogelijke fout weinig invloed.

Verschillen in nutriëntenafvoer tussen de beide meetvelden

De afvoer van stikstof van veld 1 was gemiddeld lager (15 kg N ha^{-1} jr^{-1}) dan van veld 2 (19 kg N ha^{-1} jr^{-1}). De hogere afvoer van veld 2 wordt vooral veroorzaakt door een hogere stikstofafvoer door de greppels in 2002/2003 en 2003/2004, terwijl in 2004/2005 de afvoer gelijk was. Deze verschillen zijn grotendeels gekoppeld aan de bemesting (zie boven). Het verschil in afvoer tussen beide velden blijkt niet significant te zijn en berust veelal op incidentele verschillen in de concentraties in de afvoer van beide greppels.

Verwacht mag worden dat verschillen in nutriënten afvoer tussen de beide velden met name tot uitdrukking komen bij fosfor omdat op veld 1 het fosforoverschot 18 kg ha^{-1} $jaar^{-1}$ hoger is dan op veld 2. Het blijkt dat de afvoer van veld 1 inderdaad

hoger (5.1 kg ha^{-1} jr^{-1}) is dan van veld 2 (2.8 kg ha^{-1} jr^{-1}). Dit verschil is echter niet significant en wordt vrijwel volledig bepaald door de hoge concentraties in de drain- en greppelafvoer in maart 2005. De hogere bemesting op veld 1 geeft dus vooral aanleiding tot een hoger risico op incidentele verliezen van fosfor door het direct uitspoelen van meststoffen. Indien incidenten uitblijven wordt de extra fosfaat-bemesting goed vastgelegd in de bodem en geeft op dit moment geen aanleiding tot een verhoogde uitspoeling.

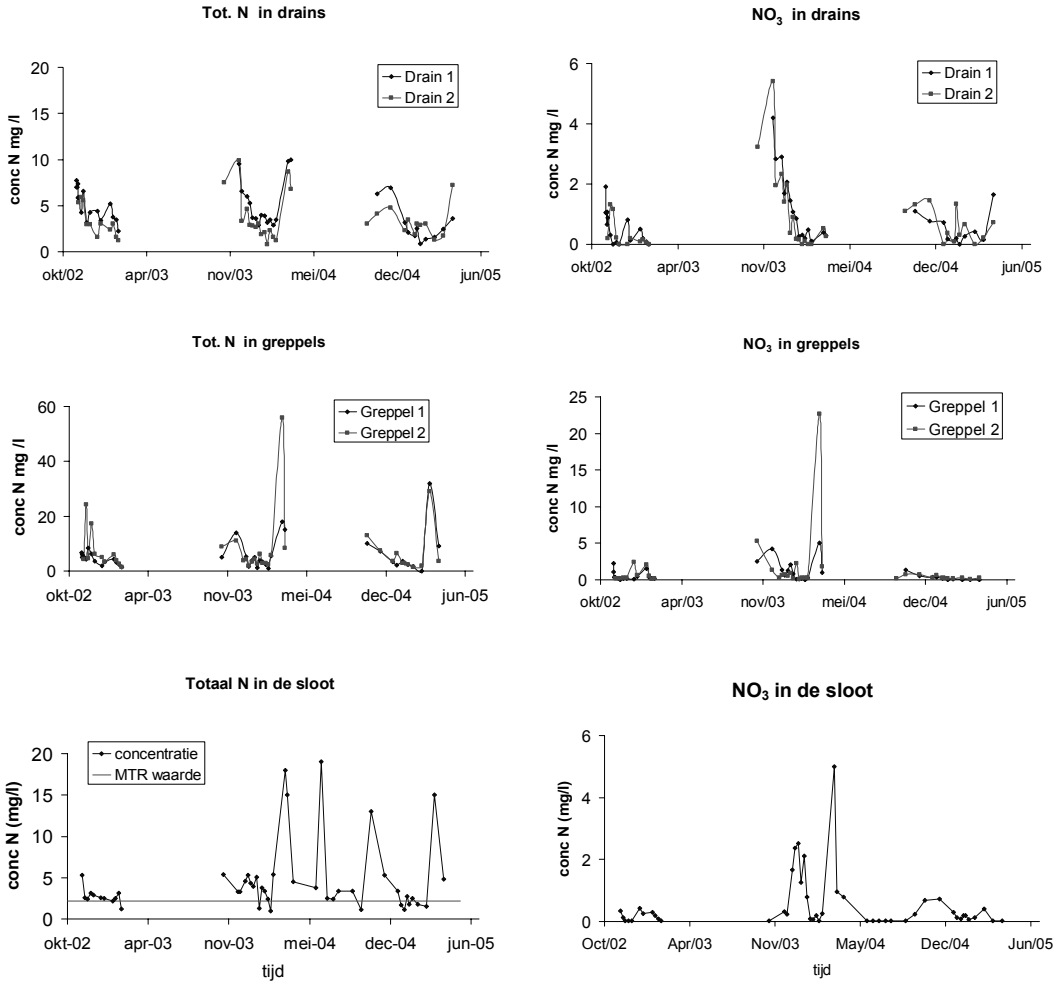
4.3.2 Concentraties

Stikstofconcentraties in drains, greppels en sloot

De concentraties van stikstof en fosfor in drains, greppels en sloot vertonen een duidelijk seizoenspatroon: in de herfst, aan het begin van het uitspoelingseizoen zijn de concentraties het hoogst, in de loop van de winter dalen de concentraties geleidelijk, waarna de concentraties in het voorjaar weer (plotseling) stijgen nadat de eerste bemesting heeft plaats gevonden (Figuur 14 en 16).

De totaal N concentraties in de drains liggen in het najaar tussen de 5 en 10 mg l^{-1} en dalen in de winter tot waarden beneden de 1.5 mg l^{-1} (Figuur 14). In 2004 en 2005 treedt eind maart een plotselinge stikstofpiek op (circa 10 mg l^{-1}) die waarschijnlijk veroorzaakt wordt door de voorjaarsbemesting. De piek in 2004 werd geregistreerd in de periode van 8-23 maart nadat op 9 maart drijfmest was uitgereden en op 18 maart N-kunstmest is toegediend. De nitraatconcentraties in de drains volgen een zelfde patroon als de totaal-N concentraties maar de voorjaarspiek is over het algemeen minder geprononceerd. De afname van de concentraties van nitraat in de drains gedurende het uitspoelingseizoen blijkt niet of nauwelijks gerelateerd te zijn aan de hoeveelheid Nmin in de bodem op de diepte (60-80 cm) van de drains maar wel enig verband te vertonen met het Nmin gehalte in de bovenste 20 cm van het bodemprofiel (Figuur 15). Dit laatste bevestigt het mogelijke belang van krimpscheuren in de nutriëntenverliezen naar de drains.

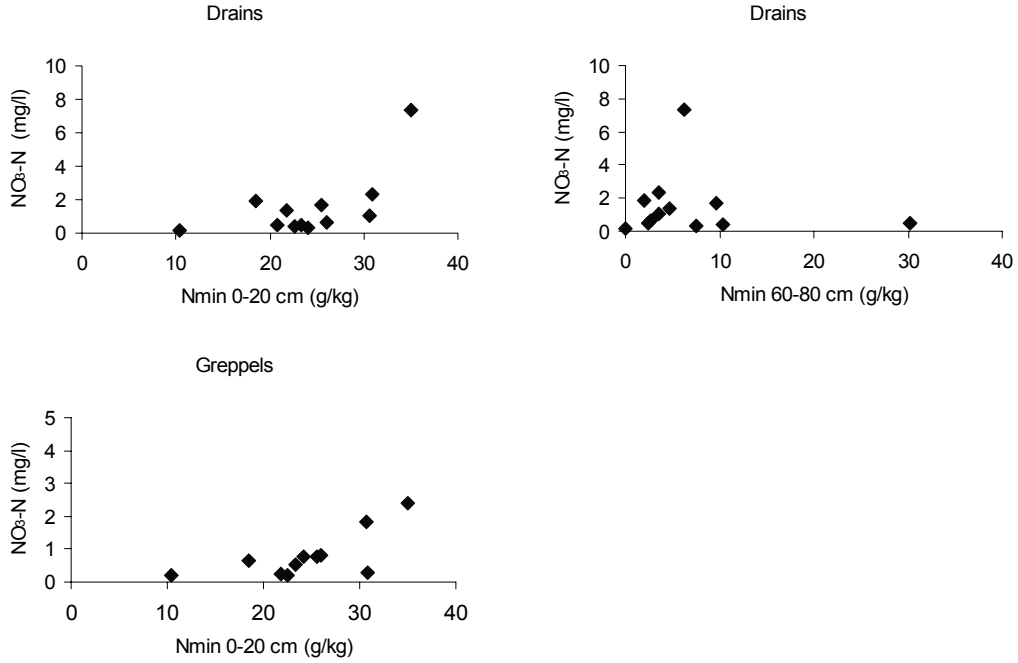
Het concentratieverloop in de greppels is vergelijkbaar met de drains, de concentraties zijn echter over het algemeen wat hoger en de pieken zijn hoger. De totaal N concentraties zijn relatief hoog (10-20 mg l^{-1}) aan het begin van het uitspoelingseizoen en dalen geleidelijk naar waarden rond de 5 mg l^{-1}. De NO_3-N concentraties in de greppels zijn over algemeen relatief laag en lopen uiteen van maximaal 5 mg l^{-1} in de vroege herfst tot minder dan 0.2 mg l^{-1} aan het einde van de winterperiode. De afname van de nitraatconcentraties gedurende het uitspoelings-seizoen zijn gerelateerd aan een afname van Nmin in de bovengrond (Figuur 15).



Figuur 14 Totaal N en NO_3-N concentraties (mg N l^{-1}) in de drains, greppels en perceelssloot

In de greppels treden, net als in de drains, hoge stikstofpieken op in het voorjaar. De hoogte van deze pieken varieert soms sterk tussen de beide greppels. In het voorjaar van 2004 wordt in greppel 1 een totaal N concentratie gemeten van 56 mg l^{-1} terwijl deze in greppel 2 slechts 18 mg l^{-1} bedraagt. Het aandeel van NO_3-N ligt tussen de 27% (greppel 2) en de 40% (greppel 1). In 2005 loopt de totaal N concentratie na de voorjaarsbemesting in beide greppels op tot circa 30 mg l^{-1}. De NO_3-N concentratie vertoont geen piek in 2005. De totaal stikstof en de NO_3-N concentraties in de sloot volgen het concentratie patroon van de drains en de greppels. In de winter liggen de totaal-N concentraties rond de MTR waarden van 2.2 mg l^{-1}. De concentraties in voor- en najaar kunnen oplopen tot 20 mg l^{-1}. De concentraties in het slootwater zijn ook gemeten in de zomer van 2004 op een tijdstip dat de aanvoer van water via de greppels en drains en de afvoer van slootwater verwaarloosbaar klein is. Uit deze metingen blijkt dat de totaal-N en NO_3-N concentraties in de sloot na de voorjaarspiek geleidelijk dalen en vervolgens rond de MTR-waarde blijven tot dat de najaarsafvoer begint. Een uitzondering vormt de totaal-N piek in de week van 21 juni. In deze week werden ook een piek in de totaal-P en ortho-P concentraties waargenomen. De oorzaak van deze piek is niet duidelijk. Hoge concentraties van

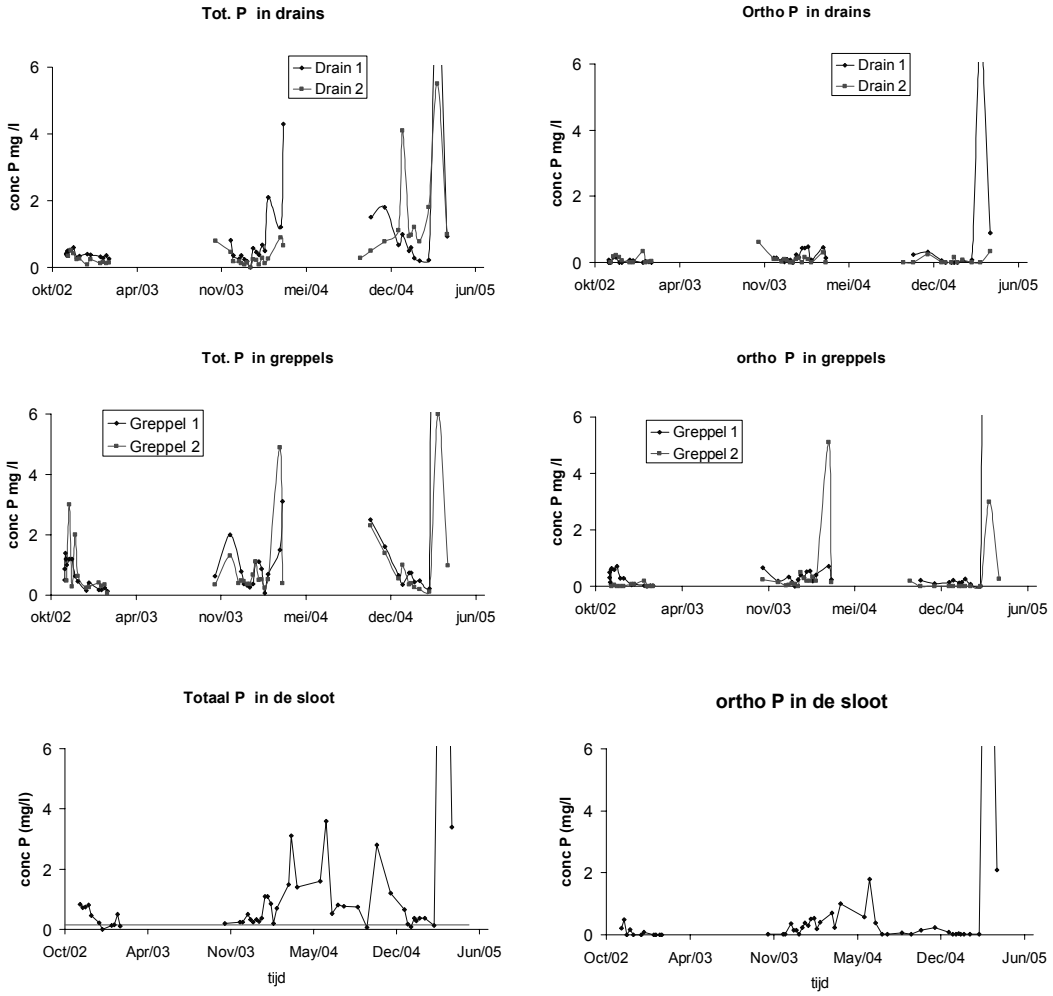
zowel stikstof als fosfor duiden meestal op een bemesting met dierlijke mest of beweiding. In deze periode is het perceel niet beweid en de laatste drijfmest is op 7 mei op het perceel uitgereden daarna is alleen nog met stikstof kunstmest bemest op 18 mei en op 25 juni. Het is dus niet waarschijnlijk dat deze piek in N en P concentraties door bemesting wordt veroorzaakt.



Figuur 15 Maandgemiddelde fluxgewogen NO_3-N concnetraties (mg l^1) in de drains en greppels in relatie tot het N_{min} gehalte van de bovengrond (0-20 cm) van de bodem en de ondergrond (60-60 cm)

Fosfor concentraties in drains, greppels en sloot

De totaal-P concentraties in de drains tonen een vergelijkbare patroon als bij stikstof, de temporele variatie in totaal-P concentraties is echter beduidend geringer doordat fosfaat veel sterker gebonden wordt in de bodem dan stikstof. In de herfst zijn de totaal-P concentraties in de drains iets hoger (0.5-1 mg l^{-1}) dan later in de winter (0.1-0.2 mg l^{-1}). De ortho-P concentraties zijn over het algemeen laag en liggen rond de 0.2 mg l^{-1} in het vroege voor- en najaar en rond de 0.05 mg l^{-1} in de winter.



Figuur 16 Totaal P en ortho-P concentraties (mg N l-1) in de drains, greppels en perceelsloot. Voor de piekconcentraties in 2005 zie tekst

Net als bij stikstof treden bij fosfor duidelijke voorjaarspieken op in de drainconcentraties in maart 2004 en 2005. In maart 2004 en 2005 zijn de totaal-P concentraties in drain 1 duidelijk hoger zijn (4 en 9 mg l^{-1}) dan in drain 2 (1 en 6 mg l^{-1}). Voor ortho-P, totaal-N en NO_3-N werden in 2004 geen verschillen tussen beide drains gevonden. In 2005 daarentegen vielen de hoge totaal-P concentraties in drain 1 samen met een zeer hoge ortho-P concentratie (6.7 mg l^{-1}) terwijl in drain 2 de ortho-P concentratie laag bleef. Deze hoge piek op veld 1 valt samen met de toediening van P-kunstmest op dit perceel.

De concentraties van totaal-P in de greppels liggen rond de 2-3 mg l^{-1} in het najaar en dalen in de winter naar waarden van 0.1-0.2 mg l^{-1}. De voorjaarspieken van totaal-P zijn zowel in 2004 maar vooral in 2005 duidelijk aanwezig. In 2004 is de piek concentratie in greppel 2 (5 mg l^{-1}) duidelijk hoger dan in greppel 1 (3 mg l^{-1}). De sterke piek valt samen met een sterke ortho-P, NO_3-N en totaal-N piek in greppel 2. In 2005 is de voorjaarspiek van fosfor in greppel 1 extreem hoog (64 mg l^{-1} totaal-P en 56 mg l^{-1} ortho-P) vergeleken met greppel 2 (6 mg l^{-1} totaal-P en 3 mg l^{-1} ortho-P),

ten gevolge van de toediening van extra kunstmest op veld 1. In 2005 werden echter geen verschillen in totaal-N concentraties tussen de beide greppels waargenomen en ook geen verhoogde NO_3-N concentraties gemeten.

De totaal fosforconcentraties vertonen in de greppels een veel sterkere dynamiek dan in de drains. Dit is in veel mindere mate het geval voor de ortho-P concentraties in de greppels. Deze verschillen in dynamiek kunnen goed verklaard worden door de binding van fosfaat aan de bodem en het verschil in verblijftijd van het water van de greppels en de drains. Ortho-P wordt sterk gebonden in de kleigrond in Waardenburg waardoor de drain- en greppelconcentraties relatief stabiel zijn. Bij organisch P is de binding geringer waardoor de totaal-P concentraties in de drain en met name in de greppels meer variëren.

De totaal-P concentraties in het slootwater vertonen in grote lijnen hetzelfde patroon als de totaal-N concentraties. Opmerkelijke uitzondering is het uitspoelingseizoen 2003/2004. In de herfst is de totaal-P concentratie relatief gering en in januari - februari is de concentratie duidelijk hoger, dit in tegenstelling tot de andere jaren waarin de hoogste concentraties aan het begin van het uitspoelingseizoen worden gemeten. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door de lage waterfluxen in het najaar van 2003 en het optreden van relatief hoge concentraties in de greppelafvoer in januari en februari. Na de piek in maart 2004 blijven tot eind juni de totaal-P en ortho-P concentraties in de sloot relatief hoog ten opzichte van de totaal-N concentraties. Mogelijk houdt dit verband met het toedienen van fosfaatkunstmest eind maart dat ondanks de geringe afvoer leidt tot verhoogde slootconcentraties.

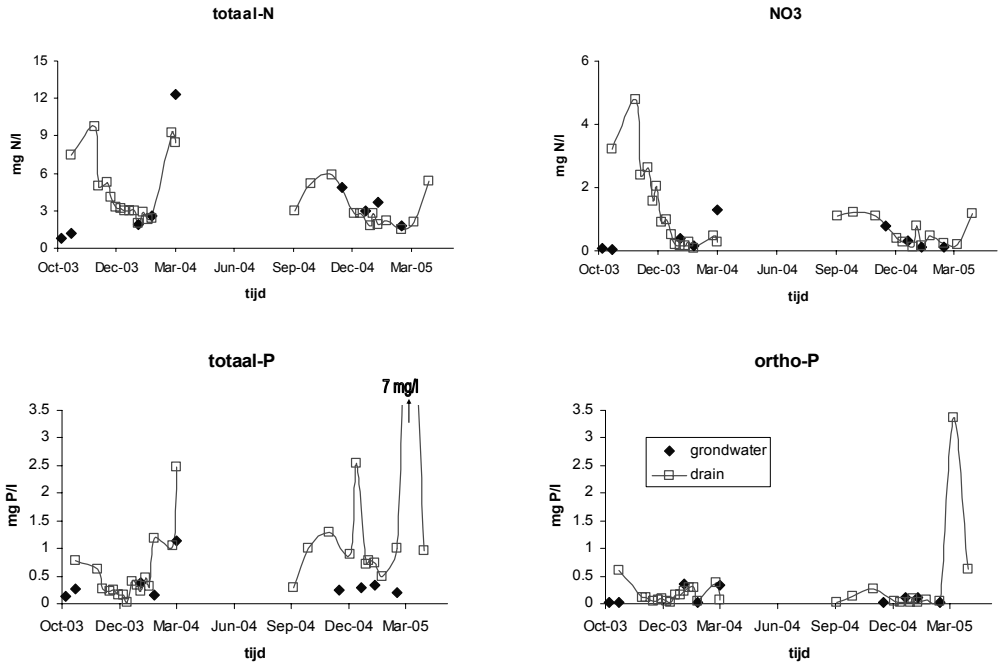
Concentraties in het grondwater

In de winter van 2003-2004 en 2004-2005 zijn maandelijks de concentraties in het grondwater gemeten in vaste buizen op een diepte van 40-70 cm (Figuur 17). De gemiddelde stikstofconcentratie in het grondwater bedraagt 3.6 mg l^{-1}, de fosforconcentratie is gemiddeld 0.35 mg l^{-1}. Deze gemiddelde concentraties liggen in dezelfde orde van grootte als de fluxgewogen concentraties in de drains (Tabel 8), die op een diepte van circa 40- 80cm beneden maaiveld liggen.

De hoogte en de temporele dynamiek van de NO_3-N en de totaal-N concentraties in de drains is in de winter van 2004-2005 vrijwel gelijk aan die in het grondwater (Figuur 17). In de winter van 2003-2004 liggen de concentraties in de drains tot februari beduidend hoger dan de concentraties in het grondwater. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door snel transport van stikstof via krimpscheuren naar de drains. De sterke rol van krimpscheuren aan de afvoer naar de drains in 2003 wordt bevestigd door de verschillen in de bijdrage van de drains aan de waterafvoer in het najaar van 2003 en 2004 (H 4.2). In 2003 werd meer dan de helft van het neerslagoverschot afgevoerd door de drains terwijl dit in 2004 rond de 20% lag (Figuur 10).

De totaal–P concentraties in het grondwater vertonen een minder goede overeenkomst met de concentraties in de drains dan voor stikstof het geval is. De totaal-P concentraties in het grondwater komen in 2003/2004 nog redelijk overeen

met de gemeten waarden in de drains. Ook hier zien we echter weer duidelijk hogere totaal-P concentraties in de drains in de herfst van 2003. In de winter van 2004-2005 zijn de concentraties in de drains echter duidelijk hoger dan de concentraties in het grondwater. Deze verschillen worden sterk bepaald door de afwijkende (vrij hoog en stijgend gedurende de winter) totaal-P concentraties van drain 2 in 2004-2005. De ortho-P concentraties in het grondwater liggen, met uitzondering van het najaar van 2003, wel op hetzelfde niveau als de concentraties in de drains.



Figuur 17 Totaal-N, NO_3-N, totaal-P en ortho-P concentraties in het grondwater en de drains in de periode oktober 2003 tot en maart 2004

Fluxgewogen jaargemiddelde concentraties

Om een beeld te geven van de gemiddelde concentraties van het effluent in de verschillende drainagemiddelen is gebruik gemaakt van fluxgewogen concentraties. Fluxgewogen jaargemiddelde concentraties worden berekend door de stofflux te delen door de waterflux. Het voordeel van het gebruik van fluxgewogen concentraties ipv. gemiddelde concentraties is dat een beter beeld verkregen wordt van de gemiddelde concentratie waarmee de perceelssloot resp. de hoofdwatergangen belast worden doordat de waarde niet verstoord word door (afwijkende) concentraties tijdens perioden met lage waterafvoer.

De fluxgewogen jaargemiddelde concentraties van de drains zijn over het algemeen iets lager dan die in de greppels (Tabel 8). Deze verschillen zijn het duidelijks zichtbaar voor ortho-P dat sterk aan de bodem wordt gebonden en waarvan de concentraties in de ondergrond laag zijn. Verschillen in de jaargemiddelde concentraties voor de meer mobiele stoffen (organisch P en stikstof) zijn veel geringer. De gemiddelde fluxgewogen concentraties van de drain- en greppelafvoer bedragen circa 6 mg l^{-1} N en 1-2 mg l^{-1} P en overstijgen ruimschoots de MTR

waarden voor het zomergemiddelde voor stagnante wateren (2.2 mg l^{-1} N en 0.15 mg l^{-1} P).

De fluxgewogen jaargemiddelde slootconcentraties van totaal-N en NO_3-N in het slootwater liggen duidelijk lager dan de concentraties van de drains- en greppels ten gevolge van denitrificatie, afbraak en/of vastlegging van organisch en particulair/colloïdaal N (Tabel 8). De fosforconcentraties in de sloot liggen tussen de concentraties in drain- en greppelwater in. Voor zowel N als P geldt dat ook in de sloot de MTR waarden ruim worden overschreden.

Tabel 8 Fluxgewogen jaargemiddelde concentraties van totaal N, NO_3-N, NH_4-N, totaal-P en ortho-P (mg l^{-1})

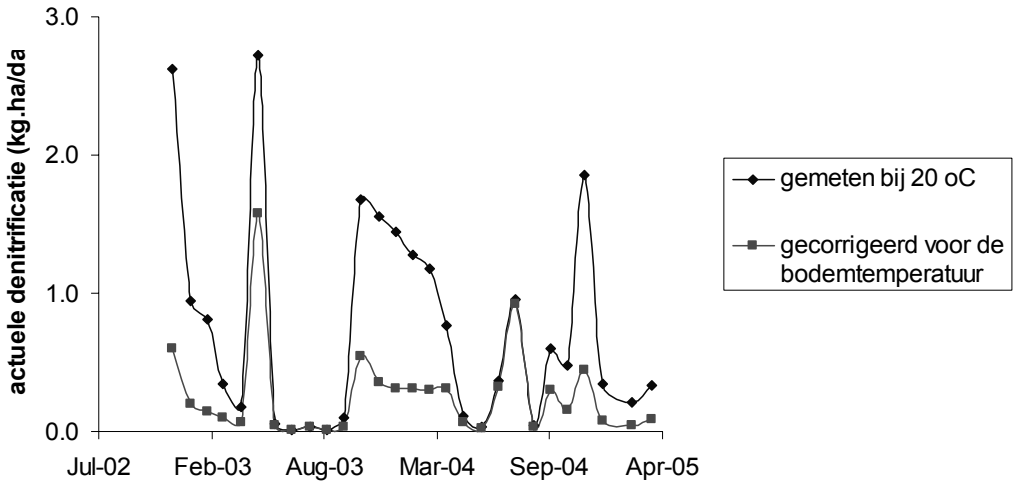
	Jaar	Tot N	NO_3-N	NH_4-N	Tot P	Ortho-P
				(mg l^{-1})		
Drain	2002/2003	4.6 ± 1.1	0.5 ±0.02	0.5 ±0.2	0.4 ±0.2	0.1 ±0.02
	2003/2004	4.0 ± 1.3	0.9 ± 0.4	0.3 ±0.02	0.4 ±0.2	0.2 ±0.1
	2004/2005	8.5 ± 2.0	1.7 ± 0.8	0.2 ±0.2	2.7 ±0.9	0.4 ±0.2
	Gem.	5.6	1.0	0.4	1.1	0.2
Greppel	2002/2003	6.2 ± 4.0	0.6 ± 0.2	0.4 ± 0.1	0.8 ±0.4	0.1 ±0.1
	2003/2004	8.0 ± 4.8	2.6 ± 2.1	0.9 ± 0.3	1.0 ±0.3	0.7 ±0.4
	2004/2005	5.0 ± 0.7	0.3 ± 0.0	0.4 ±0.2	2.6 ±2.6	1.7 ±2.2
	Gem.	6.3	1.2	0.6	1.6	0.9
Sloot	2002/2003	2.8	0.3	0.3	0.4	0.2
	2003/2004	4.6	1.1	0.6	0.8	0.4
	2004/2005	4.4	0.3	0.4	2.2	1.4
	Gem.	4.1	0.6	0.4	1.2	0.7

De fluxgewogen concentraties van de drains- en greppels in de drie meetjaren verschillen aanzienlijk. De concentraties van de afvoer van de drains bedroeg in de eerste twee jaar circa 4 mg l^{-1} N en 0.4 mg l^{-1} P. In het derde meetjaar waren de concentraties beduidend hoger doordat veel water in de herfst werd afgevoerd wanneer de concentraties in het profiel nog hoog zijn. De concentraties in de greppelafvoer verschillen sterk van jaar tot jaar ten gevolge van incidentele afvoerpieken. De variatie in de slootconcentraties is iets minder groot maar ook hier wordt een duidelijk effect waargenomen van de incidentele nutriënten verliezen door de greppels

4.4 Omzetting en vastlegging van nutriënten

Denitrificatie

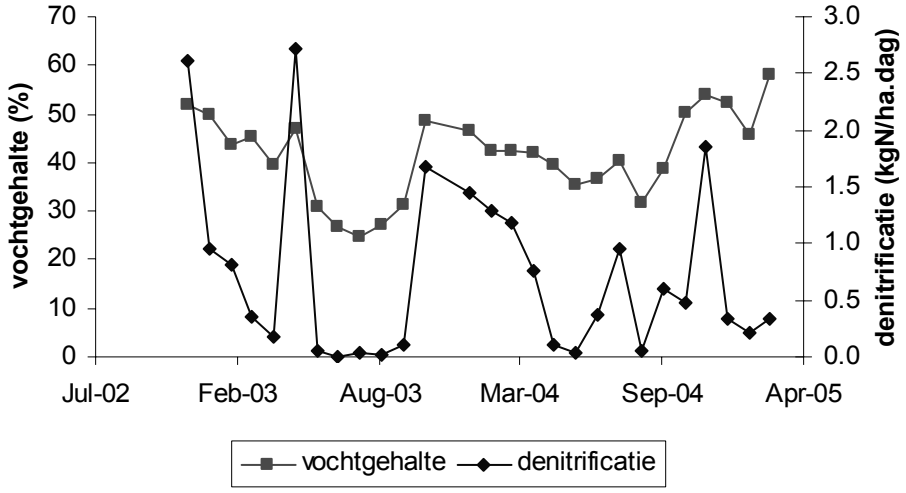
De actuele denitrificatie in de bovengrond (0-20 cm) is afgeleid aan de hand van maandelijkse laboratoriummetingen (zie voor methodiek 3.3). De in het laboratorium gemeten actuele denitrificatiesnelheid verschilt sterk van maand tot maand, de grootste snelheden worden gemeten in de vroege winter, en tijdens natte perioden in voorjaar en zomer (Figuur 18). De bijdrage van de winterperiode aan de jaarlijkse denitrificatie is echter gering ten opzichte van het voorjaar doordat de bodem-temperatuur vrij laag is.



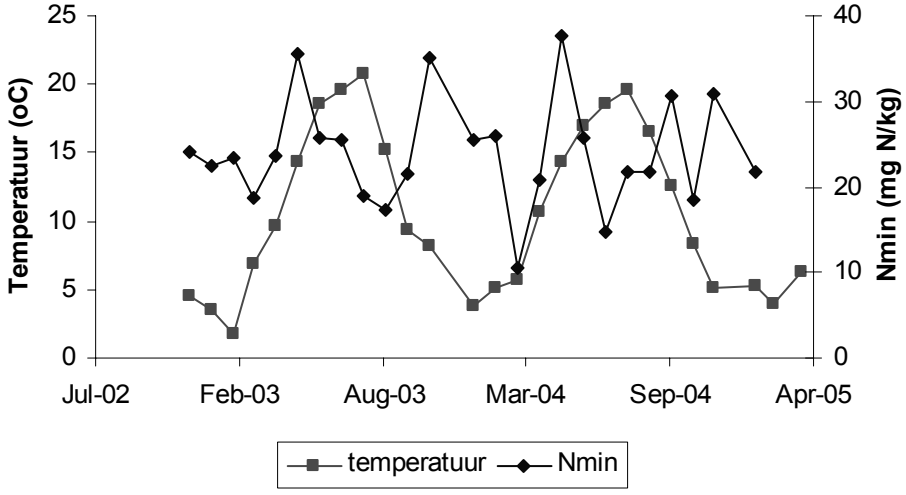
Figuur 18 Actuele denitrificatie bij 20 °C en na correctie voor de gemiddelde maandtemperatuur in de periode november 2002 t/m maart 2004

De actuele denitrificatie wordt sterk bepaald door het vochtgehalte van de bodem. Uit de metingen blijkt dat wanneer het vochtgehalte beneden de 35% daalt de denitrificatie op deze locatie te verwaarlozen is (Figuur 19). In de zomer van 2003 vindt dan ook nauwelijks denitrificatie plaats. In 2004 daarentegen, dragen de zomermaanden flink bij aan de jaarlijkse verliezen door denitrificatie (Figuur 19). In juli en augustus 2004 werd bijvoorbeeld een denitrificatie van resp. 10 en 29 kg N ha^{-1} $maand^{-1}$ gemeten, dit komt neer op meer dan 36% van de totale denitrificatie verliezen in 2004.

De variatie in de gemeten maandelijkse actuele denitrificatie wordt ook duidelijk beïnvloed door de aanwezigheid van stikstof. De denitrificatie pieken in mei en november 2003 en december 2004 vallen samen met relatief hoge voorraden van Nmin (31-38 mg N kg^{-1}). In mei en oktober 2004 leiden de hoge Nmin gehalte (38 en 31 mg N kg^{-1} respectievelijk) echter niet tot een hoge actuele denitrificatie (Figuur 20). In deze twee maanden is het vochtgehalte van de grond beduidend lager (40%) dan in de eerder genoemde maanden waarin het vochtgehalte tussen de 47 en 52% lag.

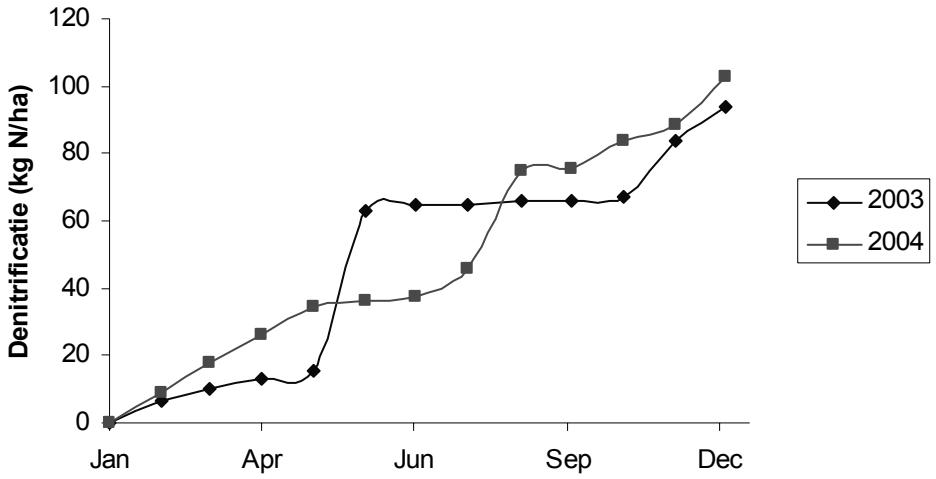


Figuur 19 Actuele denitrificatie bij 20 °C en volumetrisch watergehalte in de periode december 2002 tot en met maart 2004



Figuur 20 Gemiddelde bodemtemperatuur op 10 cm diepte (De Bilt) en Nmin gehalte in de bovenste 20 cm van de bodem

Wanneer de metingen omgerekend worden naar maandcijfers, leidt dat tot een cumulatieve denitrificatie over 2003 van 95 kg N ha^{-1} jr^{-1} (Figuur 21). In 2004 bedroeg de denitrificatie 107 kg N ha^{-1} jr^{-1}. Dit is 11% hoger dan in 2003. De lagere denitrificatie in 2003 wordt voor een belangrijk deel veroorzaakt door de droge zomer. Daarnaast is ook de denitrificatie in de eerste 4 maanden van het jaar beduidend lager door de lagere temperaturen in 2003. Een groot deel van de verschillen tussen 2003 en 2004 worden te niet gedaan door de hoge denitrificatie in mei 2003 die veroorzaakt wordt door een combinatie van een hoog vochtgehalte (47%) en een hoge Nmin (35 mg N kg^{-1}). Gezien de sterke temporele dynamiek in het denitrificatie proces is de vraag of deze meting representatief zijn voor de gehele maand (zie 5.1).

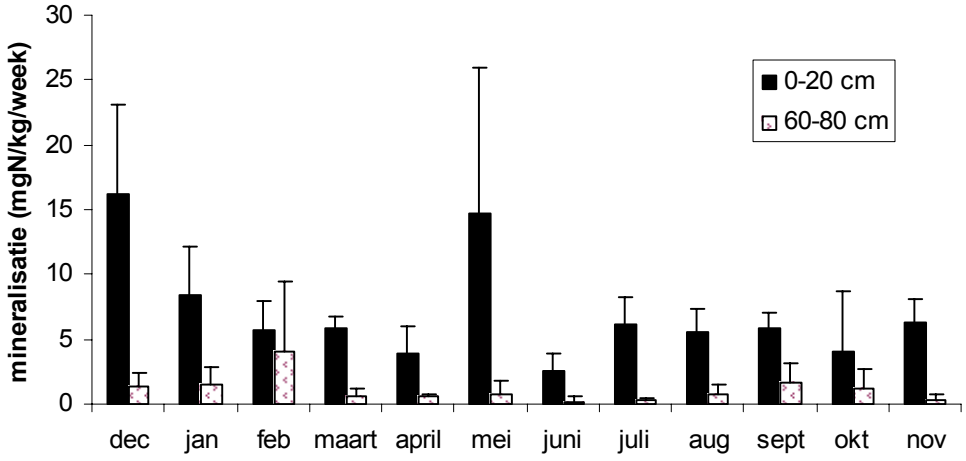


Figuur 21 Cumulatieve actuele denitrificatie (kg N ha^{-1}) in 2003 en 2004 in de laag van 0-20 cm

De metingen van de actuele denitrificatie beperken zich tot de bovenste 20 cm van de bodem, waarschijnlijk draagt denitrificatie in de diepere lagen ook bij aan het verlies van stikstof. Metingen van de potentiële denitrificatie geven aan dat ongeveer 25% van de potentiele denitrificatie in diepere lagen (20-100 cm) plaats vindt. Indien hiervoor gecorrigeerd wordt bedraagt de denitrificatie in de bovenste meter van het bodemprofiel 127 kg ha^{-1} jaar^{-1} in 2003 en 143 kg ha^{-1} jaar^{-1} in 2004.

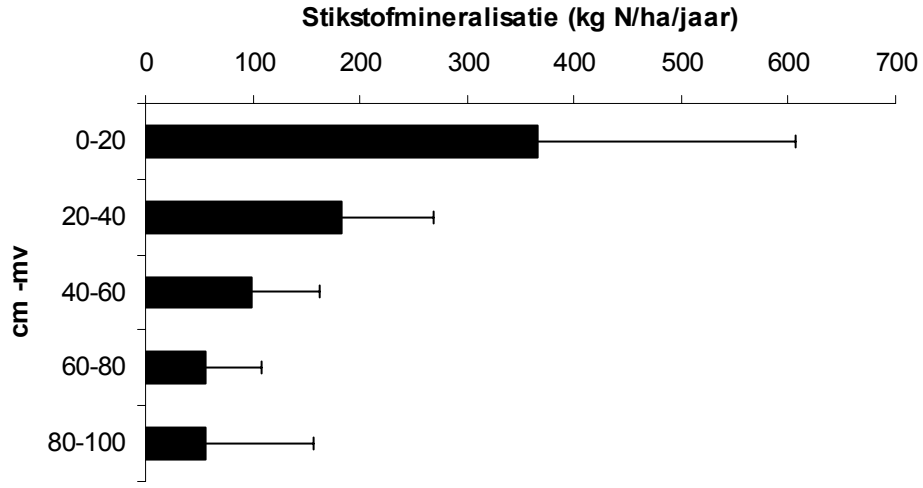
Mineralisatie

De mineralisatie van stikstof op de locatie is uitsluitend gemeten in de periode van december 2002 tot december 2003. In deze periode bedroeg de mineralisatie in de laag van 0-20 cm gemiddeld 7 mg N kg^{-1} week^{-1} (Figuur 22). De mineralisatiesnelheid neemt af met de diepte tot minder dan 1 mg kg^{-1} week^{-1} op een diepte van meer dan 60 cm. De verschillen in mineralisatiesnelheid tussen de verschillende maanden zijn relatief beperkt. In mei is de mineralisatie in de laag van 0-20 cm duidelijk hoger dan in de andere maanden, wat waarschijnlijk samenhangt met het feit dat een week voor de bemonstering dierlijke mest uitgereden was op het perceel. In 2003 is behalve in mei ook eind februari en half juni dierlijke mest uitgereden op het perceel. Deze giften hebben geen duidelijk effect op de in maart en juni gemeten mineralisatie-snelheden.



Figuur 22 Gemiddelde mineralisatiesnelheid (mg N kg^{-1} week^{-1}) en standaarddeviatie (n=6) in de bodemlaag van 0-20 cm en 60-80 cm bij 20°C in de periode december 2002- 2003

Op basis van de maandelijkse metingen is de netto mineralisatie op jaarbasis bepaald. De metingen geven aan dat in 2003 in de bovenste meter van de bodem 760 kg N ha^{-1} jr^{-1} is vrij gekomen door mineralisatie. De mineralisatie neemt af van 370 kg N ha^{-1} jr^{-1} komt in de bovengrond (0-20 cm) tot 50 kg ha^{-1} jr^{-1} op een diepte van 80-100 cm.



Figuur 23 Gemiddelde jaarlijkse hoeveelheid stikstof (kg ha^{-1} jr^{-1}) die vrijkomt door mineralisatie en de standaarddeviatie (n =6) in de verschillende bodemlagen

De hoeveelheid stikstof die vrijkomt door mineralisatie is dus aanzienlijk t.o.v. de totale aanvoer van stikstof via bemesting en depositie (gem. 528 kg N ha^{-1} jr^{-1}). De aangegeven hoeveelheid betreft echter de netto mineralisatie en omvat posten die elders al in de nutriëntenbalans zijn meegenomen zoals de mineralisatie van organisch materiaal uit de mest. Een schatting van de bruto mineralisatie kan gemaakt worden door de gemeten mineralisatieflux te verminderen met de geschatte mineralisatie van organisch materiaal uit de mest, de plantenresten en de wortels. In

2002 en 2003 werden respectievelijk 404 en 365 kg N ha^{-1} jr^{-1} aangevoerd in de vorm van dierlijke mest. Indien 50% van de stikstof in de mest in organische vorm aanwezig is levert dat een mineralisatie op van gemiddeld 192 kg N ha^{-1} jr^{-1}. De maai- en weideverliezen op het perceel bedroegen ongeveer 30 kg N ha^{-1} jr^{-1} (Oenema et al., 2002). De turnover van graswortels word geschat op circa 4600 kg ha^{-1} jr^{-1} (Deinum, 1985; Hansson and Andren, 1986), bij een N gehalte van 15 g kg^{-1} (Whitehead, 1986) levert dat een stikstofmineralisatie op van 69 kg N ha^{-1} jr^{-1} (Hassink, 1995). Totaal betekent dit een mineralisatie van ongeveer 291 kg N ha^{-1} jr^{-1}, de geschatte netto mineralisatie komt hierdoor op circa 469 kg N ha^{-1} jr^{-1} te liggen.

4.5 Perceelsbalans voor stikstof en fosfor

Op basis van de hiervoor gepresenteerde cijfers van de aanvoer van meststoffen, de gewasopnamen en de uit- en afspoeling van nutriënten naar de sloot is een bodembalans voor het perceel opgesteld. Deze bodembalans kan worden opgesteld voor een kalenderjaar en voor een hydrologisch jaar (april-april). Het voordeel van het gebruik van een hydrologisch jaar is dat de jaarcijfers minder sterk beïnvloed worden door verschillen in bemesting en opslag van water in het profiel gedurende het jaar. Bovendien mag, gezien het feit dat de uitspoeling uitsluitend in het winterhalfjaar plaats vindt, verwacht worden dat de nutriëntenverliezen vooral bepaald worden door de mestgift en de gerealiseerde overschotten in het voorafgaande jaar. Het gebruik van een hydrologisch jaar geeft dus waarschijnlijk een nauwkeurigere schatting van de nutriëntenbalans. Voor de volledigheid zullen hieronder beide balansen gegeven worden.

De aanvoer van stikstof door bemesting en depositie ligt in de drie hydrologische jaren tussen de 434 en 570 kg ha^{-1} jr^{-1} en bedraagt gemiddeld 492 kg ha^{-1} jr^{-1} (Tabel 9). De gemiddelde aanvoer van stikstof is iets lager dan de aanvoer per kalenderjaar. Dit wordt veroorzaakt doordat de periode niet helemaal gelijk is (1 januari -1 januari versus 1 apil- 1 april). Door de licht dalende bemesting in de periode 2002-2004 is in dit geval de gemiddelde aanvoer per hydrologisch jaar iets lager dan de aanvoer per kalenderjaar. De afvoer van stikstof door opname van het gewas en door uitspoeling naar de sloot ligt tussen de 380 en 440 kg ha^{-1} jr^{-1} met een gemiddelde van 407 kg ha^{-1} jr^{-1}. De bodembalans voor stikstof varieert tussen de -4 en 168 kg N ha^{-1} jr^{-1} en is gemiddeld 85 kg ha^{-1} jr^{-1}. De gemiddelde bodembalans is vrijwel gelijk aan de gemiddelde gemeten denitrificatie (99 kg ha^{-1} jr^{-1}, zie paragraaf 4.4). Naast denitrificatie kan er echter ook nog stikstof worden vastgelegd in de bodem door immobilisatie of stikstof vrijkomen door mineralisatie (zie ook 4.4).

De bodembalans voor stikstof in de drie meetjaren daalt sterk door een afname van de hoeveelheid toegediende mest en een gelijk blijvende en/of stijgende opname van stikstof. In 2002 wordt slechts 65% van de totale input opgenomen door het gewas (370 kg N ha^{-1} jr^{-1}) terwijl in 2004 96% van de input wordt opgenomen door het gras (420 kg N ha^{-1} jr^{-1}). De uitspoeling neemt toe van 2% in 2002 tot 5% van de aanvoer in 2004. De uitspoeling ligt hiermee tussen 7 en 129 % van het overschot. De denitrificatie in de beide meetjaren is vrijwel gelijk, met als gevolg dat het

stikstofbalans daalt van +37 kg ha^{-1} jr^{-1} naar -119 kg ha^{-1} jr^{-1}. Deze hoeveelheden liggen in een dusdanige orde van grootte dat zij goed verklaarbaar zijn aan de hand van een netto immobilisatie of een netto mineralisatie van organisch gebonden N.

Tabel 9 Gemiddelde stikstofbalans voor een kalenderjaar (KJ) en hydrologisch jaar (HJ)

	Balansterm	2002		2003		2004		Gem.	
	kg N ha^{-1} jr^{-1}	KJ	HJ	KJ	HJ	KJ	HJ	KJ	HJ
Input	Drijfmest	390	368	321	286	206	230	306	295
	Weidemest	14	14	44	44	21	21	26	26
	Kunstmest	132	135	139	127	189	149	153	137
	Depositie	34	34	34	34	34	34	34	34
	Totale Input	570	551	538	491	450	434	519	492
Output	Afvoer maaien[d]	324	324	285	285	388	388	332	332
	Afvoer weiden[d]	46	46	96	96	32	32	58	58
	Afvoer drains en greppels	nb.[c]	13[a]	5	19	25	18	15	17
	Totale output[a]	nb.[c]	383	386	400	445	438	416	407
Bodembalans	*Input- output*	nb.[c]	168	152	91	5	-4	79	85
Bodem-processen	Denitrificatie	nb.[c]	*131*[b]	127	147	143	115	135	131
	Niet gemeten	nb.[c]	*37*	25	-56	-138	-119	-57	-46
Overschot	*Input-Afvoer*	200	181	157	110	30	14	129	102

[a] uitspoeling vanaf juli 2002

[b] denitrificatie is pas gemeten vanaf december 2002 en de denitrificatie in 2002/2003 is daarom verondersteld ongeveer gelijk te zijn aan het gemiddelde van 2003 en 2004

[c] nb. Is niet bepaald

[d] Afvoer met maaien en weiden is gecorrigeerd voor maai- en weideverliezen

De bodembalans van fosfor (Tabel 10) bedraagt gemiddeld 23 kg P ha^{-1} jr^{-1}. De aanvoer ligt gemiddeld op 81 kg P ha^{-1} jr^{-1} en de afvoer op 58 kg P ha^{-1} jr^{-1}. De aanvoer van fosfor op veld 1 ligt gemiddeld 24 kg P ha^{-1} jr^{-1} hoger dan op veld 2 door verschillen in kunstmest gift. Het P-overschot is hierdoor 18 kg P ha^{-1} jr^{-1} hoger op veld 1 dan op veld 2. Dit overschot resulteert echter niet in verschillen in uitspoeling en de bodembalans is dan ook alleen voor het perceelsgemiddelde gegeven.

Net als bij stikstof daalt de aanvoer sterk gedurende de meetperiode en blijft de afvoer vrijwel gelijk. De opname stijgt hierdoor van 63% van de P toevoer in 2002, via 67% in 2003 tot 97% in 2004. De bodembalans daalt van 30 kg P ha^{-1} jr^{-1} in 2002 naar 16 kg P ha^{-1} jr^{-1} in 2004. Het overschot op de bodembalans wordt door adsorptie van fosfaat in de bodem vastgelegd. De afvoer van fosfor ligt tussen de 2 en 10 % van de totale input en tussen de 6 en 40 % van het overschot.

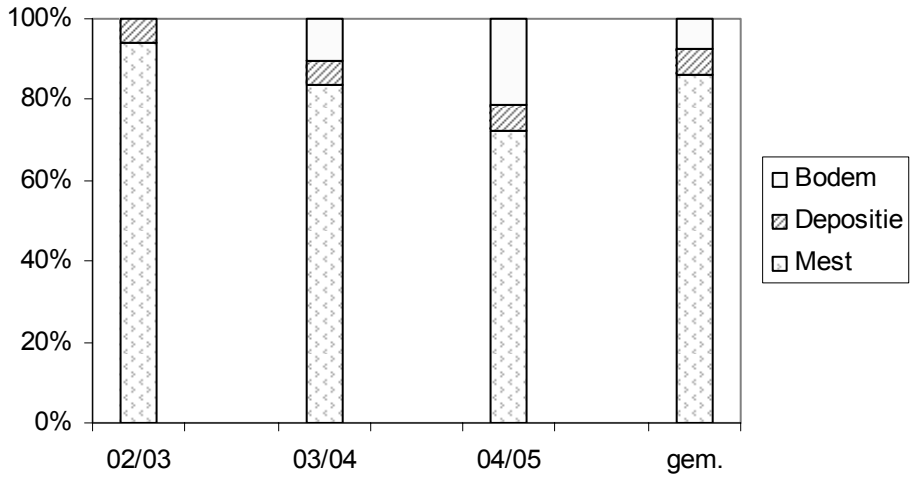
Tabel 10 Gemiddelde fosforbalans voor een kalenderjaar (KJ) en hydrologisch jaar (HJ)

	Balansterm	2002		2003		2004		Gem.	
	kg P ha^{-1} jr^{-1}	KJ	HJ	KJ	HJ	KJ	HJ	KJ	HJ
Input	Drijfmest	69	65	55	53	31	38	52	52
	Weidemest	0	0	1	1	1	1	1	1
	Kunstmest	25	21	23	19	23	42	24	27
	Depositie	1	1	1	1	1	1	1	1
	Totale Input	95	87	80	74	56	82	77	81
Output	Afvoer maaien	50	50	40	40	57	57	49	49
	Afvoer weiden	5	5	10	10	5	5	7	7
	Afvoer drains en greppels		2[a]	1	2	4	8	3	4
	Totale output[a]		57	51	52	62	66	57	58
Bodembalans[a]			30	29	22	-6	16	12	23
Bodemprocessen	Niet gemeten		30	29	22	-6	16	12	23
Overschot	*Input-Afvoer*	40	32	30	24	-6	20	21	25

[a] uitspoeling vanaf juli 2002

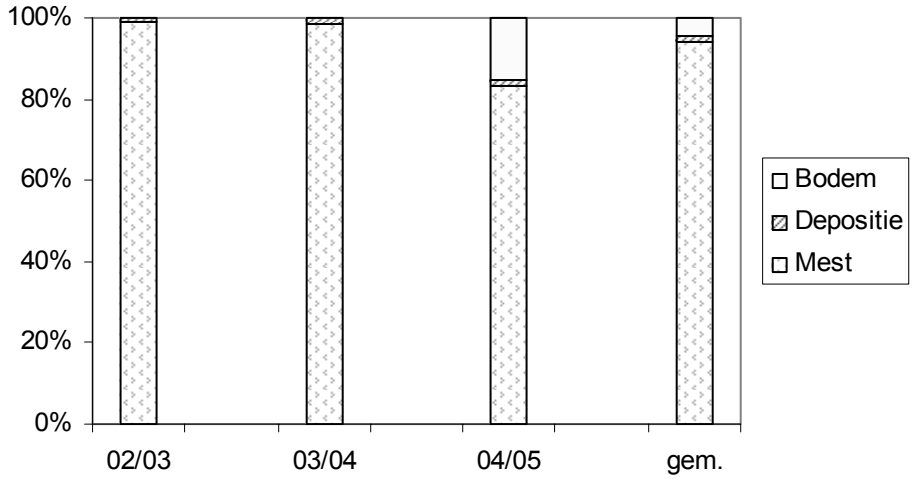
4.6 Bijdrage bemesting aan nutriëntenverliezen

De bijdrage van de bemesting op het perceel aan de belasting van het oppervlaktewater is slechts bij benadering vast te stellen. De verschillende bronnen van N en P zijn weliswaar bekend maar het is niet vastgesteld of de verschillende bronnen naar rato bijdragen aan de uitspoeling. De bijdrage van de verschillende bronnen zal sterk afhangen van het moment waarop de nutriënten beschikbaar zijn en de dan heersende condities voor plantopname, uitspoeling en denitrificatie.
Indien we uitgaan dat gemiddeld de verschillende bronnen evenredig bijdragen aan de uitspoeling blijkt dat voor stikstof de bijdrage van de bemesting aan de uitspoeling daalt van 94% in 2002/2003 naar 72% in 2004/2005 (Figuur 24). Gemiddeld is de bijdrage van bemesting in de drie meetjaren 86%. Deze daling wordt vooral veroorzaakt door een daling van de bemesting en een overgang van netto immobilisatie van 25 kg N ha^{-1} jr^{-1} in 2002/2003 naar een netto mineralisatie van stikstof in de beide andere meetjaren (56 en 104 kg N ha^{-1} jr^{-1} in resp. 03/04 en 04/05). De exacte omvang van de bijdrage van de (netto) mineralisatie is echter vrij onzeker omdat deze als restpost bepaald is uit de bodembalans en de schatting van de denitrificatie.



Figuur 24 Bijdrage van de verschillende bronnen aan de N belasting van het oppervlaktewater op de DOVE-klei locatie

Voor fosfor is de bijdrage van de bodem aan de uit- en afspoeling veel geringer dan voor stikstof (gemiddeld 95%). In de beide eerste meetjaren wordt de uit- en afspoeling voor 98% bepaald door de mestgift (Figuur 25). In 2004/2005, wanneer de mestgift veel lager is, bedraagt de bijdrage van de bodem 11% en wordt 88% van de uitspoeling bepaald door de mestgift.



Figuur 25 Bijdrage van de verschillende bronnen aan de P belasting van het oppervlaktewater op de DOVE-klei locatie

De bijdrage van bemesting aan de belasting van het oppervlaktewater is vrij vergelijkbaar met de situatie op de DOVE-zand locatie (Plette et al., 2004). Op de veenlocatie is door de hoge input van nutriënten uit mineralisatie van het veen de bijdrage van bemesting veel lager.

5 Representativiteit en betrouwbaarheid

5.1 Representativiteit

In dit meetproject is getracht een beeld te krijgen van de omvang van de nutriëntenverliezen naar grond- en oppervlaktewater op een melkveehouderij bedrijf op een kleigrond. Een belangrijke vraag hierbij is de representativiteit van de gekozen locatie voor het totale areaal aan kleigronden in Nederland. Om deze vraag te kunnen beantwoorden is de bodemgesteldheid en de hydrologische situatie van het meetperceel vergeleken met het totale areaal kleigronden in Nederland.

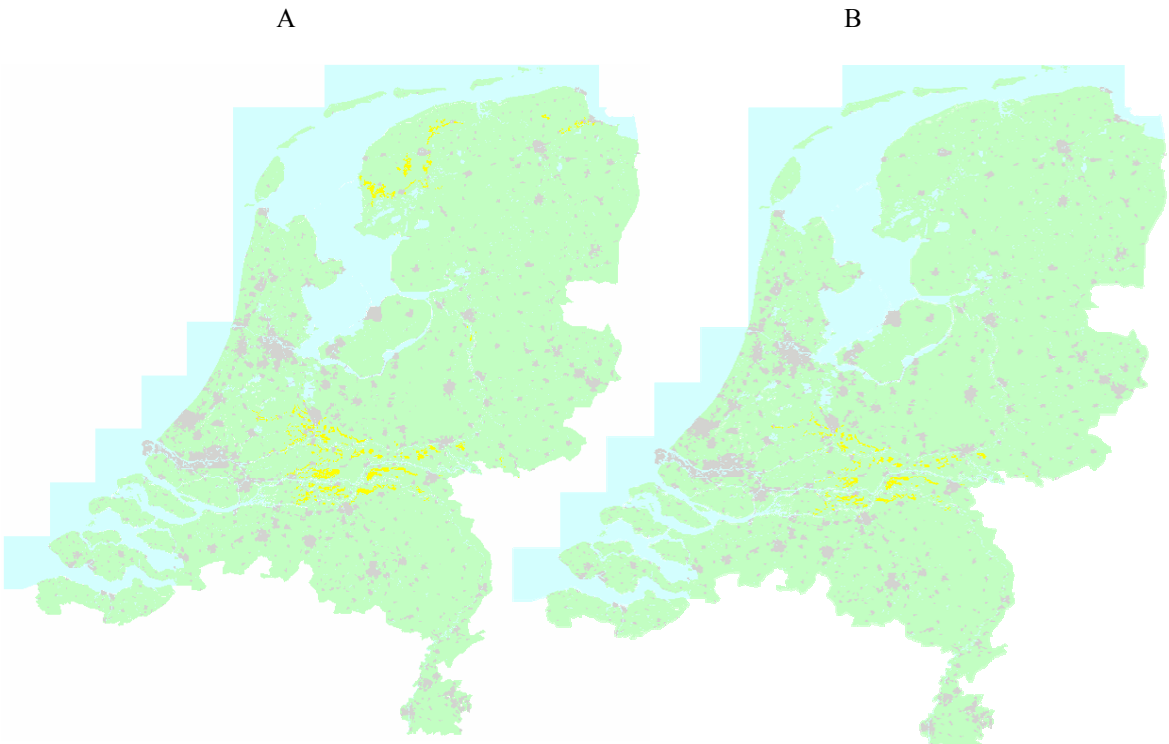
Voorkomen van zware kleigronden in Nederland

De meetlocatie in Waardenburg ligt in het rivierengebied in een komachtige laagte. Het bodemprofiel bestaat uit een 15 – 45 cm dikke bovengrond van humusrijke zeer zware klei en een ondergrond bestaande uit matig zware tot zeer zware klei (zie ook H 2.2). Bij 1 boring werd op diepte 135-145 cm –mv een relatief kleirijk veenlaagje aangetroffen (40% humus, 52% lutum).

In Figuur 26 is de verbreiding van de rivierkleigronden met een bovengrond van zeer zware klei en een zware ondergrond (Rn44C) weergegeven. Deze gronden komen alleen langs de grote rivieren en de Oude Rijn voor. Zware kleigronden komen ook in de zeekleigebieden in het noorden van het land voor in de zogenaamde knipklei gebieden (Figuur 26). Samen hebben de zware kleigronden een oppervlakte van 128 015 ha, dat is 2,8% van de totale gekarteerde oppervlakte in Nederland (Tabel 11). De zware rivierkleigronden hebben in Nederland een oppervlakte van 62 936 ha en dat is 1,4% van de gronden in Nederland (Tabel 11).

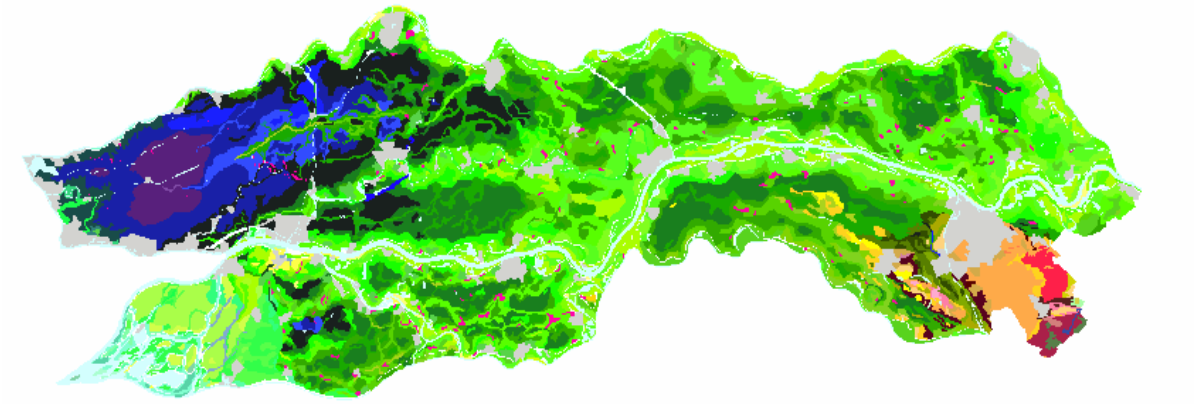
Tabel 11 Oppervlakte zware kleigronden in Nederland. Tussen haakjes percentage van de totale oppervlakte gronden in Nederland . Bron: Bodemkaart van Nederland, schaal 1:50 000

Grondsoort	Omschrijving	Oppervlakte (ha)
Rn	Rivierkleigronden	191 461 ha (4,2%)
Rn4/Mn4	Zware kleigronden	128 015 (2,8%)
Rn4	Zware rivierkleigronden	64 415 (1,4%)
Mn48C/Rn44C	Zware kleigronden met een zware ondergrond	40 818 ha (0,9%)
Rn44C/ met toevoeging (v)	Zware rivierkleigronden met een zware ondergrond, soms met veen of zand in de ondergrond	9 122 (0,2%)
Rn44C/ zonder toevoeging	Zware rivierkleigronden met een zware ondergrond	21 027 (0,5%)



Figuur 26 Verbreiding van de zware kleigronden met een zware ondergrond (A) en verbreiding van zware rivierkleigronden met een zware kleiondergrond in Nederland (B)

In figuur 27 staat een fragment van de Bodemkaart van Nederland weergegeven voor het waterschap Rivierenland. De groene kleuren betreffen kleigronden, waarvan de donker groene kleuren de zwaardere kleien representeren. In figuur 28 is de ligging van de zware komkleigronden (Rn44C) weergeven. De zware kleigronden komen in het rivierengebied alleen in de komgebieden voor.



Figuur 27 Fragment van de Bodemkaart van Nederland schaal 1:50 000 voor het Rivierenland

De kleigronden hebben in rivierenland een verbreiding van 142 020 ha, en daarvan is 33 822 ha zware klei. Zware kleigronden met en zware ondergrond hebben een oppervlakte van 18 472 ha, dat is 9,2% van de totale oppervlakte aan grond in het

Rivierenland. Van de zware rivierkleigronden met een zware kleiondergrond in Nederland ligt 61% binnen het beheersgebied van het waterschap Rivierenland.

Figuur 28 Ligging van de zware komkleigronden in Rivierenland

Hydrologische situatie

De hydrologie van de meetlocatie wordt gekenmerkt door: de afwezigheid van kwel en/of wegzijging. De percelen liggen bol en worden gedraineerd door middel van greppels en drains. Slechts een deel van de zware kleigronden wordt op deze manier gedraineerd. In de Betuwe ontbreken op soortgelijke locaties vaak greppels en zijn de percelen vlak. De laatste jaren worden echter op steeds meer van dit soort percelen greppels aangebracht om de drainage te verbeteren.

Conclusie

Op basis van de bodemkundige en hydrologische situatie kan geconcludeerd worden dat het areaal aan vrijwel identieke locaties vrij beperkt is. Het areaal zware kleigronden in Nederland bedraagt slechts 2.8%. Een deel van deze gronden zal hydrologisch afwijken door de aanwezigheid van kwel en/of door het ontbreken van greppels.

Op de onderzoekslocatie spelen de greppels een belangrijke rol in de afvoer van water en nutriënten. Het ontbreken van greppels zou kunnen leiden tot een iets tragere waterafvoer en geringere nutriëntenverliezen door uit- en afspoeling. Daarentegen mag verwacht worden dat een aanzienlijk deel van het water dat nu door de greppels wordt afgevoerd via oppervlakkige afvoer de sloot bereikt en de functie van de greppels voor een deel zal compenseren. De afwezigheid van greppels kan impact hebben op de nutrientenhuishouding van het perceel. Een geringere afvoer van water kan leiden tot een hogere denitrificatie. Daarnaast kan door wateroverlast sprake zijn van een geringere groei van het gras en zodoende een lager opname van nutrienten.

Een belangrijk deel van de nederlandse kleigronden heeft een lichtere textuur dan de onderzoekslocatie. Op deze lichtere gronden mag verwacht worden dat de water- en nutrientenverliezen via drains en de verliezen naar het grondwater een grotere rol

zullen spelen zoals ook het geval is op de zand- en veenlocaties van het DOVE project.

5.2 Betrouwbaarheid

Bemesting en gewasopname

De bodembalans van stikstof en fosfor wordt sterk bepaald door de aanvoer van nutriënten via de bemesting en de afvoer van nutriënten met maaien en beweiden. Over het algemeen wordt aangenomen dat de hoeveelheid mest die toegediend/uitgereden wordt goed is vast te stellen. De onzekerheid wordt vooral bepaald door onzekerheid in het N gehalte en de NH_3 emissie factor. Om de onzekerheid in de bodembalans vast te stellen zijn we uitgegaan van een onzekerheid in de toegediende hoeveelheid van 10% en een onzekerheid in de emissie factor van (30%) (Huijsmans et al., 2003).

De onzekerheid in de afvoer van nutriënten via het gewas wordt vooral bepaald door de geoogste hoeveelheid en het gehalte. Het N en P gehalte van de verschillende sneden is gemeten aan de hand van gewasmonsters. De geoogste hoeveelheid is meestal bepaald met een grashoogtemeter. In 2004 zijn de maaiopbrengsten gewogen Metingen op graslandpercelen van een aantal proefbedrijven gaven aan dat de onzekerheid in de afvoer circa 6% is (Van Middelkoop, 2004).

De schattingen van de aan- en afvoer van nutriënten door beweiding is vrij ruw. Hetzelfde geld voor depositie die gebaseerd is op gemiddelde cijfers voor de provincie. De bijdrage van deze posten aan de totale balans is echter klein ten opzichtte van de aanvoer van dierlijke mest en kunstmest en de afvoer van nutriënten bij het maaien van het gras. Indien met de bovengenoemde onzekerheden rekening wordt gehouden bedraagt de totale onzekerheid in de bodembalans ongeveer 35 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 5 kg P ha^{-1} jr^{-1}.

Verliezen naar oppervlaktewater

De nauwkeurigheid van de greppel- en drainafvoer wordt bepaald door de betrouwbaarheid van de analyses en de meting van het afvoer volume. De spreiding van de afvoer van de twee meetvelden geeft een indruk van deze onzekerheid (Tabel 7). De onzekerheid in de drainafvoer is over het algemeen vrij laag. De standaarddeviatie bedraagt 1.3 kg N ha^{-1} jr^{-1} voor stikstof (9%) en 0.3 kg P ha^{-1} jr^{-1} (11%). De onzekerheid in de greppelafvoer is duidelijk hoger: 4.63 kg N ha^{-1} jr^{-1} (38%) en 2.2 kg P ha^{-1} jr^{-1} (24%). Deze grotere onzekerheid wordt voor een belangrijk deel veroorzaakt door verschillen in de waargenomen concentraties in de afvoer van de beide greppels. Tijdens incidenten worden soms grote verschillen in concentraties waargenomen tussen de beide greppels.

Denitrificatie

Het maken van een betrouwbare inschatting van de stikstof verliezen door denitrificatie is zeer lastig. Dit wordt enerzijds veroorzaakt door het feit dat de denitrificatie niet direct in het veld te meten is. Daarnaast wordt het proces

gekenmerkt door een sterke temporele dynamiek en ruimtelijke fluctuatie doordat denitrificatie slechts optreed onder anaërobe condities. De denitrificatie op de locatie is op 2 verschillende manieren bepaald; door meting van de actuele denitrificatie en door modelberekeningen op basis van potentiële denitrificatie. De metingen van de actuele denitrificatie waren ongeveer 57% lager dan de berekeningen op basis van potentiële denitrificatie (van der Salm et al, subm.). De gemeten actuele denitrificatie over de drie meetjaren is vergelijkbaar met de gemiddelde bodembalans van stikstof (134 kg N ha^{-1} jr^{-1}). Bij de laatste schatting is aangenomen dat de verandering van de stikstofvoorraad in de bodem verwaarloosbaar is. Van jaar tot jaar zitten er echter aanzienlijke verschillen tussen de bodembalans en gemeten actuele denitrificatie. Zo is de bodembalans in 2002 duidelijk hoger en in 2004 duidelijk lager dan de actuele denitrificatie.

Door de sterke relatie tussen vochtgehalte (anaërobie) en het optreden van denitrificatie bestond het vermoeden dat denitrificatie op natte plekken(greppels) wel eens veel hoger zou kunnen zijn dan op de rest van het perceel. Om het lot van stikstof in de greppels vast te stellen is in het najaar van 2004 gelabeld (^{15}N) stikstof in de greppel toegediend. Het gelabelde stikstof is gedurende het uitspoelingseizoen gevolgd. De resultaten gaven aan dat de toegediende stikstof zeer snel werd afgevoerd en dat de denitrificatie nihil was (Bijlage 2).

6 Discussie

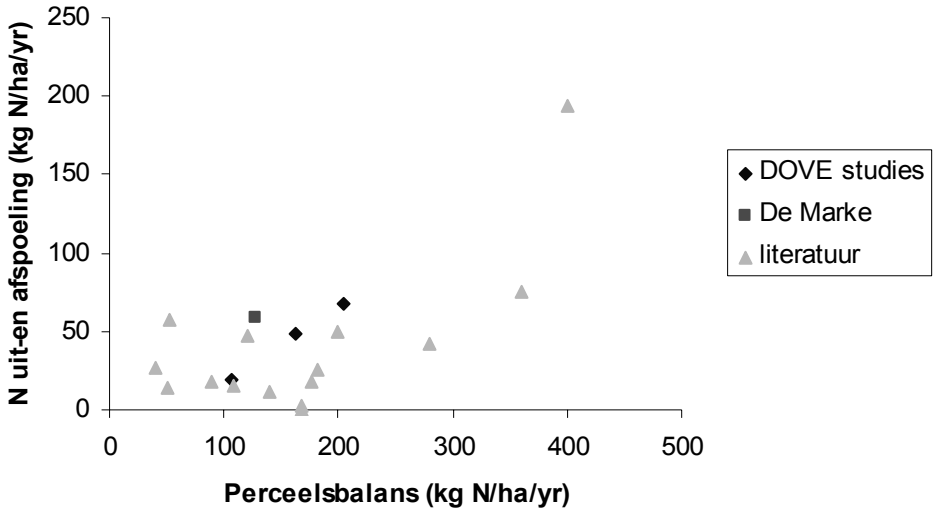
Uit de hiervoor gepresenteerd gegevens blijkt dat nutriëntenverliezen op de kleilocatie vooral optreden in de winter en het vroege voorjaar. De afvoer van water via de greppels is de dominante route voor het verlies van nutriënten. De jaarlijkse nutriëntenverliezen worden sterk bepaald door het optreden van afvoerpieken in het voorjaar direct na bemesting. Deze pieken dragen er toe bij dat er nauwelijks een relatie tussen de nutriëntenoverschotten en de nutriëntenverliezen op het perceel bestaan. De stikstofoverschotten liepen gedurende de periode van drie jaar terug van 200 naar 30 kg N ha^{-1} jr^{-1} terwijl de verliezen vrijwel constant bleven. De afvoer naar de sloot varieert in deze periode tussen de 13 en 19 kg ha^{-1} jr^{-1} (Tabel 9) en ligt hiermee tussen de 7 en 129 % van het N overschot. De P overschotten liepen terug van 30 naar 16 kg P ha^{-1} jr^{-1}. De afvoer van de sloot nam in de meetperiode toe van 6 naar 40 % van het fosforoverschot.
In het onderstaande hoofdstuk zullen de verkregen resultaten vergeleken worden met gegevens van andere locaties om zodoende een indruk te krijgen of de gemeten verliezen kenmerkend zijn voor dit soort kleilocaties. Vervolgens zal aandacht besteed worden aan de incidentele verliezen die kenmerkend zijn voor deze locaties en mogelijkheden om deze verliezen terug te dringen.

6.1 Vergelijking van de gemeten nutriëntenverliezen met gegevens van andere locaties

Totale verliezen door uit- en afspoeling
In Nederland zijn metingen op grasland waarbij zowel het nutriëntenoverschot als de uit- en afspoelingverliezen bepaald zijn schaars (Arcadis, 1997). In het DOVE project zijn vergelijkbare metingen uitgevoerd op melkveehouderijbedrijven op zand- en veengrond. In het kader van de Evaluatie Mestwetgeving zijn in 2004 de toen beschikbare resultaten van de drie DOVE locaties vergeleken (Plette et al., 2004). Voor de DOVE-klei locatie was toen slechts een meetjaar beschikbaar. Op basis van de nu beschikbare cijfers (Tabel 12) kan geconstateerd worden dat het perceels-overschot en de uit- en afspoeling van stikstof op de klei locatie duidelijk lager is dan op de zand en veen locaties. Op de zand- en veen locaties spoelt resp. 38% en 27% van het perceelsoverschot uit. Op de klei locatie is dat slechts 17%. Het fosforoverschot op de klei locatie is hoger dan op de beide andere locaties. Ondanks het hogere overschot is de uitspoeling iets lager dan op de veenlocatie ten gevolge van de lagere fosfaattoestand. Daarnaast speelt de sterke binding van fosfaat in de kleigrond en het vrijkomen van een substantiële hoeveelheid fosfaat door mineralisatie van het veen een rol bij het veroorzaken van deze verschillen.
Naast de DOVE-locaties is op proefboerderij 'de Marke' uitgebreid aandacht besteed aan de nutriëntenkringlopen. Op deze locatie op zandgrond bedroeg het gemiddelde perceelsoverschot over de periode 1993-1998 128 kg N ha^{-1} jr^{-1}. Dit leidde tot een uitspoeling van 59 kg N ha^{-1} jr^{-1} (Aarts et al., 2001). Deze cijfers liggen in dezelfde orde van grootte als de verliezen op de DOVE zand en veen locatie (Figuur 29).

Tabel 12 Gemiddelde bodembalans en uit- en afspoelingverliezen voor de drie DOVE locaties (zie ook Plette et al., 2004 voor details over de zand en veen locaties)

Locaties	Stikstof (kg N ha^{-1} jr^{-1})		Fosfor (kg P ha^{-1} jr^{-1})	
	Perceels-overschot	Uit- en afspoeling	Perceels-overschot	Uit- en Afspoeling
Zand	205	77	20	2
Veen	163	44	39	6
Klei	107	19	49	5



Figuur 29 Uit- en afspoelingverliezen van stikstof als functie van het perceelsoverschot op de DOVE locaties en op grasland locaties in Groot Brittanie en Nieuw Zeeland

Op een aantal locaties in met name Groot Brittanie en Nieuw Zeeland zijn eveneens stikstof budgetten bepaald en stikstof verliezen gemeten op grasland locaties (o.a. Watson et al., 1992; Magesan et al., 1996; Carey et al., 1997; Tyson et al., 1997; Di et al., 1999; Smith et al., 2002). Deze cijfers geven aan dat de gemeten uit- en afspoelingverliezen op de DOVE-klei locaties vrij gemiddeld zijn bij deze perceelsbalans (Figuur 29). Relatief hoge uitspoelingverliezen (ten opzichtte van het perceelsoverschot) werden aangetroffen bij najaarstoediening van meststoffen (Di et al., 1999).

Drainconcentraties

Als onderdeel van het *L*andelijk *M*eetnet effecten *M*estbeleid (LMM) wordt jaarlijks op circa dertig bedrijven op kleigrond de samenstelling van het drainwater bepaald dmv. een eenmalige bemonstering (Fraters et al., 2001). De N-totaal en NO_3-N concentraties in de drains op de DOVE-klei locatie zijn beduidend lager dan de gemiddelde cijfers die landelijk gemeten zijn aan drains op kleigrond en ook beduidend lager dan de gemiddelde cijfers in de provincie Gelderland en de gemiddelde concentraties voor melkveehouderijbedrijven (Tabel 13). De ortho-P concentraties in het drainwater zijn vergelijkbaar met de landelijke gemiddelde cijfers. De totaal-P concentraties zijn beduidend hoger dan het landelijk gemiddelde. Dit wordt waarschijnlijk vooral veroorzaakt door de aanwezigheid van collidaal materiaal

in het drainwater op de DOVE locatie. Dit is mogelijk ook een verklaring voor de hoge 'organisch' N concentraties.
De lagere stikstof concentraties op de DOVE-klei locaties zijn mogelijk voor een deel te verklaren door het verschil in bemonsteringstijdstip. De data van de DOVE-klei locatie geven een beeld van de jaargemiddelde (fluxgewogen) concentraties terwijl de cijfers van het LMM gebaseerd zijn op metingen in het groeiseizoen. In het voorjaar worden op de DOVE-klei locaties incidenteel ook veel hogere stikstof concentraties gemeten ten gevolge van bemesting (tot 10 mg l^{-1} Totaal-N en 2 mg l^{-1} NO_3-N). Daarnaast speelt de zware textuur van de bodem op de DOVE-klei locatie mogelijk een rol. Een groot deel van nutriëntenoverschotten wordt afgevoerd via de greppels en de verblijftijd van stikstof in het bodemvocht zal relatief groot zijn door de geringe doorlatendheid van de zware kleigrond. Tenslotte berusten de LMM cijfer op gemiddelden over de periode 1997-2002. De gemiddelde bedrijfsoverschotten in deze periode waren beduidend hoger dan de overschotten op de DOVE-klei locatie.

Tabel 13 Gemiddelde concentraties in de drains op de DOVE-klei locatie en op bedrijven op kleigrond in het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM)

Stof (mg l^{-1})	Dove-klei	Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid		
		NL	Gelderland	Melkveehouderij
N-tot	5.6	13.1	14.9	15.5
NO_3-N	1.0	12.2	14.5	12.8
NH_4-N	0.4	0.7	0.5	1.0
Org. N	4.2[1]	0.2	0.0	1.7
Tot-P	1.1	0.3	0.3	0.4
Ortho-P	0.2	0.2	0.1	0.2
Org. P	0.9[1]	0.1	0.2	0.2

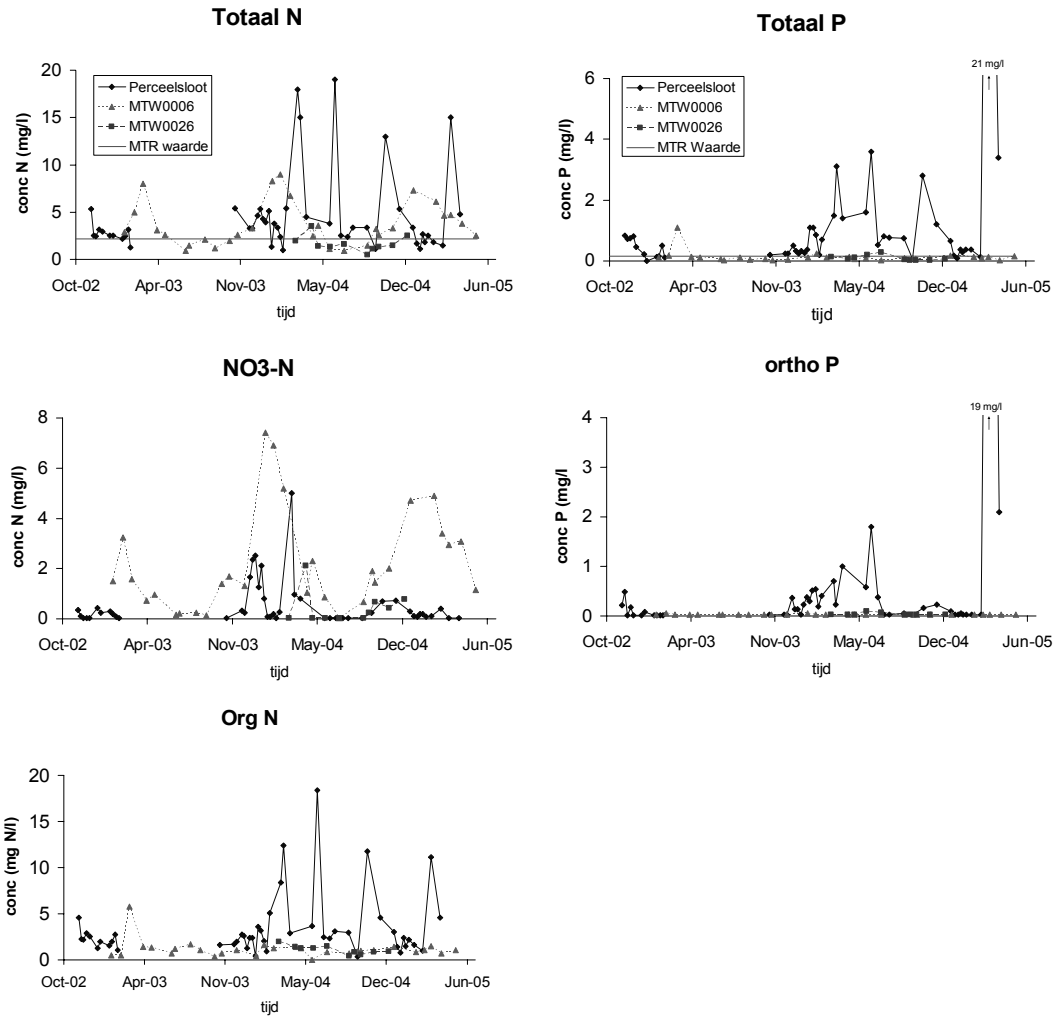
[1] organisch en colloidaal materiaal

Slootwaterconcentraties

De concentraties in de perceelssloot zijn vergeleken met een tweetal meetpunten van het waterschap Rivierenland die in de nabijheid van de locatie zijn gelegen (Figuur 30). Het meetpunt MTW0006 ligt iets westelijk van de meetlocatie aan de andere zijde van de A2 en het meetpunt MTW0026 ligt iets ten noorden van de meetlocatie nabij de A2. Beide meetpunten geven een beeld van de waterkwaliteit in doorstromende watergangen in dit deel van het waterschap.

De gemiddelde concentraties van totaal-N (4.1 mg l^{-1}) in de perceelssloot zijn (iets) hoger dan de gemiddelde concentraties op meetpunten MTW0006 (3.7 mg N l^{-1}) en aanzienlijk hoger dan op meetpunt MTW00026 (0.7 mg l^{-1}). De hogere stikstof concentraties worden vooral veroorzaakt door het optreden van hoge pieken in de perceelssloot in het voorjaar. Ook de zomerconcentraties zijn over het algemeen iets hoger dan in de doorstromende watergangen. In de winter zijn de concentraties in de doorlopende watergangen echter beduidend hoger dan in de perceelssloot. In de perceelssloot zijn de concentraties duidelijk verhoogd aan het begin van de herfst wanneer de eerste afvoer plaats vindt maar deze dalen snel in de loop van november-december, terwijl de concentraties in de doorlopende watergangen langzaam stijgen en vervolgens langdurig hoog blijven in de winter. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door spreiding in de afvoerpieken op de afwaterende percelen in de regio. De hogere stikstof concentraties worden vooral veroorzaakt door veel hoger

organisch en particulair/colloïdaal N concentraties in de perceelssloot. De NO_3-N concentraties zijn in de perceelssloot echter duidelijk lager dan op meetpunt MTW0006 en vrij vergelijkbaar met MTW00026. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door dat MTW0006 voor een belangrijk deel gevoed wordt door water dat afkomstig is van minder zware kleigronden. Uit deze gronden zal geen of veel minder particulair/colloïdaal gebonden stikstof vrijkomen terwijl de denitrificatie op deze gronden over het algemeen geringer is waardoor de nitraatuitspoeling aanzienlijk hoger is.



Figuur 30 Totaal N, NO_3-N en organisch en particulair/colloïdaal N en totaal-P en ortho-P concentraties in de perceelssloot en op de twee meetpunten van het waterschap Rivierenland in de omgeving van de locatie

De concentraties totaal-P en ortho-P in de perceelssloot zijn vrijwel altijd beduidend hoger dan de concentraties in de doorstromende watergangen. De hoge totaal-P en ortho-P concentraties in de perceelssloot worden waarschijnlijk voor een aanzienlijk deel veroorzaakt door het feit dat de meetlocatie op een zeer zware kleigrond is gelegen. De zware textuur leidt tot een ondiepe ontwatering van het perceel waardoor de (ortho) P concentraties relatief hoog zijn vergeleken met percelen die dieper ontwaterd zijn en waar een groot deel van het water afkomstig is uit relatief P-

arme bodemlagen. De aanwezigheid van krimpscheuren draagt eveneens bij aan de verliezen van fosfaat uit de fosfaatrijkere bovenste bodemlagen van het perceel. Tenslotte komt uit de zware kleigrond van de meetlocatie veel meer particulair/colloïdaal gebonden fosfor vrij dan uit percelen met een lichtere textuur (Koopmans et al., 2005).

6.2 Maatregelen om nutriëntenemissie te beperken

Ondanks het feit dat slechts een klein deel van het mestoverschot verloren gaat (circa 16%) liggen de concentraties in de sloot over het algemeen ruim (4.1 mg l^{-1} N en 1.2 mg l^{-1} P) boven de MTR waarden van 2.2 mg N l^{-1} en 0.15 mg P l^{-1}. Hieronder zullen een aantal mogelijkheden besproken worden om de nutriëntenemissie van het perceel te reduceren.

Verlagen bemestingsniveau
De concentraties in de sloot kunnen verlaagd worden door een reductie van het bemestingsniveau. Op dit moment liggen de MTR waarden op 53 en 12 % van de huidige fluxgewogen concentraties. Om de gewenste MTR waarden te verkrijgen zou de emissie van N en P tot respectievelijk 53% en 12% van de huidige emissie moeten worden terug gebracht, indien de retentie in de sloot (27% voor N en 3% voor P) gelijk blijft bij een geringere belasting. Om dit te realiseren is een aanzienlijke reductie van de bemesting noodzakelijk omdat slechts een klein deel van de mestgift verloren gaat door middel van uitspoeling. Indien we aannemen dat de verhouding tussen emissie en overschot constant blijft bij een reductie van het overschot zou het huidige gemiddelde overschot (102 kg N ha^{-1} en 15 kg P ha^{-1}) moeten worden gereduceerd met resp. 47% en 87% tot circa. 54 kg N en 3 kg P ha^{-1} jr^{-1} (incl. depositie). Bij een gelijkblijvende verhouding tussen gift en overschot komt dit neer op een totale gift van 260 kg N ha^{-1} jr^{-1} (492 kg N ha^{-1} * 0.53) en 10 kg P ha^{-1} jr^{-1}, uitgaande van een werkzaamheid van de dierlijke mest van 100%. Dit komt overeen op een gebruiksnorm van 98 kg N ha^{-1} jr^{-1}, bij een gebruik van 250 kg N uit dierlijke mest en een werkingscoëfficiënt van 35% en is dus aanzienlijk lager dan de gebruiksnaorm voor 2006 van 345 kg N ha^{-1}.De verlaging van de concentraties tot de gewenste MTR waarden in greppels, drains en sloot kan ook bij deze lage bemestingsniveaus nog jaren in beslag nemen door bijvoorbeeld de mobilisatie van N en P uit de (sloot)bodem en het teruglopen van de opbrengst waardoor het gewenste overschot niet gehaald wordt. Daarentegen is het mogelijk dat een verlaging van de giften een sterk positieve uitwerking op de piekconcentraties in het najaar heeft (lagere Nmin in najaar) en voorjaarspieken mogelijk uitblijven door een betere spreiding van de bemesting. Een eerste analyse van de effecten van het verminderen van de mestgift kan met modelberekening worden uitgevoerd. Voor verificatie zijn echter aanvullende metingen nodig.

Vermijden incidenten
Uit de tot nu toe verzamelde gegevens blijkt dat bemesting op ongunstige momenten een aanzienlijke bijdrage kan leveren aan de belasting van het oppervlaktewater. In 2004 vond in de week van 23 maart 65% van de totale greppelafvoer van stikstof

plaats en 85% van de fosforafvoer. Als dit incident vermeden had kunnen worden was de afvoer door drains en greppels slechts 10 kg N ha^{-1} jr^{-1} geweest in 2003/2004 in plaats van 19 kg N ha^{-1} jr^{-1}. De fluxgewogen gemiddelde concentraties waren dan 3.3 mg N l^{-1} en 0.5 mg P l^{-1} geweest. Dit is nog steeds hoger dan de MTR waarden maar beduidend lager dan momenteel het geval is.
De hoge afvoer in maart 2004 is het gevolg van een samenloop van omstandigheden, op het moment van bemesten was het perceel vrij nat en de bemesting werd binnen enkele dagen gevolgd door flinke neerslag. Doordat de bergingscapaciteit van water op het perceel op dit moment klein was werd het wateroverschot (en de net uitgereden mest) snel door de greppels afgevoerd. Ook de drains vertoonden verhoogde concentraties. Het effect hiervan op de afvoer is echter veel geringer door de geringere water afvoer van de drains.
Om dit soort incidenten te vermijden kan gedacht worden aan:

1) het uitstellen of beperken van de bemesting onder dit soort risicovolle omstandigheden
2) het verminderen van de afvoer van het perceel door bijvoorbeeld tijdelijk de greppels af te sluiten.

Bufferstroken

Op dit moment zijn bufferstroken volop in de aandacht als mogelijk probaat middel om de belasting van het oppervlaktewater terug te dringen. Bufferstroken, in de vorm van bemestingsvrije zones langs de slootrand zullen naar verwachting geen- of weinig effect hebben op de DOVE-klei locatie omdat de afvoer vooral plaats vindt middels greppels- en drains en dus niet zo sterk bepaald wordt door het specifieke gebruik van de strook grenzend aan de slootkant (Dils and Heathwaite, 1999; Dinnes et al., 2002). Meer geavanceerde bufferstroken waarbij greppels- en drains uitkomen in een moeraszone langs de sloot kunnen mogelijk wel bijdragen aan een vermindering van de belasting.

7 Conclusie en aanbevelingen

Tijdens de drie meetjaren op de zware kleigrond bij Waardenburg werd bij een gemiddelde mestgift van 463 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 71 kg P ha^{-1} jr^{-1} een gemiddeld verlies naar het oppervlaktewater van 17 kg N ha^{-1} jr^{-1} en 4 kg P ha^{-1} jr^{-1} gemeten. Hiermee ging 4% van de stikstofmestgift en 6% van de fosforgift verloren. Ondanks de relatief geringe uitspoelingverliezen lagen de fluxgewogen concentraties in de sloot ruim boven de MTR waarde. De fluxgewogen N concentratie in de sloot bedroeg 4.1 mg N l^{-1} (MTR = 2.2 mg N l^{-1}) en de totaal P concentratie 1.2 mg P l^{-1} (MTR = 0.15 mg P l^{-1}).

Een belangrijk deel van de aangevoerde stikstof ging verloren door denitrificatie (130 kg N ha^{-1} jr^{-1}). De netto mineralisatie kan vervolgens als restterm brekend wordne uit de stikstofbalans. De op deze wijze geschatte gemiddelde netto mineralisatie bedroeg 41 kg N ha^{-1} jr^{-1} gedurende de meetperiode. De fosforoverschotten ten gevolge van bemesting en mineralisatie leidden tot een netto P accumulatie in de bodem van 23 kg P ha^{-1} jr^{-1}.

Afvoer van water en nutriënten naar de sloot was beperkt tot het winterhalfjaar (oktober-april). De greppels vormden de belangrijkste afvoerroute voor water en nutriënten op deze zware kleigrond. De greppels zorgden voor 60% van de afvoer van het neerslagoverschot, 70% van de afvoer van stikstof en 75% van de afvoer van fosfor naar de sloot. De verliezen door oppervlakkige afvoer zijn niet gemeten op de locatie. De aanvoer van water door greppels en drains bedroeg 90% van de slootafvoer. De resterende 10% is mogelijk afkomstig van oppervlakkige afvoer vanaf het perceel of de aangrenzende weg.

De bijdrage van de drains aan de afvoer van water en nutriënten is sterk afhankelijk van de aanwezigheid van krimpscheuren in de zware klei. Aan het eind van de zomer is de bijdrage van greppels en drains aan de waterafvoer vrijwel gelijk. In de loop van de winter als de krimpscheuren dichtzwellen neemt de afvoer via de drains af en wordt vrijwel al het water afgevoerd via de greppels.

Het verloop van de N en P concentraties in de greppels, drains en sloot vertoont een duidelijke seizoensdynamiek. In het najaar waren de concentraties relatief hoog en deze daalden sterk gedurende de winter.. In het voorjaar van 2004 en 2005 werden zeer hoge pieken in de stikstof en fosforconcentraties waargenomen direct na de bemesting. Deze voorjaarspieken waren verantwoordelijk voor een groot deel van de jaarlijkse verliezen naar het oppervlaktewater.

De stikstof in het drain-, greppel- en slootwater komt voor een groot deel (75%) voor in organische en/of particulaire/colloïdale vorm. De resterende stikstof bestaat vooral uit NO_3-N. Ook bij fosfor spelen organische en colloïdale verbindingen een belangrijke rol. In de sloot en greppels is 40% van het fosfor organisch of

particulair/colloïdaal. In de drains is dit percentage veel hoger (80%) mede door de lage ortho-P concentraties.

Om de waterkwaliteitsnormen van 2.2 mg N l^{-1} en 0.15 mg P l^{-1} te bereiken zal de belasting van de sloot met N en P met respectievelijk 43% en 75% moeten worden terug gebracht. Het is buitengewoon twijfelachtig of een dergelijke daling met het ingezette mestbeleid kan worden bereikt. Een belangrijk deel van de jaarlijkse verliezen naar het oppervlaktewater vinden plaats in het voorjaar indien er onder ongunstige (natte) omstandigheden bemest wordt. Om de waterkwaliteit te verbeteren is het waarschijnlijk effectief om te trachten dergelijke incidenten te voorkomen door bijvoorbeeld later in het seizoen (april) te bemesten of de greppels na bemesting enige weken af te sluiten. Bij zeer zware regen kan deze laatste optie echter leiden tot oppervlakkige afstroming waardoor alsnog verliezen optreden.

Literatuur

Aarts, H.F.M., J.G. Conijn & W.J. Corré, 2001. *De stikstofhuishouding van bodem en gewas en de invloed daarvan op het nitraatgehalte van het grondwater van 'De Marke'*. In: Keulen, H. van en J. Oenema, 2001. Het nitraatbeleid: de wetenschap, de sector en het beleid. Nationaal symposium over normen, onderzoeksresultaten en praktijk, met speciale aandacht voor de melkveehouderij op zandgrond. PRI rapport 30, Wageningen, the Netherlands, 144 pp.

Arcadis, 1997. Literatuurstudie. Belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor door uit- en afspoeling van natuurlijke- en landbouwgronden.

Carey, P.L., A.W. Rate & K.C. Cameron, 1997. *Fate of nitrogen in pig slurry applied to a New Zealand pasture soil.* Australian Journal Soil Research, 35: 941-959.

Den Boer, D.J. & R.F. Bakker, 2006. *Bemesting binnen gebruiksnormen*. Koeien & Kansen rapport (in voorbereiding).

Deinum, B., 1985. *Root mass of grass swards in different grazing systems.* Netherlands Journal Agricultural Science 33, 377-384.

Di, H.J., K.C. Cameron, S. Moore & N.P. Smith, 1999. *Contributions to nitrogen leaching and pasture uptake by autumn-applied dairy effluent and ammonium fertilizer labeled with ^{15}N isotope.* Plant and Soil 210: 189-198.

Dils R.M. & A.L. Heathwaite, 1999. *The controversial role of tile drainage in phosphorus export from agricultural land.* Water Science and Technology 39: 55-61.

Dinnes, D.L., D.L. Karlen, D.B. Jaynes, T.C. Kaspar, J.L. Hatfield, T.S. Colvin & C.A. Cambardella, 2002. *Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained midwestern soils*. Agronomy Journal 94: 153-171.

Eertwegh, G.A.P.H. van den & C.L. van Beek, 2004. *Veen, water en vee. Water- en nutriëntenhuishouding van een veenweidepolder.* Eindrapport Veenweideproject fase 1.

Fraters, B., L.J.M. Boumans, T.C. van Leeuwen & W.D. de Hoop, 2001. *Monitoring Nitrogen Leaching for the Evaluation of the Dutch Minerals Policy for Agriculture in Clay Regions.* The Scientific World 2001-1: 758-766.

Hansson, A.C. & O. Andren, 1986. *Below-ground plant production in a perennial grass ley assessed with different methods.* Journal. Applied Ecology 23, 657-666

Hassink, J., 1994. *Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization.* Soil Biology Biochemistry 26, 1221-1231.

Haygarth, P.M., L. Hepworth & S.C. Jarvis, 1998. *Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland.* Eur. J. Soil Science 49: 65-72.

Heinen M., K.B. Zwart & E.W.J. Hummelink, 2005. *Calibratie van de reductiefuncties in een eenvoudig denitrificatiemodel.* Alterra-rapport 1216. Alterra, Wageningen, 33 p.

Hoogerkamp, M. 1984. *Changes in productivity of grassland with ageing.* Doctoral dissertation, Agricultural University Wageningen, The Netherlands

Koopmans, G.F., W.J. Chardon & C. van der Salm, 2005. *Disturbance of water-extractable phosphorous determination by colloidal particles in a heavy clay soil from the Netherlands.* Journal Environmental. Quality 34: 1446-1450.

Middelkoop, J.C., C. van der Salm, D.J. den Boer, M. ter Horst, W.J. Chardon, R.F. Bakker, R.L.M. Smits, P.A.I. Ehlert & O.F. Schoumans, 2004. Effecten van fosfaat- en stikstofoverschotten op grasland. Praktijkrapport Rundveer 48. Animal Sciences Group. Lelystad. 100 pp.

Mageson, G.N., R.E. White & D.R. Scotter, 1996. *Nitrate leaching from a drained sheep-grazed pasture. I. Experimental results and environmental implications.* Australian Journal Soil Research 34: 55-67

MNP, 2005. Milieu en Natuurcompendium, Depositie van verzurende stoffen per verzuringsgebied en per provincie in 2003., www.mnp.nl, Bilthoven, the Netherlands

Oenema, J., H.F.M. Aarts & B. Habekotté, 2000. *Het mineralenspoor in 'Koeien en Kansen'. Uitgangssituatie mineralenstromen.* Plant Research International, Wageningen. Koeien en Kansen rapport nr. 3

Oenema, J., H.F.M. ten Berge, C.J. de Jong & B. Fraters, 2002. *Stikstofoverschotten in 'Koeien en Kansen' en de relatie tot nitraatconcentraties in grond- en oppervlaktewater. Analyse van stikstofoverschotten in 1997-2000 en nitraatconcentraties in 1999-2001.* Plant Research International, Wageningen. Koeien en Kansen rapport nr. 11

Plette, S., C. van Beek, C. van der Salm & R.Hendriks, 2004. *Mest en oppervlaktewater. Een synthese van de 3 DOVE projecten ten behove van de evaluatie meststoffenwet 2004.* RIZA werkrapport 2004.092x, RIZA, Lelystad.

Reijneveld, J.A., 2001. *Effecten van verminderde fosfaatgiften op fosfaatfixerende gronden.* Plant Research International, Wageningen. Koeien en Kansen rapport nr. 6

Smith, K.A., C.P. Beckwith, A.G. Chalmers & D.R. Jackson, 2002. *Nitrate leaching following autumn and winter application of animal manures to grassland.* Soul Use Management 18: 428-434.

Smits, M.C.J., G.J. Monteny, J. Oenema & H.F.M. Aarts, 2000. *Monitoring ammonia emissions on dairy farms in the framework of Dutch nutrient policy.* In: K. Amaha & K. Ichito

(Eds.), Proceedings of the 2nd Dutch-Japanese workshop on precision dairy farming, Nishinasuno, Japan, pp 81-89.

Steenvoorden, J.H.A..M., W.J. Bruins, M.M. van Eerdt, M.W. Hoogeveen, N. Hoogervorst, J.F.M. Huismans, H. Leneman, H.G. van der Meer, G.J. Monteny & F.J. de Ruijter, 1999. *Monitoring van nationale ammoniakemissies uit de landbouw; Op weg naar een verbeterde rekentechniek*. DLO-Staring Centrum, Wageningen, Reeks milieuplanbureau 6, 142 pp.

Torenbeek, R., 2003. *Diffuse belasting van oppervlaktewater met nutriënten uit de veehouderij (DOVE). Grasland op zand*. STOWA Rapport 16, Utrecht.

Tyson, K.C., D. Scholefield, S.C. Jarvis & A.C. Stone, 1997. *A comparison of animal output and nitrogen leaching losses recorded from drained fertilized grass and grass/clover pasture*. J. Agr. Sci. 129:315-323

Van Beek, C.L., E.W.J. Hummelink, G.L. Velthof & O. Oenema, 2004. *Denitrification rates in relation to groundwater level in a peat soil under grassland*. Biology and Fertility of Soils, 39, 329-336.

Van der Salm, C., J. Dolfing, M. Heinen & G.L. Velthof, subm. *Estimation of N losses via denitrification from a heavy clay soil under grass*. Agriculture, Ecosystems and Environment

Velthof, G.L. & Oenema, O. 1995. *Nitrous fluxes from grassland in the Netherlands: I. Statistical analysis of flux chamber measurements*. European Journal of Soil Science, 46, 533-540.

Watson, C.J., C. Jordan, P.J. Taggart, A.S. Laidlaw, M.K. Garett & R.W.J. Steen, 1992. *The leaky N-cycle on grazed grassland*. In: Archer, J.R., K.W.T. Goulding, S.C. Jarvis, C.M. Knott, E. Lord, S.E. Ogilvy, J. Orson, K.A. Smith, B.Wilosn (Eds.). Nitrate and farming systems. Aspects of applied biology 30.

Whitehead, D.C., 1986. Sources and transformation of organic nitrogen in intensively managed grassland soils. In Meer, H.G. van der, J.C. Ryden & G.C. Ennik, *Nitrogen fluxes in intensive grassland systems*. Developments in Plant and Soil Sciences Vol 23, pp. 47-58, Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht.

Bijlage 1 Technisch rapport fosfaatonderzoek project DOVE-klei

G.F. Koopmans, A. van den Toorn en R. Aalderink

Inleiding

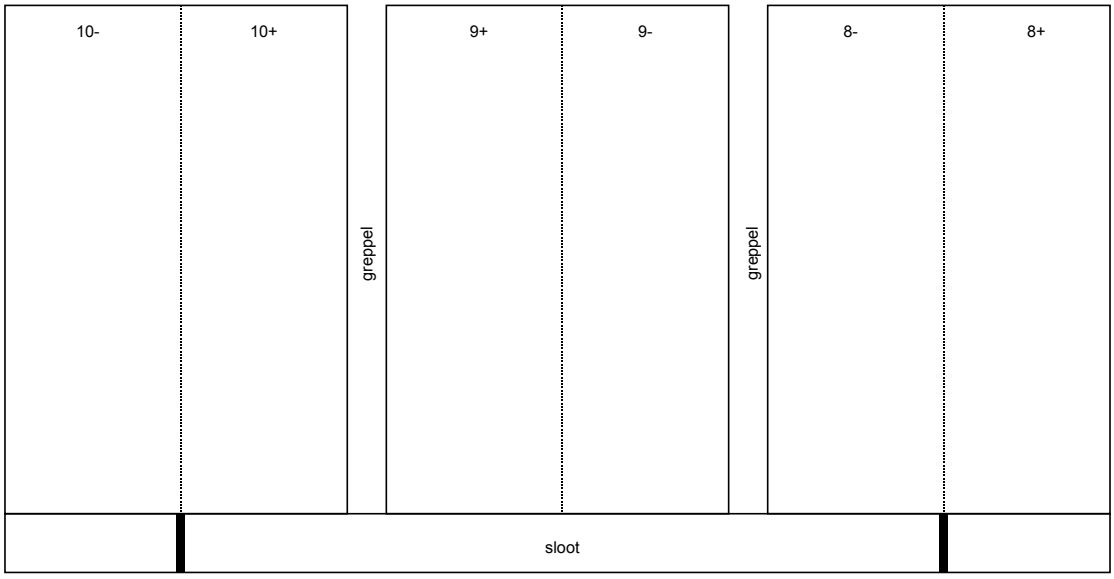
Eutrofiëring van het Nederlandse oppervlaktewater is een groot probleem. De gemiddelde bijdrage van landbouwgronden aan de totale belasting van het oppervlaktewater met fosfor (P) bedraagt circa 54% (RIVM, 2004). Er zijn echter nog weinig kwantitatieve gegevens over de grootte van de verliezen van P en de afzonderlijke transportroutes van grasland op kleigrond, terwijl het areaal grasland op kleigrond relatief groot is. De grootte van de belasting van het oppervlaktewater is onbekend, evenals de bijdragen van de verschillende transportroutes. Indien er sprake is van een hoge belasting, is het dus onbekend op welke wijze er via maatregelen in de bedrijfsvoering kan worden kan worden ingegrepen om de belasting te verminderen.

In het project *D*iffuse belasting *O*ppervlaktewater vanuit de *VE*ehouderij (DOVE) wordt de belasting van het oppervlaktewater en de verliezen via de afzonderlijke transportroutes van grasland op kleigrond gekwantificeerd (DOVE-klei). Het project DOVE-klei wordt uitgevoerd op het melkveehouderijbedrijf 'De Tweesprong' in Waardenburg. In dit technische rapport worden de resultaten gepresenteerd van twee deelonderzoeken die in het kader van het project DOVE-klei zijn uitgevoerd. In het eerste deelonderzoek is de P-toestand van de grond gekarakteriseerd, door middel van het gebruik van verschillende extracties. Fosfor is in de bodem aanwezig in de anorganische en organische vorm en kan zowel voor een zeer klein deel zijn opgelost in het bodemvocht als gebonden zijn aan de vaste fase van de bodem. Hierbij betekent een hoog totaal P-gehalte niet persé een hoge totale P-concentratie in de bodemoplossing en omgekeerd. De verdeling van P over het bodemvocht en de vaste fase is afhankelijk van bodemeigenschappen. Karakterisatie van P in de bodem met behulp van eenvoudige extracties geeft niet alleen inzicht in het totale P-gehalte maar ook de verdeling daarvan over de verschillende pools. Deze verdeling van P is echter niet statisch maar afhankelijk van de tijd: de tijd speelt een zeer belangrijke rol bij de verdeling van P over het bodemvocht en de vaste fase van de bodem. Met behulp van het computermodel ANIMO kan het gedrag van P in de bodem op een dynamische manier worden beschreven. Hiertoe zijn vergelijkingen opgesteld, welke zijn ontwikkeld op basis van experimenteel en modelmatig onderzoek in kalkloze zandgronden. In het tweede deelonderzoek worden laboratoriumexperimenten uitgevoerd om deze vergelijkingen voor kleigrond te parameteriseren.

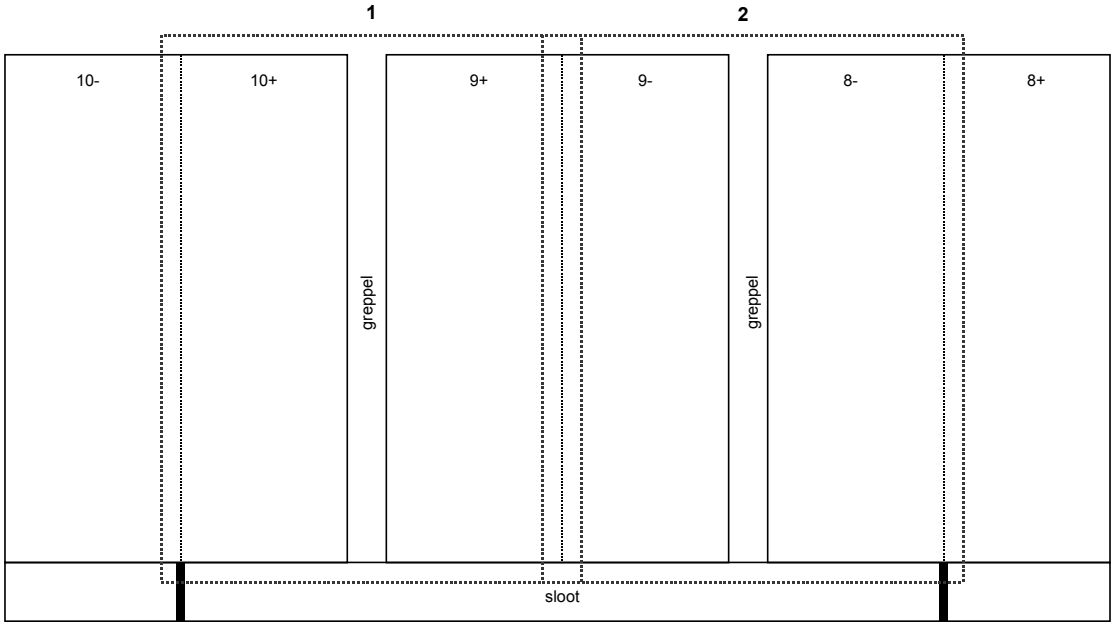
2. Materialen en methoden

2.1. Beschrijving locatie melkveehouderij 'De Tweesprong' in Waardenburg

Op de melkveehouderij 'De Tweesprong' in Waardenburg worden 3 percelen onderscheiden: 8, 9 en 10. Deze percelen worden gescheiden door middel van greppels. De greppels zijn aangelegd door grond uit te graven en de grond te verplaatsen naar het midden van het perceel. Hierdoor bezitten de percelen een bolling. Op ieder perceel is in het kader van het project 'Koeien en kansen' een plus- en een min–behandeling aangelegd. Ieder perceel is in het midden in de lengterichting gesplitst; op de ene helft is de plus-behandeling aangelegd en op de andere helft is de min-behandeling aangelegd (Figuur 1). Een plus-behandeling betekent een positief fosfaatoverschot; een min-behandeling betekent een negatief fosfaatoverschot. De grootte van het positieve en negatieve fosfaatoverschot is gelijk voor de plus- en de min-behandeling van ieder perceel. Als gevolg van de bolling wateren de percelen 10+ en 9+ af op dezelfde greppel. De percelen 9- en 8- wateren eveneens af op dezelfde greppel. De afvoer uit deze greppels wordt afzonderlijk bemonsterd. Dit geldt eveneens voor de afvoer uit de drainagebuizen van de percelen 10+ en 9+ en de afvoer uit de drainagebuizen van de percelen 9- en 8-. De percelen 10+ en 9+ en de percelen 9- en 8- kunnen dus vanuit hydrologisch perspectief worden beschouwd als twee verschillende plots (plot 1 en plot 2), met ieder een verschillende behandeling (Figuur 2). De bemonstering van de grond wordt hierop gebaseerd.



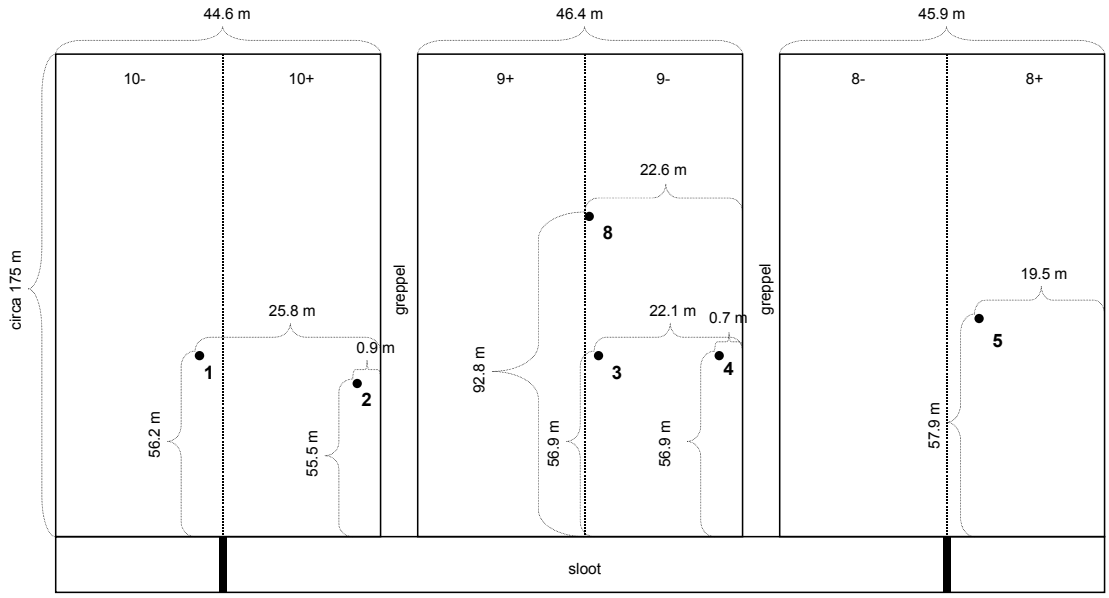
Figuur 1. Locatie melkveehouderij 'De Tweesprong' in Waardenburg



Figuur 2. De percelen 10+ en 9+ en 9- en 8- worden beschouwd als twee verschillende plots, met ieder een verschillende behandeling

2.2. Bodemkartering

Om inzicht te verkrijgen in de afhankelijkheid van de adsorptie- en desorptiekarakteristieken van P van bodemeigenschappen is besloten om een profielbemonstering op basis van horizonten uit te voeren. Harm Rosing heeft in het najaar van 2003 het bodemprofiel gekarteerd. Uitgangspunt hierbij was het volgende: de variatie van het bodemprofiel is in de breedterichting van de percelen veel groter dan die in de lengterichting als gevolg van het verplaatsen van grond bij de aanleg van de greppels. De kartering is dus uitgevoerd in de breedterichting van de percelen, waarbij in het midden van de percelen en dichtbij de greppels boringen zijn uitgevoerd (Figuur 3). Op basis van deze informatie zijn de te bemonsteren horizonten vastgesteld. De volgende 4 horizonten worden onderscheiden: A, Cg, Cgr, en Cr (Tabel 1). Met name de dikte van laag A varieert als functie van de afstand tot de greppel.



Figuur 3. Boorpunten waar het bodemprofiel is gekarteerd

2.3. Bemonstering

Er is een profielbemonstering op basis van horizonten uitgevoerd. Binnen een plot zijn twee strata onderscheiden: twee koppen (de hoogste punten van een plot) en de beide zijden van een greppel. Binnen een plot zijn dus twee hellingen van twee koppen en de beide zijden van één greppel aanwezig. Op de twee hellingen en aan beide zijden van de greppel is in de lengterichting van de percelen een denkbeeldige lijn getrokken (Figuur 4). Binnen een plot zijn dus vier lijnen getrokken. De lijn begint op 10 tot 25 m vanaf de slootkant (gekozen op basis van de hoogtekaart van Rob Hendriks) en eindigt ter hoogte van de dam, die is aangelegd in de greppels. De afstand tussen de lijn en het midden van het perceel (de kop) of de greppel is 1 m. Per lijn zijn op 5 willekeurig gekozen plaatsen boringen uitgevoerd. Afwijkende plekken, zoals mestflatten en urineplekken, zijn niet in de bemonstering betrokken. De bemonstering is in het najaar van 2003 uitgevoerd. Per plot zijn 4 lijnen maal 5 plaatsen = 20 boringen uitgevoerd; het totale aantal boringen bedroeg 2 plots maal 20 boringen = 40. Bij iedere boring zijn de vier verschillende horizonten afzonderlijk bemonsterd, tot op een diepte van 1.5 m.

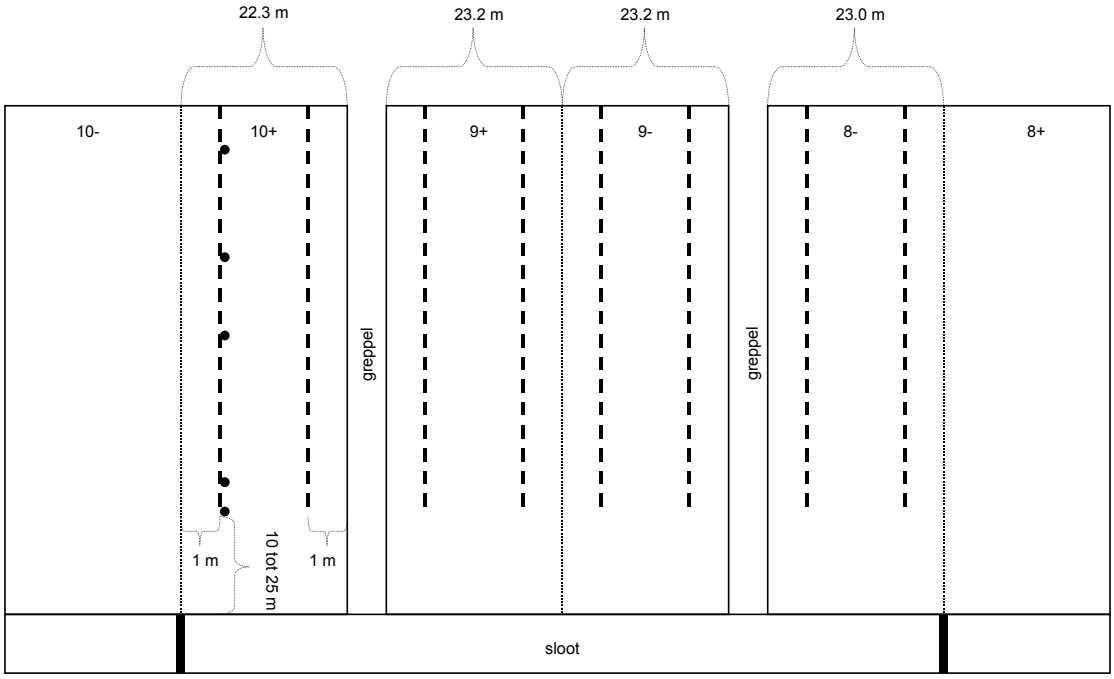
De voorbehandeling (40ºC drogen en breken) van de grondmonsters heeft plaatsgevonden bij Alterra. Na voorbehandeling zijn op basis van gewicht mengmonsters gemaakt: per plot zijn de grondmonsters van de tien boringen van de twee hellingen van de beide koppen en de grondmonsters van de tien boringen van de beide zijden van de greppel per horizont op basis van gewicht gemengd. Op deze wijze zijn dus 2 plots maal 2 strata maal 4 horizonten = 16 mengmonsters verkregen.

Tabel 1. Resultaten van de bodemkartering 1.

Boorpunt	Horizont	Laag
1	Apg	0-40
	Cg	40-85
	Cgr	85-140
	Cr	140-150
2	Apg	0-15
	Cg	15-*70*
	Cgr	70-110
	Cr	110-150
3	Aap	0-30
	Cg	30-120
	Cgr	120-140
	Cr	140-150
4	Apg	0-15
	Cg	15-100
	Cgr	100-115
	Cr	115-150
5	Aap	0-35
	Cg	35-100
	Cgr	100-130
	Cr	130-135
8	Aapg	0-40
	Cg	40-100
	Cgr	100-115
	Cr	115-150

[1] Toelichting hoofdletters: A = Een minerale of moerige horizont waarin de organische stof geheel of vrijwel geheel is omgezet. In cultuurgronden is de A horizont de bovenste horizont (teelaarde). C = Een minerale of moerige horizont die weinig of niet is veranderd door bodemvormende processen (moedermateriaal). kleine letters: a = Materiaal wat door de mens van elders is aangevoerd. g = Aanduiding bij horizonten met roestvlekken. p = Aanduiding voor door de mens bewerkte horizonten. r = Aanduiding bij minerale en moerige horizonten die geheel gereduceerd zijn.

Naast de profielbemonstering is de 0-10 cm laag van de bodem bemonsterd. Hierbij is gebruik gemaakt van dezelfde methode als bij het bemonsteren van de horizonten. Per lijn zijn op willekeurig gekozen plaatsen in totaal 40 steken genomen. Na voorbehandeling zijn mengmonsters gemaakt op basis van gewicht. Per plot zijn de grondmonsters van de twee hellingen van de beide koppen en de grondmonsters van beide zijden van de greppel samengevoegd. Op deze wijze zijn dus 2 plots maal 2 strata maal 1 bodemlaag = 4 mengmonsters verkregen.



Figuur 4. Op de twee hellingen van de beide koppen en aan beide zijden van de greppel is in de lengterichting van de percelen een denkbeeldige lijn getrokken; langs deze lijnen heeft op willekeurig gekozen plaatsen de profielbemonstering en de bemonstering van de 0-10 cm bodemlaag plaatsgevonden

2.4. Karakterisatie van de fosfortoestand

In de 16 mengmonsters van de profielbemonstering en de 4 mengmonsters van de bemonstering waarbij de 0-10 cm bodemlaag is bemonsterd zijn een aantal fysisch-chemische eigenschappen gemeten en is de P-toestand gekarakteriseerd. In deze mengmonsters zijn de volgende fysisch-chemische eigenschappen gemeten: pH-H_2O en gloeiverlies. De pH-H_2O is gemeten in een 1:5 (w/v/) waterextract. De 16 mengmonsters zijn nogmaals per horizont op gewichtsbasis gemengd; op deze wijze zijn dus 4 mengmonsters verkregen. In deze 4 mengmonsters zijn de volgende fysisch-chemische eigenschappen gemeten: organisch stof- en $CaCO_3$-gehalte en granulaire samenstelling. Deze analyses zijn uitgevoerd door het Blgg. Het organisch stofgehalte is gemeten met behulp van een koolstofbepaling en een vergassings-techniek.

Bij de karakterisatie van de P-toestand is gebruik gemaakt van verschillende extracties om zowel het totale P-gehalte in de bodem als de verdeling hiervan over de verschillende P-vormen te meten. Het totale P gehalte is gemeten met behulp van een extractie met Koningswater (mengsel van geconcentreerde HCl en HNO_3). Het organisch P-gehalte is berekend als het verschil van het gemeten totale P-gehalte na verbranding van een grondmonster in een oven bij 550ºC extractie met 0.5 M H_2SO_4 en het anorganisch P-gehalte na alleen een extractie met 0.5 M H_2SO_4 (Kuo, 1996). De totale pool gesorbeerd P en de grootte van het sorptiecomplex (Al en Fe-[hydr]oxiden) is gemeten met een extractie met zure ammonium oxalaat (P_{ox} en $[Al+Fe]_{ox}$) (Schwertmann, 1964). Bodemvocht is gesimuleerd met behulp van een 1:2

(w/v) extractie met water, een methode die is afgeleid van Sonneveld et al. (1999): 15 g grond is 24 h geschud met 30 mL water met 60 slagen per minuut (spm). De extracten zijn 10 min gecentrifugeerd (1800 x g); de anorganische P- en de totale P-concentraties zijn gemeten in 0.45 µm filtraten. Om de resultaten van deze studie in een praktische context te plaatsen zijn P-AL (Égner et al., 1960) en Pw (Sissingh, 1971) gemeten. Deze extracties worden in Nederland gebruikt voor het vaststellen van de fosfaattoestand van respectievelijk bouw- en grasland ten behoeve van bemestingsadvisering. In de gangbare landbouwpraktijk worden Pw en P-AL uitgedrukt in respectievelijk mg P_2O_5 L^{-1} of 100 g^{-1} grond; in deze studie zijn de resultaten uitgedrukt in mg P kg^{-1} om deze te kunnen vergelijken met de resultaten van de overige extracties. De Pw is gemeten door 1.2 mL grond 22 h te incuberen met 2 mL water bij 20ºC. Vervolgens is 70 mL water toegevoegd en is de suspensie 1 h end-over-end geschud met 30 ronden per minuut. De P-concentratie is gemeten na filtratie over een Schleicher & Schuell 602H filter. De filtraten waren na afloop zeer troebel; deze troebeling verdween na het toevoegen van circa 0.75 g NaCl aan een submonster van het filtraat van 25 mL. De P-concentratie is na filtratie opnieuw gemeten. De P-AL is gemeten door het Blgg. De Pw wordt op termijn hoogstwaarschijnlijk vervangen door een 1:10 (w/v) extractie met 0.1 M $CaCl_2$. Hierdoor is besloten om deze extractie in deze studie uit te voeren: 2 g grond is 2 h geschud met 20 mL 0.01 M $CaCl_2$ met 165 spm. De P-concentratie is gemeten na het centrifugeren van de extracten (10 min bij 1800 x g). De (anorganische) P-concentraties in de H_2SO_4-, 1:2 (w/v) water-, Pw- en $CaCl_2$-extracten zijn gemeten met de methode van Murphy en Riley (1962). De (totale) P-concentraties in de Koningswater-, zure ammoniumoxalaat-, en 1:2 (w/v) waterextracten zijn gemeten met behulp van de ICP.

2.5. Kinetiek van fosfor(de)sorptie

2.5.1. Theorie

De totale reactie van P met Al- en Fe-(hydr)oxiden in kalkloze zandgronden kan worden verdeeld in een snelle reversibele adsorptie reactie aan surface sites met reactie-tijd <24 h, en een langzame reactie: diffusie door de vaste fase of door microporiën van deze metaal-(hydr)oxiden gevolgd door precipitatie en/of adsorptie in aggregaten van de Al- en Fe-(hydr)oxiden. De totale pool gesorbeerde P (F) bestaat dus uit een pool reversibel geadsorbeerd P (Q) en uit een pool geabsorbeerd fosfaat (S): F=Q+S. De totale pool gesorbeerd fosfaat kan worden gemeten met een extractie met zure ammoniumoxalaat (P_{ox}). Deze extractie geeft eveneens een indicatie van de grootte van het sorptiecomplex in kalkloze zandgronden ($[Al+Fe]_{ox}$). De pool reversibel geadsorbeerd P kan worden gemeten met filterpapier geïmpregneerd met FeO. Het verschil tussen deze twee pools geeft een indicatie van de grootte van de pool geabsorbeerd P. Voor landbouwkundige en milieukundige doeleinden is met name de omgekeerde reactie van belang omdat desorptie van P de beschikbaarheid van P voor gewasopname en uitspoeling richting het grond- en oppervlaktewater bepaalt. Als de P-concentratie in de bodemoplossing wordt verlaagd wordt op korte termijn een snelle desorptiereactie verwacht van reversibel

geadsorbeerd P. Op langere termijn wordt het oplossen en/of desorptie van geabsorbeerd P verwacht. Voor het voorspellen van (de)sorptie van P in kalkloze zandgronden zijn vergelijkingen opgesteld die zijn opgenomen in het computermodel ANIMO.

Snelle reactie
De snelle reactie kan in een niet-evenwichtsituatie worden beschreven door de kinetische Langmuirvergelijking:

$$\frac{dQ}{dt} = k_a \times C \times (Q_{max} - Q) - k_d \times Q \qquad [1]$$

Bij evenwicht (na 24 h), waarbij dQ/dt=0, verandert vergelijking [1] in:

$$Q = \frac{Q_{max} \times K \times C}{1 + K \times C} \qquad [2]$$

waarbij $K=k_a/k_d$.

Langzame reactie
De langzame reactie van fosfaat is niet direct meetbaar; daarom wordt deze afgeleid uit een experiment, waarbij F wordt gemeten; S wordt berekend door F te corrigeren voor Q. De F pool kan worden gemodelleerd met behulp van een tijdsafhankelijke modified Freundlichvergelijking:

$$F_m = K_F \times C^N \times t^M \qquad [3]$$

Deze vergelijking wordt echter niet gebruikt in ANIMO; in plaats van de tijdsafhankelijke modified Freundlichvergelijking wordt een vergelijking met één of meerdere pools gebruikt om F in afhankelijkheid van C en de tijd te modelleren; als de Langmuirisotherm [2] wordt opgenomen, met daarin de gefitte waarden van Q_{max} en K, kan F in afhankelijkheid van C en de tijd worden gemodelleerd:

$$F = K_1 \times C^{n_1} \times (1 - \exp[-\alpha_1 \times t]) + K_2 \times C^{n_2} \times (1 - \exp[-\alpha_2 \times t]) + \\ + K_3 \times C^{n_3} \times (1 - \exp[-\alpha x \times t]) + \frac{Q_{max} \times K \times C}{1 + K \times C} \qquad [4]$$

Schatten van de parameters van de snelle reactie
Grondmonsters worden opgeladen door 15 g grond gedurende 7 dagen te incuberen in een verdunde zoutoplossing met verschillende P concentraties (0, 10, 25, 50, 90 en 150 mg P L^{-1}). De grond wordt gescheiden van de schudoplossing door midel van 0.45 µm filtratie. De grondmonsters worden aan de lucht gedroogd. De opgeladen grondmonsters worden gebruikt voor het meten van de P-evenwichtsconcentratie (C_e) en de grootte van de Q-pool. De C_e wordt gemeten door grond gedurende 7 dagen te incuberen met een verdunde zoutoplossing bij een grond:vloeistof verhouding van 1:4 (m/v). De anorganische P-concentratie wordt gemeten na mild

centrifugeren en 0.45 μm filtratie. De grootte van de Q-pool wordt gemeten door middel van een herhaalde FeO-stripextractie gedurende circa 200 h.
De parameters Q_{max} en K worden geschat door de Langmuirvergelijking te fitten op de relatie tussen Q en C_e. De k_d kan worden geschat door vergelijking [5] te fitten op de relatie tussen Q en de tijd:

$$Q_t = Q_{t=0} \times (1 - \exp[-k_d \times t]) \quad [5]$$

Er kan worden besloten om een vergelijking met twee pools (vergelijking [6]) te fitten op de relatie tussen de hoeveelheid gedesorbeerde P en de tijd: P uit de geabsorbeerde P-pool draagt namelijk eveneens bij aan de gemeten desorptie.

$$P_{des,t} = Q_{t=0} \times (1 - \exp[-k_{Q,d} \times t]) + S_{t=0} \times (1 - \exp[-k_{S,d} \times t]) \quad [6]$$

Bij het fitten van vergelijking [6] dient de som van Q en S gelijk te zijn aan F ofwel P_{ox}. De term $S_{t=0}$ kan worden gefit als P_{ox}-$Q_{t=0}$, zodat er in feite wordt gefit met één onbekende parameter. De k_a kan worden berekend uit $K=k_a/k_{(Q)d}$. Vergelijking [1] is nu volledig geparameteriseerd.

Schatten van de parameters van de langzame reactie
Grondmonsters worden opgeladen door 2.5 g grond te incuberen in een verdunde zoutoplossing met verschillende P concentraties (0, 10, 25, 50, 90 en 150 mg P L^{-1}) als functie van de tijd (0, 1, 3, 10, 60 en 290 dagen). De mate van P-sorptie wordt bepaald door de afname van anorganische P-concentratie te meten in de schudoplossing. Deze hoeveelheid gesorbeerde P wordt opgeteld bij het initiële P_{ox} gehalte van de grond, zodat een schatting van F wordt verkregen.

De relatie tussen F en de gemeten anorganische P-concentratie in de schudoplossing kan worden gefit met een tijdsafhankelijke modified Freundlichvergelijking (vergelijking [3]) zodat een schatting wordt verkregen van de parameters K_F, N en M. Deze vergelijking kan worden gebruikt voor het schatten van de maximale grootte van de totale pool gesorbeerd P (F_{max}) door extrapolatie naar een C van 90 mg P L^{-1} en een tijdsduur van 5 jaren. De verhouding tussen F_{max} en de grootte van het sorptiecomplex geeft een indicatie van de grootte van α_{max}. Deze vergelijking is echter niet opgenomen in ANIMO; om de langzame reactie te beschrijven dient gebruik te worden gemaakt van vergelijking [4[, waarin eveneens de Langmuirvergelijking (vergelijking [2]) is opgenomen, zodat F wordt gecorrigeerd voor Q. In vergelijking [2] zijn 3 pools opgenomen, om het gedrag van het langzaam gesorbeerde P te beschrijven.

2.5.2. Experimenten

Snelle reactie

Opladen grondmonsters
Er is 15 g grond afgewogen in een plastic fles met een volume van 1000 mL en geschud met 1000 mL verdunde zoutoplossing, met verschillende P-concentraties, namelijk: 0, 10, 25, 50, 90 en 150 mg P L^{-1}. De P-oplossingen zijn bereid uit het zout KH_2PO_4. De zoutconcentratie bedroeg 0.005 M $CaCl_2$ en 0.005 M KCl en de KCl-concentratie werd gecorrigeerd voor K afkomstig uit het zout KH_2PO_4. De suspensies zijn 7 d geschud met 56 spm in het donker. Voor iedere P-concentratie is de oorspronkelijke P-oplossing als blanco meegenomen. Een druppel chloroform is toegevoegd om biologische activiteit te voorkomen. De suspensies zijn gefiltreerd over een 0.45 µm filter. Het residu op het filter is nagespoeld met 100 mL van een mengsel bestaande uit 60% (v/v) ethanol en water; het residu is aan de lucht gedroogd. De anorganische en totale P-concentraties in het filtraat zijn gemeten volgens Murphy en Riley (1962) en met de ICP. De totale pool gesorbeerd P in het residu is gemeten met behulp van een zure ammoniumoxalaatextractie en de ICP.

Evenwichtsconcentratie
Er is 4.5 g grond afgewogen in een plastic fles met een volume van 50 mL en 7 d geschud met 18 mL verdunde zoutoplossing (1:4 [w/v]) met 56 spm. De anorganische en totale P-concentraties zijn gemeten volgens Murphy en Riley (1962) en met de ICP na mild centrifugeren (10 min bij 1500 x g) en 0.45 µm filtratie.

Desorptie-isotherm
Er is 1 g grond afgewogen in een glazen flesje met een volume van 100 mL en geschud met 40 mL verdunde zoutoplossing (0.005 M $CaCl_2$ en 0.005 M KCl; 1:40 [w/v]) en 1 FeO-strip gemonteerd op een houder in een zijwaartse end-over-end schudmachine bij 4 omwentelingen per min^{-1}. De FeO-strip is verwisseld na 4, 8, 24, 48, 72, 144 en 192 h en snel afgespoeld boven het flesje met verdunde zoutoplossing met behulp van een airbrush. Vervolgens is de FeO-strip grondig afgespoeld met water. De FeO-strip is opgelost in 40 mL 0.1 M H_2SO_4. De P-concentratie is gemeten met de ICP. Aan het eind van het desorptie-experiment (na 192 h) zijn de anorganische en totale P-concentraties in de verdunde zoutoplossing gemeten volgens Murphy en Riley (1962) en met de ICP na mild centrifugeren (10 min bij 1500 x g) en 0.45 µm filtratie.

Langzame reactie

Opladen grondmonsters
Er is 2.5 g grond afgewogen in een plastic fles met een volume van 200 mL en geschud met 150 mL verdunde zoutoplossing (0.005 M $CaCl_2$ en 0.005 M KCl) toe, met verschillende P concentraties, namelijk: 0, 10, 25, 50, 90 en 150 mg P L^{-1}. De suspensies zijn 1, 4, 11, 60 en 207 d geschud met 56 spm in het donker; tijdens de tijdsduren van 60 en 207 d is slechts enkele uren per dag geschud. Voor iedere P-

concentratie is de oorspronkelijke P-oplossing als blanco meegenomen. Een druppel chloroform is toegevoegd om biologische activiteit te voorkomen. De suspensies zijn gefiltreerd over een 0.45 µm filter. Het residu op het filter is nagespoeld met 100 mL van een mengsel bestaande uit 60% (v/v) ethanol en water; het residu is aan de lucht gedroogd. De anorganische en totale P-concentraties zijn in het filtraat gemeten volgens Murphy en Riley (1962) en met de ICP. De totale pool gesorbeerd P in het residu is gemeten met behulp van een zure ammoniumoxalaatextractie en de ICP. Het filter is meegenomen in de extractie.

3. Resultaten

3.1. Karakterisatie van de fosfortoestand

Tabel 2. Het gehalte organische stof (OS) en CaCO3 en de granulaire samenstelling gemeten in de 4 monsters die zijn gemaakt door de 16 mengmonsters per horizont te mengen op basis van gewicht. De metingen zijn uitgevoerd door het Blgg.

Horizont	OS	$CaCO_3$	Lutum (0-2 µm)	Silt (2-50 µm)	Zand (50-2000 µm)
	(%)				
A	9.9	0.4	56.8	40.6	2.6
Cg	6.9	0.7	58.5	39.5	1.9
Cgr	6.0	1.9	53.1	42.5	4.3
Cr	5.8	7.2	46.7	48.5	4.8

Op basis van de resultaten van de granulaire samenstelling en de indeling naar lutum, silt- en zandpercentage van Stiboka voor niet-eolische afzettingen kunnen de horizonten worden beschouwd als zeer zware kleigronden. Het organisch stofgehalte van de A-horizont is relatief hoog maar neemt duidelijk af met de diepte. Op basis van de resultaten van de analyse van organische stof en de indeling en benaming van organische stofklassen van Stiboka kan de A-horizont worden beschouwd als zeer humeus mineraal materiaal; de overige horizonten kunnen worden beschouwd als matig humeus materiaal. Het $CaCO_3$-gehalte van de A- en Cg-horizonten is relatief laag maar is duidelijk hoger in de Cgr- en Cr-horizonten. De pH-H_2O in laatstgenoemde horizonten is duidelijk hoger dan die van de A-horizont (Tabel 3). De pH-H_2O in de Cg-, Cgr- en Cr-horizonten is duidelijk hoger dan 7; in deze horizonten wordt het sorptiegedrag van P mede bepaald door $CaCO_3$.

Tabel 3. De pH-H2O en het gloeiverlies (GV) van de 16 mengmonsters van de profielbemonstering en de 4 mengmonsters van de 0-10 cm bodemlaag bemonstering. De metingen zijn uitgevoerd door Alterra.

Plot[1]	Stratum	Horizont	pH-H_2O	GV
				(%)
1	Greppel	A	6.8	9.4
1	Greppel	Cg	7.7	6.7
1	Greppel	Cgr	7.7	5.8
1	Greppel	Cr	7.6	6.6
1	Bolling	A	6.4	9.4
1	Bolling	Cg	7.3	6.7
1	Bolling	Cgr	7.5	5.6
1	Bolling	Cr	7.9	5.1
2	Greppel	A	6.8	7.9
2	Greppel	Cg	7.7	5.4
2	Greppel	Cgr	7.9	4.8
2	Greppel	Cr	7.9	5.4
2	Bolling	A	6.8	9.8
2	Bolling	Cg	7.7	5.9
2	Bolling	Cgr	7.7	5.9
2	Bolling	Cr	7.7	5.7
0-10 cm				
1	Greppel	-	6.4	10.5
1	Bolling	-	6.4	9.8
2	Greppel	-	6.6	11.6
2	Bolling	-	6.3	10.1

[1]Plot 1 wordt gevormd door de percelen 10+ en 9+ en plot 2 wordt gevormd door de percelen 9- en 8-.

Tabel 4. De P-concentraties in 1:2 (w/v) water extracten en de gehalten anorganisch en totaal P in 0.5 M H2SO4 voor en na gloeien en het gehalte organisch P, berekend als het verschil tussen totaal P en anorganisch P, en het gehalte totaal P in Koningswater van de 16 mengmonsters van de profielbemonstering en de 4 mengmonsters van de 0-10 cm bodemlaag bemonstering. De cijfers tussen haakjes geven de percentages weer van organisch P ten opzichte van totaal P in 0.5 M H2SO4 en van totaal P in Koningswater ten opzichte van totaal P in 0.5 M H2SO4. De metingen zijn uitgevoerd door Alterra.

			1:2 (w/v) water		0.5 M H_2SO_4			Konings-water
Plot[1]	Stratum	Hori-zont	P_i[2]	P_t[2]	P_i	P_t	P_o[2]	P_t
			(mg P L^{-1})		(mg P kg^{-1})			
1	Greppel	A	0.04	0.05	319	662	343 (52)	538 (81)
1	Greppel	Cg	0.00	0.01	287	422	135 (32)	376 (89)
1	Greppel	Cgr	0.03	0.01	595	589	-6 (-1)	562 (95)
1	Greppel	Cr	0.00	0.01	505	584	78 (13)	463 (79)
1	Bolling	A	0.11	0.09	354	848	495 (58)	670 (79)
1	Bolling	Cg	0.00	0.01	178	428	250 (58)	333 (78)
1	Bolling	Cgr	0.02	0.00	421	564	143 (25)	489 (87)
1	Bolling	Cr	0.01	0.01	415	522	107 (20)	406 (78)
2	Greppel	A	0.02	0.03	187	591	404 (68)	421 (71)
2	Greppel	Cg	0.00	0.00	377	555	178 (32)	488 (88)
2	Greppel	Cgr	0.02	0.00	544	639	95 (15)	531 (83)
2	Greppel	Cr	0.01	0.01	415	467	52 (11)	371 (79)
2	Bolling	A	0.03	0.06	323	887	564 (64)	618 (70)
2	Bolling	Cg	0.01	0.00	494	572	77 (14)	421 (74)
2	Bolling	Cgr	0.00	0.00	413	527	115 (22)	384 (73)
2	Bolling	Cr	0.01	0.00	423	519	96 (18)	425 (82)
0-10 cm								
1	Greppel	-	0.02	0.06	246	692	446 (65)	595 (86)
1	Bolling	-	0.03	0.07	242	744	502 (67)	613 (82)
2	Greppel	-	0.12	0.10	277	789	512 (65)	662 (84)
2	Bolling	-	0.12	0.09	232	558	326 (58)	612 (110)

[1] Plot 1 wordt gevormd door de percelen 10+ en 9+ en plot 2 wordt gevormd door de percelen 9- en 8-.

[2] P_i = anorganisch P, P_t = totaal P en P_o = organisch P.

In de A-horizont van de greppel en bolling van plot 1 zijn de P-concentraties in de 1:2 (w/v) waterextracten hoger dan die van plot 2. De anorganische P-concentratie in het 1:2 (w/v) waterextract van de bolling van plot 1 overschrijdt de norm die is ingesteld voor het Nederlandse oppervlaktewater (0.1 mg ortho-P L^{-1}); bij een neerslagoverschot van 300 mm zou op jaarbasis 0.36 kg P ha^{-1} naar dieper gelegen bodenlagen kunnen uitspoelen. In de overige horizonten zijn de P-concentraties in het algemeen laag. In de 1:2 (w/v) waterextracten van de 0-10 cm bodemlaag van plot 2 zijn de P-concentraties daarentegen juist hoger dan die van plot 1. Zowel in het 1:2 (w/v) waterextract bij de greppel als bij de bolling wordt de norm van 0.1 mg ortho-P L^{-1} overschreden. Het organisch P-gehalte van de A-horizonten van plot 1 en plot 2 is duidelijk hoger dan die in de andere horizonten. Dit kan worden verklaard door de vorming van een organisch stof-rijke laag in de bovengrond als gevolg van het achterblijven van organische resten van de bovengrondse delen van gras en de wortels; als er weinig of geen (diepe) grondbewerking plaatsvindt wordt de organische stof niet verspreid tot op grotere diepte. Deze resultaten zijn in

overeenstemming met de hogere organische stof- en gloeiverliespercentages van de A-horizonten van plot 1 en plot 2 (Tabel 2 en Tabel 3).

Het totale P-gehalte is gemeten met Koningswater en met 0.5 M H_2SO_4 na gloeien. De totale P-gehalten van de A-horizonten van plot 1 en plot 2 zijn steeds duidelijk hoger dan die in de lager gelegen horizonten; er lijken geen verschillen te bestaan tussen plot 1 en plot 2. De totale P-gehalten van de A-horizonten zijn bovendien hoger bij de bolling dan die bij de greppel; dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het verplaatsen van met P-verrijkte bovengrond van greppel naar het midden van het perceel waardoor de ondergrond met een lager totaal P-gehalte bovengrond wordt. De totale P-gehalten zoals die zijn gemeten met een extractie met Koningswater zijn echter steeds lager dan die gemeten met 0.5 M H_2SO_4 na gloeien. Het percentage totaal P in Koningswater ten op zichte van totaal P in 0.5 M H_2SO_4 na gloeien varieert van 70 tot 95%. De destructie met H_2SO_4 in combinatie met gloeien lijkt dus effectiever te zijn; door gloeien bij 550ºC worden organische P-verbindingen volledig omgezet naar anorganische P. Anorganische P kan vervolgens goed worden opgelost en geëxtraheerd uit de grond met een zuur zoals 0.5 M H_2SO_4. Bij het gebruik van een extractie met zuur of een combinatie van zuren zoals in Koningswater verloopt de oxidatie van organische P-verbindingen minder effectief en wordt er dus minder P geëxtraheerd uit de grond. Koningswater is pincipie ontworpen om totale gehalten zware metalen te meten, die zouden kunnen vervluchtigen bij een droge oxidatie stap (mondelinge mededeling Joop Harmsen).

De gehalten P_{ox} van de A-horizonten van plot 1 en plot 2 bij de bolling zijn hoger dan die bij de greppel, evenals de totale P-gehalten (Tabel 4). Dit kan worden verklaard door de eerder genoemde oorzaak van het verplaatsen van met P-verrijkte bovengrond. Er lijken geen verschillen te bestaan tussen plot 1 en plot 2. Bovendien is er geen duidelijke trend waarneembaar met betrekking tot het verloop van P_{ox} met toenemende diepte. Het met zure ammoniumoxalaat geëxtraheerde P geeft een indicatie van de hoeveelheid anorganische P die is gesorbeerd aan de amorfe Al- en Fe-(hydr)oxiden. Het percentage P_{ox} ten opzichte van de anorganisch P geëxtraheerd met 0.5 M H_2SO_4 varieert van 56 tot 138% (Tabel 4). De lage percentages kunnen worden verklaard doordat P gebonden aan of binnen kleimineralen minder goed kan worden geëxtraheerd met zure ammonium oxalaat dan met 0.5 M H_2SO_4. Een andere verklaring is de volgende: in het algemeen neemt het percentage P_{ox} ten opzichte van de anorganisch P geëxtraheerd met 0.5 M H_2SO_4 af met toenemende diepte, en het zure ammonium oxalaat kan in de dieper gelegen horizonten worden geneutraliseerd door $CaCO_3$, waardoor de extractie met zure ammonium oxalaat minder effectief verloopt. Dit effect is naar verwachting minder groot voor H_2SO_4 aangezien het een sterker zuur is (0.5 M H_2SO_4). De mate van verzadiging van Al- en Fe-(hydr)oxiden is laag; de waarden van $P_{ox}/[Al+Fe]_{ox}$ variëren van 6 tot 12% terwijl de maximale verzadigingsgraad voor deze metaal-(hydr)oxiden in kalkloze zandgronden circa 40 tot 60% bedraagt (van der Zee et al., 1988; van der Zee en van Riemsdijk, 1988). De lage waarden van de verzadigingsgraad zijn in overeenstemming met de in het algemeen lage anorganische P-concentraties in de 1:2 (w/v) waterextracten. De waarden van $P_{ox}/[Al+Fe]_{ox}$ zijn in de Cr-horizonten opvallend genoeg steeds hoger dan die in de andere horizonten. Dit kan worden verklaard doordat de gehalten P_{ox}

nauwelijks afnemen met toenemende diepte terwijl de gehalten $[Al+Fe]_{ox}$ met name in de Cr-horizonten een grote afname vertonen.

Tabel 5. De resultaten van de extractie met zure ammoniumoxalaat van de 16 mengmonsters van de profielbemonstering en de 4 mengmonsters van de 0-10 cm bodemlaag bemonstering. De cijfers tussen de haakjes geven de percentages weer van Pox ten opzichte van het gehalte anorganisch P in 0.5 M H2SO4. De metingen zijn uitgevoerd door Alterra.

Plot[1]	Stratum	Horizont	P_{ox} (mg kg^{-1})	Al_{ox}	Fe_{ox}	$[Al+Fe]_{ox}$ (mmol kg^{-1})	$P_{ox}/[Al+Fe]_{ox}$ (%)
1	Greppel	A	279 (88)	1881	4812	156	6
1	Greppel	Cg	215 (75)	1861	5266	163	4
1	Greppel	Cgr	378 (64)	1486	5517	154	8
1	Greppel	Cr	352 (70)	944	3523	98	12
1	Bolling	A	386 (109)	1912	6163	181	7
1	Bolling	Cg	152 (86)	2075	3112	133	4
1	Bolling	Cgr	325 (77)	1563	5462	156	7
1	Bolling	Cr	272 (66)	1013	2856	89	10
2	Greppel	A	190 (102)	1783	3892	136	5
2	Greppel	Cg	302 (80)	1714	5537	163	6
2	Greppel	Cgr	374 (69)	1049	4177	114	11
2	Greppel	Cr	240 (58)	898	1800	66	12
2	Bolling	A	350 (108)	1690	6469	178	6
2	Bolling	Cg	276 (56)	1517	5039	146	6
2	Bolling	Cgr	262 (64)	1384	3636	116	7
2	Bolling	Cr	370 (87)	1220	4067	118	10
0-10 cm							
1	Greppel	-	323 (131)	1875	5633	170	6
1	Bolling	-	308 (127)	1719	5614	164	6
2	Greppel	-	303 (110)	1734	5374	160	6
2	Bolling	-	321 (138)	1814	6232	179	6

[1] Plot 1 wordt gevormd door de percelen 10+ en 9+ en plot 2 wordt gevormd door de percelen 9- en 8-.

Tabel 6. De resultaten van de extracties met 0.01 M CaCl2, Pw (gemeten na toevoegen van NaCl en het opnieuw filtreren van het waterextract) en P-AL. De laatstgenoemde extractie is door het Blgg uitgevoerd. De getallen tussen de haakjes bij Pw en P-AL geven de resultaten weer in respectievelijk mg P2O5 L-1 en mg P2O5 100 g-1 grond.

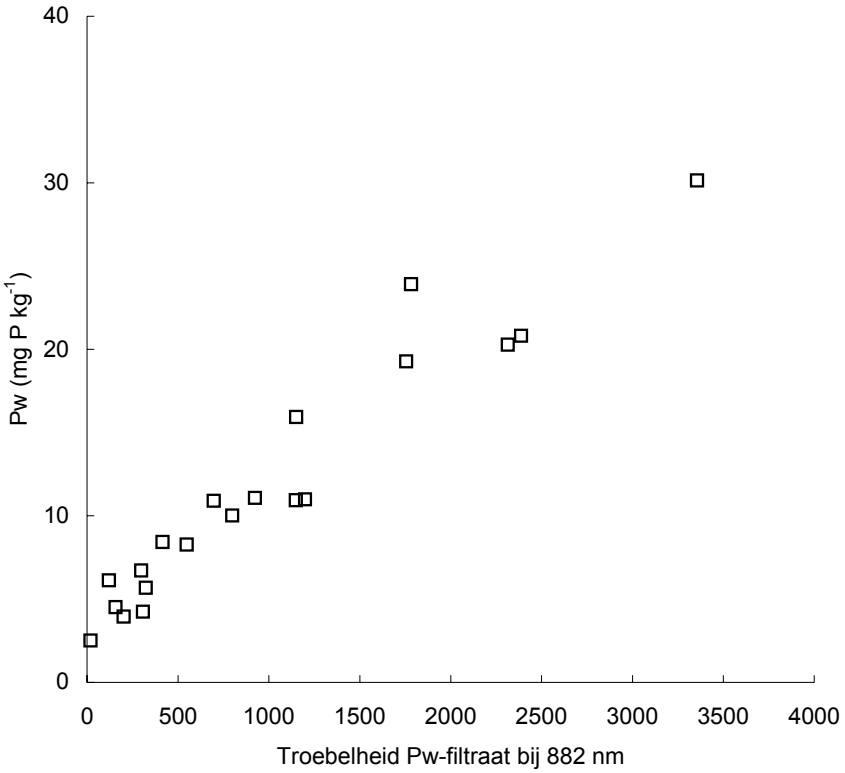
Plot[1]	Stratum	Horizont	1:10 (w/v) 0.01 M $CaCl_2$ (mg P kg^{-1})	Pw	P-AL
1	Greppel	A	0.19	1.2 (3.0)	<13 (<3)
1	Greppel	Cg	0.04	0.5 (1.2)	<13 (<3)
1	Greppel	Cgr	0.12	0.9 (2.4)	<13 (<3)
1	Greppel	Cr	0.14	0.9 (2.2)	39 (<9)
1	Bolling	A	0.37	1.4 (3.7)	13 (<3)
1	Bolling	Cg	0.04	0.6 (1.5)	<13 (<3)
1	Bolling	Cgr	0.08	1.2 (3.0)	<13 (<3)
1	Bolling	Cr	0.08	0.6 (1.5)	<13 (<3)
2	Greppel	A	0.07	0.5 (1.2)	<13 (<3)
2	Greppel	Cg	0.06	0.3 (0.7)	<13 (<3)
2	Greppel	Cgr	0.14	0.9 (2.4)	<13 (<3)
2	Greppel	Cr	0.09	0.5 (1.3)	<13 (<3)
2	Bolling	A	0.20	0.5 (1.4)	<13 (<3)
2	Bolling	Cg	0.08	0.8 (2.0)	<13 (<3)
2	Bolling	Cgr	0.07	0.5 (1.3)	<13 (<3)
2	Bolling	Cr	0.06	0.7 (1.7)	26 (<6)
0-10 cm					
1	Greppel	-	0.27	3.3 (8.4)	<13 (<3)
1	Bolling	-	0.30	1.8 (4.4)	<13 (<3)
2	Greppel	-	0.41	1.7 (4.4)	<13 (<3)
2	Bolling	-	0.26	1.6 (3.9)	<13 (<3)

[1]Plot 1 wordt gevormd door de percelen 10+ en 9+ en plot 2 wordt gevormd door de percelen 9- en 8-.

De P-AL wordt in Nederland gebruikt voor het vaststellen van de fosfaattoestand van grasland ten behoeve van bemestingsadvisering. De fosfaattoestand van de horizonten kan worden beschouwd als zeer laag; dit kan nadelige effecten hebben op de opbrengst van de grasoogst en het P-gehalte van gras. In 2000 zijn de Pw en P-AL van de percelen 10+ en 10- gemeten in het kader van het project Koeien&Kansen (Reijneveld, 2001); de Pw bedroeg respectievelijk 16 en 11 mg P2O5 L-1 terwijl de P-AL respectievelijk 11 en 8 mg P2O5 100 g-1 bedroeg. De in het project DOVE-klei in 2003 gemeten waarden van Pw en P-AL zijn dus veel lager. Dit kan voor een belangrijk deel worden verklaard door de bemonsteringsdiepte. De Pw en P-AL in het project Koeien&Kansen zijn gemeten in de 0-5 cm bodemlaag; in het project DOVE-klei is onder andere gemeten in de A-horizont die qua laagdikte varieert van 0-15 tot 0-40 cm (Tabel 1) en in de 0-10 cm bodemlaag. Fosfor heeft zich waarschijnlijk sterk geconcentreerd in de bovenste laag van de bodem; op grasland vindt er in het algemeen weinig tot geen grondbewrking plaats zodat er geen tot weinig menging opgetreedt van P over diepere bodemlagen.

In Figuur 5 is de relatie afgebeeld tussen de mate van troebelheid van het Pw-filtraat gemeten bij 882 nm zonder toevoeging van mengreagens en de Pw gemeten na toevoeging van mengreagens. Het Pw-filtraat waarin de troebelheid is gemeten is met

water verdund in plaats van mengreagens. De mate van troebelheid en de Pw zijn gemeten voor het toevoegen van NaCl. De relatie kan zeer goed worden beschreven door middel van een linair verband. De waarden van de Pw gemeten na toevoeging van mengreagens in Figuur 5 zijn veel hoger dan die zijn gemeten na het toedienen van NaCl (Tabel 5); de hoge Pw-waarden zijn waarschijnlijk artefacten en worden veroorzaakt door dispersie van kolloïdale deeltjes met een diameter kleiner dan 0.45 µm (effectieve poriëngrootte van een Schleicher & Schuell 602H filter) die de troebelheid van het Pw-filtraat veroorzaken. Dit is een belangrijke vinding en het is de vraag of de dispersie van kolloïdale deeltjes eveneens artefacten veroorzaakt bij het meten van de P-concentraties in 1:2 (w/v) waterextracten (Tabel 4) en in greppel- en drainwater. In de 1:2 waterextracten is de zoutconcentratie waarschijnlijk hoger dan die in de Pw-extracten als gevolg van een kleiner extractievolume, zodat de dispersie van kolloïdale deeltjes wordt tegengegaan.



Figuur 5. De relatie tussen de mate van troebelheid van het Pw-filtraat gemeten bij 882 nm zonder toevoeging van mengreagens en de Pw met toevoeging van mengreagens. Het Pw-filtraat waarin de troebelheid is gemeten is met water verdund in plaats van mengreagens. In beide Pw-filtraten is geen NaCl toegevoegd. De Pw is opnieuw geanalyseerd na toevoegen van NaCl en het opnieuw filtreren van het waterextract (Tabel 6)

3.2. Kinetiek van fosfor(de)sorptie

Snelle reactie

Tabel 7. Qmax en K van de Langmuirisotherm [2] gefit op de relatie tussen Q gemeten met de herhaalde FeO-stripextractie na verschillende incubatietijden en de P-evenwichtsconcentratie gemeten in het schudexperiment.

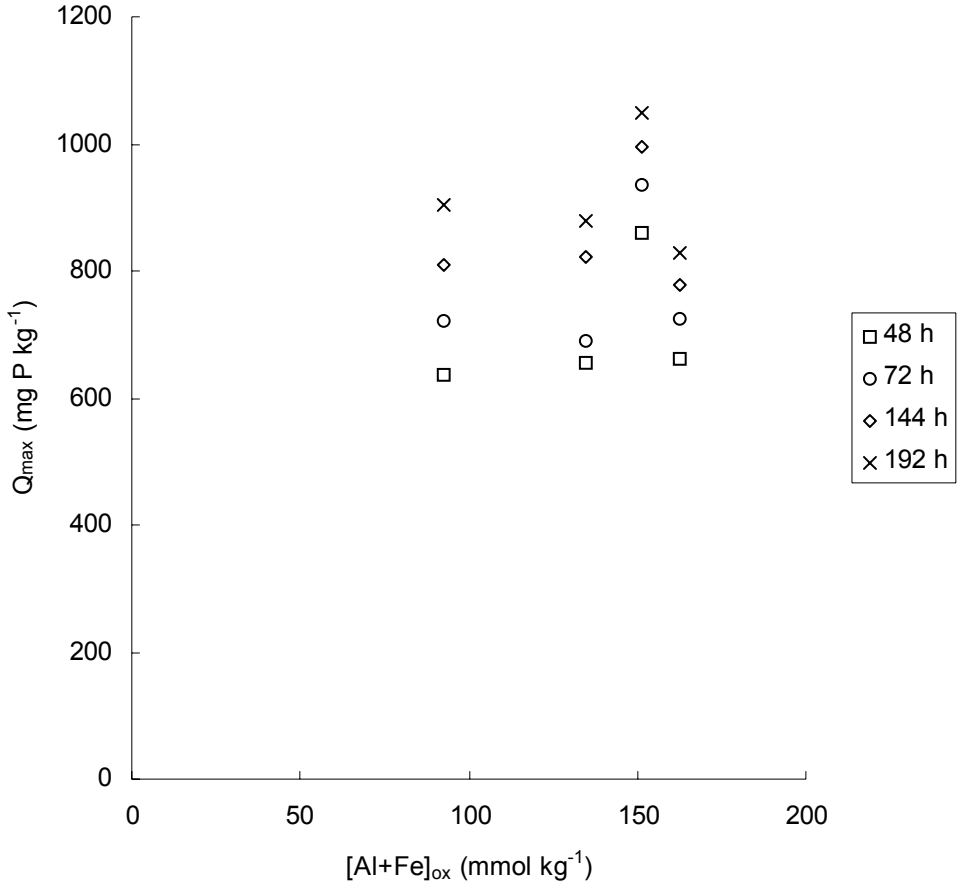
Horizont	Tijd (h)	Q_{max} (mg P kg^{-1})	K (L mg^{-1})	$R^2_{adj.}$	$[Al+Fe]_{ox}$[1] (mmol kg^{-1})	β[2] (%)
A	48	661	0.45	97.3	163	13
A	72	723	0.46	97.2	163	14
A	144	779	0.46	97.1	163	15
A	192	827	0.48	97.1	163	16
Cg	48	859	0.15	97.7	151	18
Cg	72	936	0.16	97.5	151	20
Cg	144	994	0.16	97.2	151	21
Cg	192	1050	0.17	97.0	151	22
Cgr	48	654	0.21	97.4	135	16
Cgr	72	689	0.23	97.6	135	16
Cgr	144	823	0.20	97.7	135	20
Cgr	192	878	0.20	97.1	135	21
Cr	48	636	0.23	99.4	93	22
Cr	72	722	0.22	99.2	93	25
Cr	144	809	0.21	99.2	93	28
Cr	192	905	0.20	99.0	93	32
A, Cg, Cgr, Cr	48	700	0.23	93.2	135	17
A, Cg, Cgr, Cr	72	760	0.24	93.2	135	18
A, Cg, Cgr, Cr	144	846	0.23	94.3	135	20
A, Cg, Cgr, Cr	192	897	0.24	94.2	135	21

[1] Het gemiddelde gehalte [Al+Fe]ox is per horizont berekend op basis van de resultaten die zijn gepresenteerd in Tabel 5.

[2] β is de molaire verhouding tussen Qmax en het gemiddelde gehalte [Al+Fe]ox.

Er bestaan duidelijke verschillen in de gefitte waarden van Qmax en K van de verschillende horizonten. Bovendien is er voor alle horizonten een duidelijk effect waarneembaar van de tijd op de gefitte waarden van Qmax en K: Qmax en K nemen duidelijk toe als de tijd waarover desorptie van P is gemeten toeneemt. Dit is een duidelijk nadeel van de experimentele opzet om het gekozen modelconcept te valideren, aangezien er geen duidelijke scheiding is tussen het moment waarop de snelle pool leeg is en alleen de langzame pool nog desorbeert. Bovendien zou de gemeten desorptie moeten worden gecorrigeerd voor de bijdrage uit de langzame pool. De waarden van β zijn hoger dan die zijn gevonden door van der Zee et al. (1988) voor kalkloze zandgronden; in de laatsgenoemde studie werd een waarde gevonden van 14%. Met name de β-waarden van de Cr-horizont zijn veel hoger dan de waarde van van der Zee (1988) en dan die van de andere horizonten. Gezien het relatief hoge percentage CaCO3 en de relatief hoge pH-H2O van de Cr-horizont (Tabel 2) is het de vraag of behalve Al- en Fe-(hydr)oxiden CaCO3 eveneens een

bijdrage levert aan het sorptiegedrag van P. Dit zou de relatief hoge β-waarden kunnen verklaren.



Figuur 6. De relaties tussen de gefitte waarden van Qmax en de gehalten [Al+Fe]ox voor de verschillende horizonten

In Figuur 6 is geen duidelijke relatie zichtbaar tussen de gefitte waarden van Qmax en de gehalten [Al+Fe]ox. Dit kan verklaard worden door de bijdrage van CaCO3 aan de sorptiecapaciteit van de vaste fase in de Cr-horizont, zodat een eventuele relatie wordt verstoord. Bovendien kan de sorptiecapaciteit van de in de verschillende horizonten aanwezige Al- en Fe-(hydr)oxiden verschillen; als gevolg van verschillen in fysisch-chemische karakteristieken tussen de verschillende horizonten kan de mate van kristallisatie verschillen. De meer amorfe Al- en Fe-(hydr)oxiden hebben een hogere sorptiecapaciteit dan de meer kristallijne metaal-(hydr)oxiden.

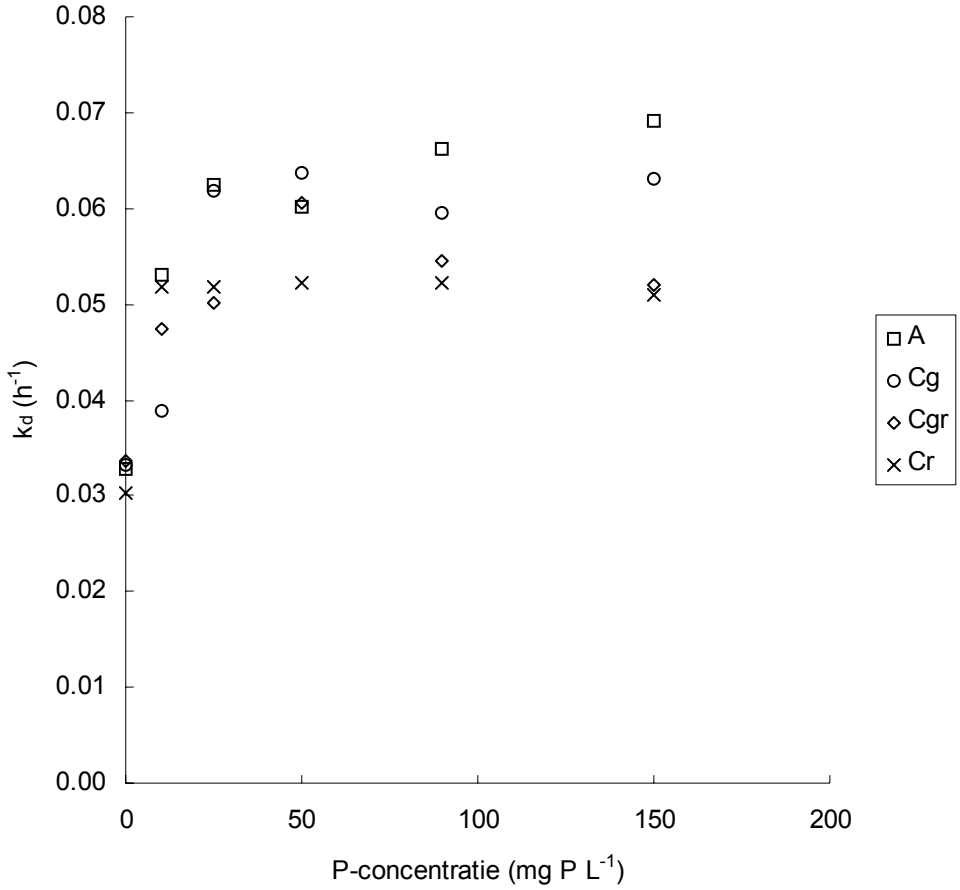
Tabel 8. De Qt=0 en kd van vergelijking [5] gefit op de relatie tussen de cumulatieve hoeveelheid gedesorbeerde Q gemeten met de herhaalde FeO-stripextractie en de tijd bij verschillende P-concentraties.

Horizont	P-concentratie (mg P L^{-1})	$Q_{t=0}$ (mg P kg^{-1})	k_d (h^{-1})	$R^2_{adj.}$
A	0	22	0.033	96.7
A	10	154	0.053	92.7
A	25	297	0.062	91.9
A	50	436	0.060	92.5
A	90	554	0.066	91.2
A	150	681	0.069	90.8
Cg	0	14	0.033	94.4
Cg	10	144	0.039	96.2
Cg	25	315	0.062	91.5
Cg	50	472	0.064	91.9
Cg	90	624	0.060	93.3
Cg	150	730	0.063	92.8
Cgr	0	21	0.034	96.8
Cgr	10	183	0.047	92.4
Cgr	25	293	0.050	90.6
Cgr	50	463	0.061	92.5
Cgr	90	519	0.055	88.9
Cgr	150	631	0.052	89.3
Cr	0	24	0.030	92.7
Cr	10	183	0.052	92.7
Cr	25	310	0.052	94.4
Cr	50	372	0.052	93.0
Cr	90	489	0.052	90.2
Cr	150	548	0.051	89.6

Er bestaan verschillen tussen de gefitte waarden van kd van de verschillende horizonten; deze verschillen zijn echter niet altijd even duidelijk bij de verschillende P-concentraties waarmee de grondmonsters zijn opgeladen. In het algemeen lijkt de kd van de A-horizont en in mindere mate die van de Cg-horizont hoger te zijn dan die van de Cgr- en Cr-horizonten. Omdat de K van de A-horizont hoger is dan die van de Cr-horizont, is de ka van de A-horizont eveneens hoger (K=ka/kd).

Er is een duidelijk effect van de P-concentratie op de gefitte waarde van kd. Bij de P-concentratie van 0 mg P L-1 zijn de gefitte waarden van kd veel lager dan die zijn gevonden bij de overige P-concentraties. Dit kan waarschijnlijk worden verklaard door de tijd waaraan de grondmonsters zijn blootgesteld aan P. De P die is gedesorbeerd uit de grondmonsters die zijn opgeladen bij een P-concentratie van 0 mg P L-1 is waarschijnlijk lange tijd in contact geweest met de vaste fase, zodat de P diep heeft kunnen binnendringen in de gronddeeltjes. Dit wordt weerspiegeld in een lagere kd omdat er eerst tijdsafhankelijke diffusie moet plaatsvinden voordat er daadwerkelijk overdracht plaatsvindt van de vaste fase naar de schudoplossing. Als een grondmonster wordt opgeladen met P, gebeurt dit gedurende een relatief korte tijd, zodat de P zich voornamelijk ophoopt aan de buitenkant van een gronddeeltje. Dit wordt weerspiegeld in een hogere kd-waarde, omdat er eerst geen diffusie hoeft plaats te vinden. Met een toenemende P-concentratie wordt de toename van kd minder groot, omdat het effect van diffusie van 'oude' P waarschijnlijk kwantitatief

minder belangrijk wordt. Dit is een beperking van de experimentele opzet om het gekozen modelconcept te parameteriseren.

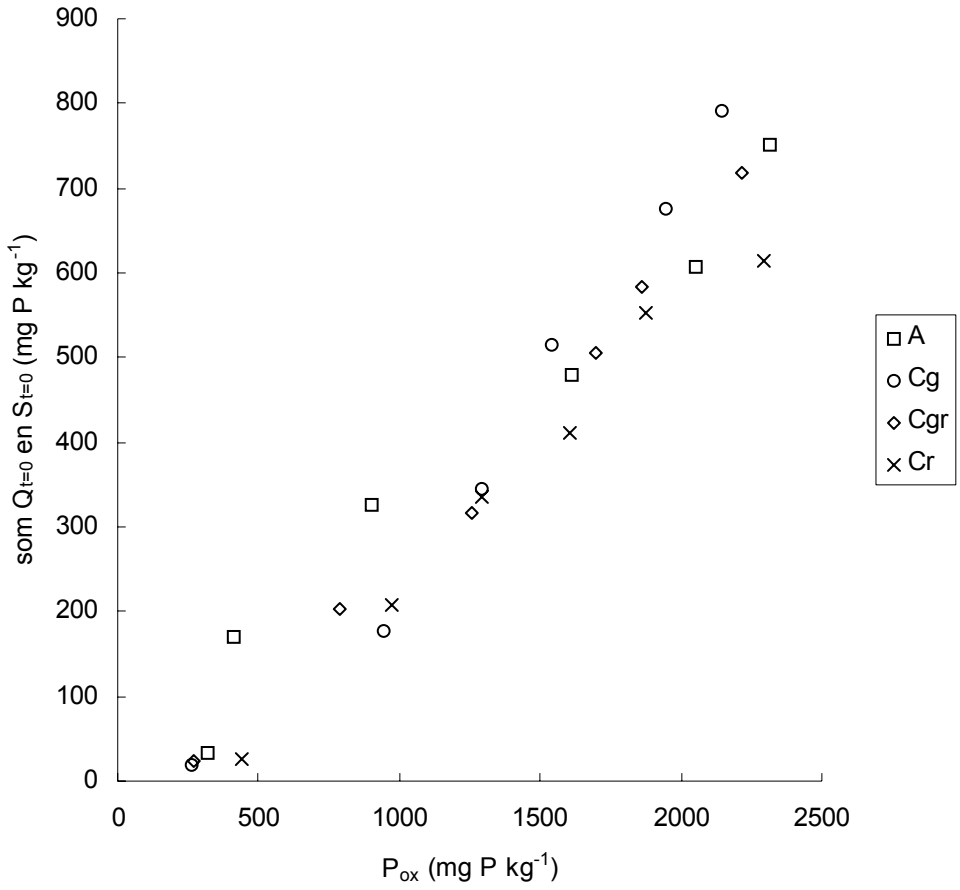


Figuur 7. De relatie tussen de gefitte waarden van de kd (vergelijking [5]) en de P-concentratie waarmee de grondmonsters zijn opgeladen

Tabel 9. De Qt=0 en kQ, d en St=0 en kS, d van vergelijking [6] gefit op de relatie tussen de cumulatieve hoeveelheid gedesorbeerde Q gemeten met de herhaalde FeO-stripextractie en de tijd bij verschillende P-concentraties. Tijdens het vaststellen van deze relatie vindt er zowel desorptie van P uit de Q- als uit de S-pool plaats, zodat vergelijking [6] conceptueel gezien de voorkeur zou moeten krijgen. Bovendien dient de som van Qt=0 en St=0 gelijk te zijn aan Pox.

Horizont	P-concentratie (mg P L^{-1})	$Q_{t=0}$ (mg P kg^{-1})	$k_{Q, d}$ (h^{-1})	$S_{t=0}$ (mg P kg^{-1})	$k_{S, d}$ (h^{-1})	$R^2_{adj.}$
A	0	14	0.064	18	0.0038	99.0
A	10	77	0.153	93	0.0166	99.3
A	25	158	0.166	169	0.0176	99.1
A	50	229	0.160	250	0.0177	99.3
A	90	287	0.184	321	0.0190	99.4
A	150	371	0.181	381	0.0181	99.4
Cg	0	9	0.060	11	0.0037	96.0
Cg	10	92	0.079	86	0.0067	99.6
Cg	25	157	0.182	189	0.0189	99.5
Cg	50	237	0.181	277	0.0197	99.4
Cg	90	302	0.170	373	0.0203	99.6
Cg	150	366	0.174	425	0.0203	99.4
Cgr	0	15	0.050	9	0.0070	97.0
Cgr	10	84	0.158	118	0.0159	99.2
Cgr	25	101	0.288	216	0.0216	99.8
Cgr	50	239	0.165	268	0.0183	99.4
Cgr	90	245	0.196	338	0.0158	99.8
Cgr	150	309	0.178	409	0.0142	99.5
Cr	0	16	0.053	9	0.0103	92.9
Cr	10	104	0.130	104	0.0125	99.1
Cr	25	151	0.143	185	0.0182	99.3
Cr	50	190	0.146	221	0.0159	99.2
Cr	90	248	0.164	306	0.0141	99.0
Cr	150	250	0.190	363	0.0158	99.1

Het fitten van vergelijking [6] is niet zinvol, omdat de sommen van de gefitte waarden van Qt=0 en St=0 absoluut niet overeenkomen met de gemeten waarden van Pox (Figuur 8) Conceptueel gezien lijkt het zinvol om vergelijking [6] te gebruiken om de desorptieconstante van de snelle pool af te leiden omdat hierbij een correctie plaatsvindt voor de bijdrage van desorptie van P uit de langzame pool. Gezien de resultaten die zijn gepresenteerd in Figuur 8 is het dan beter om vergelijking [6] te fitten met drie onbekenden in plaats van vier: St=0 kan worden gefit als Pox-Qt=0 (Tabel 10). De gefitte waarden van kd en Qt=0 kunnen sterk verschillen (Tabel 8 en Tabel 10).



Figuur 8. De relaties tussen de som van de gefitte waarden van Qt=0 en St=0 en de gemeten gehalten Pox

Tabel 10. De Qt=0 en kQ, d en St=0 en kS, d van vergelijking [6] gefit op de relatie tussen de cumulatieve hoeveelheid gedesorbeerde Q gemeten met de herhaalde FeO-stripextractie en de tijd bij verschillende P-concentraties. Tijdens het vaststellen van deze relatie vindt er zowel desorptie van P uit de Q- als uit de S-pool plaats, zodat vergelijking [6] conceptueel gezien de voorkeur zou moeten krijgen. St=0 kan worden gefit als Pox-Qt=0, zodat vergelijking [6] wordt gefit met drie onbekenden in plaats van vier onbekenden.

Horizont	P-concentratie (mg P L^{-1})	$Q_{t=0}$ (mg P kg^{-1})	$k_{Q,\,d}$ (h^{-1})	$S_{t=0}$[1] (mg P kg^{-1})	$k_{S,\,d}$ (h^{-1})	$R^2_{adj.}$
A	0	16	0.059	304	0.0001	99.2
A	10	115	0.096	298	0.0011	98.8
A	25	339	0.101	560	0.0006	98.6
A	50	434	0.111	1179	0.0006	98.3
A	90	534	0.115	1521	0.0007	98.4
A	150	230	0.105	2087	0.0008	98.6
Cg	0	10	0.061	257	0.0001	97.3
Cg	10	105	0.069	841	0.0003	99.6
Cg	25	369	0.106	920	0.0007	98.3
Cg	50	490	0.097	1050	0.0008	98.6
Cg	90	577	0.102	1368	0.0008	98.4
Cg	150	244	0.106	1903	0.0006	98.4
Cgr	0	16	0.052	257	0.0001	98.2
Cgr	10	132	0.093	658	0.0006	98.7
Cgr	25	360	0.101	900	0.0006	98.6
Cgr	50	371	0.114	1329	0.0008	98.4
Cgr	90	446	0.111	1412	0.0008	98.6
Cgr	150	213	0.101	2006	0.0006	97.0
Cr	0	14	0.074	426	0.0001	98.6
Cr	10	137	0.094	836	0.0004	99.0
Cr	25	280	0.093	1011	0.0005	98.9
Cr	50	351	0.106	1254	0.0007	98.5
Cr	90	388	0.108	1487	0.0007	98.2
Cr	150	240	0.087	2054	0.0005	98.9

[1] $S_{t=0}$ is berekend als de gemeten waarde van P_{ox} – de gefitte waarde van $Q_{t=0}$

Langzame reactie

Tabel 11. De resultaten van de kinetische Freundlich gefit op de relatie tussen F en de P-evenwichtsconcentratie als functie van de tijd.

Horizont	K_f (L kg^{-1} d^{-1})	N	M	$R^2_{adj.}$	F_{max}[1] (mg P kg^{-1})	α_{max}[2] (%)
A	463	0.23	0.11	96.9	2847	56
Cg	522	0.22	0.10	97.6	2891	62
Cgr	529	0.20	0.10	94.4	2650	63
Cr	395	0.23	0.18	95.1	4166	145
Cr	478	0.22	0.12	91.8	3075	73

[1] Fmax is de maximale hoeveelheid gesorbeerde P die is berekend op basis van een extrapolatie naar een blootstellingsduur van 1825 d bij een P-evenwichtsconcentratie van 90 mg P L-1.

[2] α_{max} is de molaire verhouding tussen F_{max} en het gemiddelde gehalte $[Al+Fe]_{ox}$ berekend per horizont op basis van de resultaten die zijn gepresenteerd in Tabel 5.

De kinetische Freundlichvergelijking is niet opgenomen in het computermodel ANIMO. In plaats van deze vergelijking wordt er gebruik gemaakt van vergelijking [4]; een vergelijking waarin de langzame pool is opgedeeld in drie verschillende subpools. Als de Langmuirisotherm eveneens wordt opgenomen in deze vergelijking kunnen de resultaten van het experiment om de langzame reactie te parameteriseren

worden gefit en hoeft de gemeten P_{ox} niet te worden gecorrigeerd voor Q. Echter de mechanistische betekenis van het gebruik van drie verschillende subpools is onduidelijk.

Bijlage 2 Het lot van afgespoeld stikstof in greppels: een ^{15}N labelingsstudie

1. Inleiding

De afvoer van N uit de greppels was opmerkelijk laag (zie hoofdstuk 4 van dit rapport). Aangezien omstandigheden in de greppels, met name de vochtigheids graad, relatief goed waren voor denitrificatie, is een extra studie uitgevoerd naar het lot van afgespoeld N in greppels. Het ging hierbij om het kwantificeren van 3 verschillende verliesroutes van N:

1) denitrificatie van afgespoeld N in de greppels;
2) uitspoeling van nitraat, ammonium of organisch N;
3) vastlegging van N in de bodem

Er is gekozen voor een benadering met ^{15}N gelabeld materiaal, teneinde een onderscheid te kunnen maken tussen 'normaal' N en N toegevoegd op een bepaalde datum. ^{15}N komt in kleine concentraties voor in de natuur, en materiaal verrijkt met ^{15}N kan in veldproeven gebruikt worden om N te volgen zonder nadelige gevolgen voor het milieu (anders dan van normale N) (Bedard-Haughn et al., 2003).

2. Opzet en bemonstering

De ^{15}N labelingsproef is opgezet in greppel 2 (Figuur 4 van rapport). Op 15 december 2004, vlak voor een verwachte regenbui, is gelabeld $Ca(NO_3)_2$ toegevoegd. De totale hoeveelheid bedroeg 1098.88 g $Ca(NO_3)_2$, 10 % verrijkt met ^{15}N. Dit kwam neer op een totale hoeveelheid van 18.5 g ^{15}N boven de achtergrondconcentratie. Het gelabeld materiaal is opgelost in 4 L water, en daarna in 10 porties van 400 mL verdeeld. Elke portie is vervolgens verdund in een gieter, en gelijkmatig verspreid over een tiende deel van de greppel (13.9 m). Bij een greppelbreedte van 30 cm (oppervlakte 41.6 m^2) leidde dit tot een toediening van 0.44 g ^{15}N m^{-2}, of 4.45 kg ^{15}N ha^{-1}, toegediend in een totaal van 44.5 kg N ha^{-1}.

Gedurende de rest van het uitspoelingseizoen en de lente (15 december 2004 – 1 juni 2005) is de hoeveelheid ^{15}N in de afspoeling bepaald. Met behulp van de debietafhankelijke bemonsteringsopstelling van greppel 2 (Figuur 5 van rapport) werden er aparte monsters genomen voor isotopenanalyse. Om eventuele snelle veranderingen vlak na toediening van het gelabeld materiaal te kunnen meten is gekozen voor een aflopende bemonsteringsintensiteit gedurende het meetseizoen: gedurende de eerste 20 mm afvoer (16/12/2004 tot 5/1/2005) werd voor iedere 1 mm afvoer een watermonster genomen. Tussen 20 and 60 mm afvoer (5/1/2005 tot 25/1/2005) werd voor iedere 4 mm een monster genomen. Van de overige afvoer (60 – 190 mm) werd iedere 10 mm afvoer bemonsterd. Dit resulteerde in een totaal van 41 monsters. De monsters werden verder behandeld als beschreven in sectie 3.2 van het rapport, en bewaard op 4°C tot verder analyse.

Op drie tijdstippen gedurende het meetseizoen is de hoeveelheid ^{15}N in de bodem van de greppel bemonsterd: aan het begin (20/12/2004), halverwege (10/2/2005) en aan het einde van het meetseizoen (21/6/2005). Ten behoeve van bodem-bemonstering werd de greppel onderverdeeld in 7 gelijke stukken van 19.80 m. Op ieder stuk werd een mengmonster verzameld van 3 steken van de laag 0 – 30 cm. Bij de laatste bemonstering werd bovendien een mengmonster verzameld van de laag 30 – 60 cm. De monsters werden bewaard op 4°C tot verdere analyses (over het algemeen de volgende dag).

Aangezien de greppel schoon was gefreesd voor de toediening van de ^{15}N, was er geen vegetatie in de greppel aanwezig. Er was dus geen gewasbemonstering noodzakelijk voor een volledig ^{15}N budget.

3. Metingen / analyses

Analyse van het ^{15}N gehalte van nitraat in het afvoerwater vond plaats volgens een gemodificeerde versie van de microdiffusie methode (Stark en Hart, 1996; Van Groenigen en Van Kessel, 2002). Voorafgaand aan de microdiffusie werd het monster geanalyseerd voor nitraat, ammonium en totaal opgelost N volgens standaard methodologie. Vervolgens werd het watermonster aangevuld met een gelijke hoeveelheid 2 M KCl, teneinde het osmotisch gehalte van een bodemextract van 1 M KCl te verkrijgen. De methode werd verder uitgevoerd zoals beschreven in Van Groenigen et al. (2005).

Aangezien ammonium concentraties bijna de gehele meetperiode veel lager waren dan nitraat gehaltes, is er voor gekozen om het isotopensignaal van ammonium en nitraat te combineren. Het ammonium is dus niet eerst geïsoleerd m.b.v. microdiffusie voordat nitraat met Devarda's alloy werd omgezet in ammonium.

Er is geëxperimenteerd met het meten van het ^{15}N signaal van opgelost organisch N in de afvoer. Dit is gedaan volgens de methode van Bedard-Haughn et al (2004). Kort gezegd werden er twee submonsters van het watermonster genomen. In het eerste werd volgens de normale methode het ^{15}N signaal van nitraat en ammonium gemeten. In het tweede submonster werd alle organisch N and ammonium gedestrueerd tot nitraat met behulp van een persulfaat digestion. Hierna werd een normale microdiffusie uitgevoerd.

De filters met het gediffundeerde ammonium werden verpakt in tinnen cupjes en opgestuurd naar de stabiele isotopen faciliteit van de University of California in Davis.

De bodemmonsters werden gezeefd op 2 mm, en verder werd een monster geprepareerd voor ^{15}N analyse van de bulk grond zoals beschreven in Van Groenigen et al. (2005). In het kort werd een submonster colloïde gemalen en gedroogd op 105 °C. Vervolgens werd op een microbalans ongeveer 30 mg bodem afgewogen in een

tinnen cupje. Het precieze gewicht werd genoteerd (tot op 0.001 mg nauwkeurig) en het monster werd opgestuurd naar de stabiele isotopen faciliteit van UC Davis.

Alle monsters werden aan de UC Davis geanalyseerd voor totaal N gehalte en ^{15}N verrijking op een Europa Integra Integrated Stable Isotope Analyzer (Europa Scientific, Crewe, U.K.). De precisie van de ^{15}N analyses was ongeveer 0.0002 % ^{15}N.

Tabel 1. Totale N gehalte in bodemorganische stof, en minerale N gehalte op 3 meettijdstippen. Standaardafwijking (n = 7) is aangegeven tussen haakjes. 'a' is laag 0 – 30 cm, 'b' = laag 30 – 60 cm.

Datum, laag	N gehalte	Nitraat	Ammonium
	g N kg^{-1}	mg NO_3-N kg^{-1}	mg NH_4-N kg^{-1}
20/12/2004, a	1.14 (0.08)	6.85 (2.55)	0.00 (0.10)
10/2/2005, a	1.24 (0.14)	1.74 (0.37)	0.42 (0.22)
21/6/2005, a	1.08 (0.18)	1.18 (0.58)	1.99 (1.37)
21/6/2005, b	0.88 (0.48)	0.26 (0.09)	2.26 (2.56)

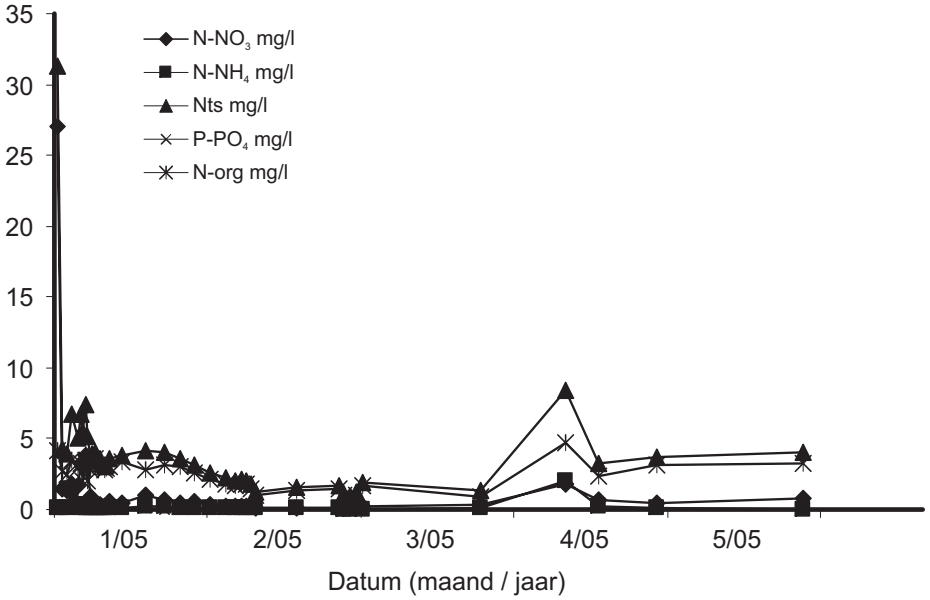
4. Resultaten en discussie

Tabel 1 laat het N gehalte zien van greppel 2 op de drie meetdata. Het totale N gehalte varieert iets tussen de data. Dit is waarschijnlijk een gevolg van ruimtelijke variabiliteit en meetonnauwkeurigheid, aangezien het niet te verwachten is dat dit gehalte significant veranderd gedurende de relatief korte meetperiode. Het nitraat gehalte daalt tijdens de meetperiode, dit is waarschijnlijk een effect van de langzame afspoeling van het toegediende nitraat op 15 december 2004. De toename van het ammoniumgehalte duidt op netto mineralisatie van bodem organische N, of gecombineerde immobilisatie / mineralisatie van nitraat.

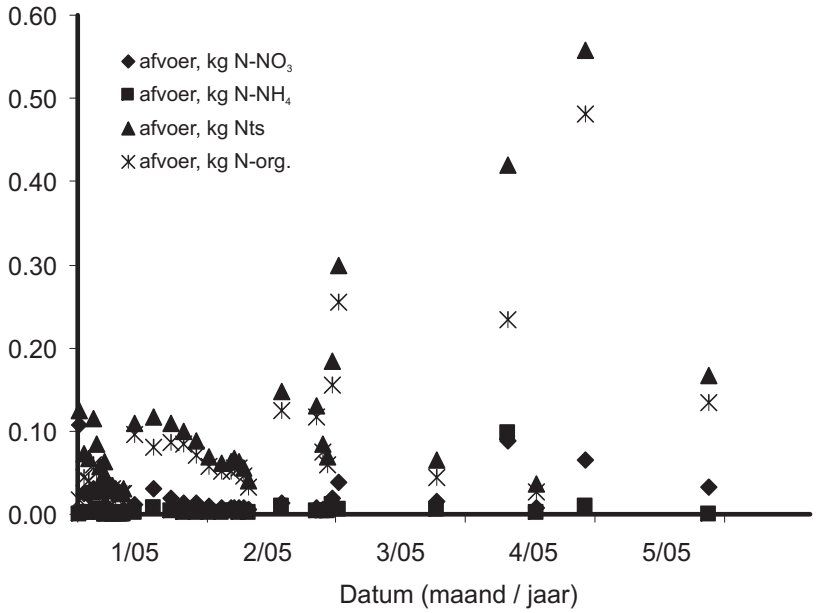
Tabel 2. Achtergebleven ^{15}N in bodemorganische stof in de greppel op drie meettijdstippen. Standaardafwijking (n = 7) is aangegeven tussen haakjes. 'a' is laag 0 – 30 cm, 'b' = laag 30 – 60 cm. De achtergrond concentratie van ^{15}N is 0.3680 %.

Datum, laag	Bulk dichtheid	^{15}N in org. stof		Toegediend ^{15}N in greppel
	g cm^{-3}	% ^{15}N	g ^{15}N m^{-2}	% van toegediend ^{15}N
20/12/2004, a	1.18	0.3926 (0.0145)	0.099 (0.063)	37.2 (8.9)
10/2/2005, a	1.18	0.3730 (0.0033)	0.021 (0.017)	7.7 (2.4)
21/6/2005, a	1.18	0.3711 (0.0014)	0.010 (0.005)	3.7 (0.7)
21/6/2005, b	1.21	0.3707 (0.0012)	0.008 (0.009)	3.1 (1.3)

De hoeveelheid aanwezige ^{15}N in het bodemprofiel op de drie meetdata is weergeven in Tabel 2. Het is duidelijk te zien dat de concentraties hoger zijn dan de achtergrond concentratie van 0.3680 %. Een week na toediening is de totale hoeveelheid ^{15}N die in de bodem aanwezig is nog maar 37.2 % van de toegediende hoeveelheid.



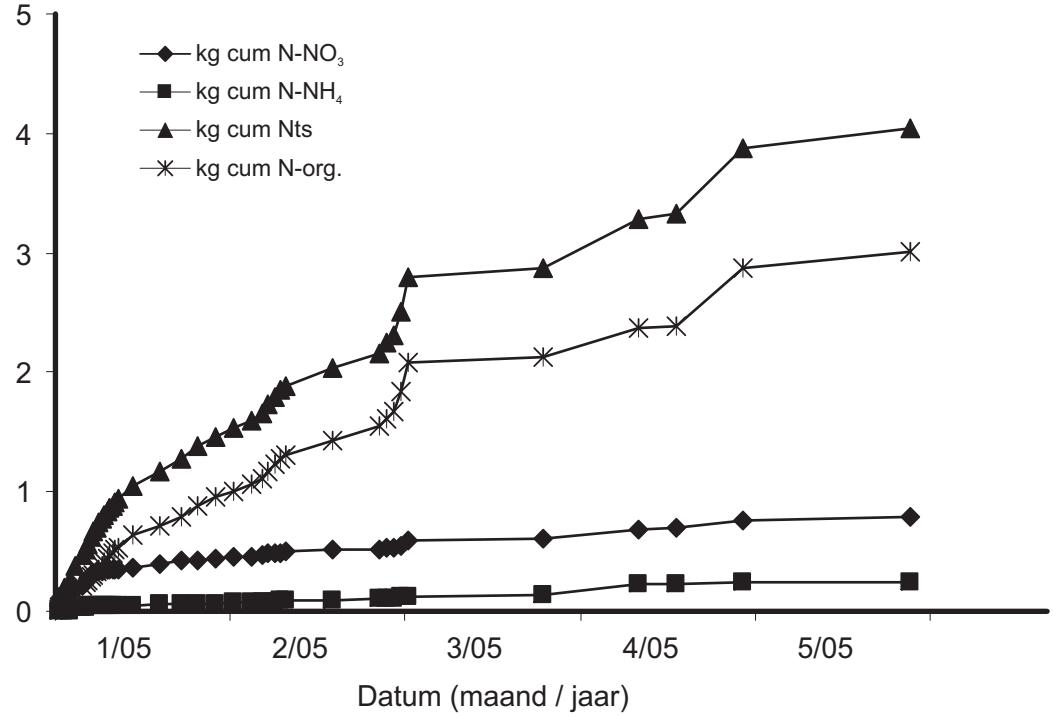
Figuur 1. Concentraties van afgespoeld N en P in greppel 2. De eerste meetdatum is 1 dag na toediening van gelabeld ^{15}N-NO_3 (16/12/2004)



Figuur 2. Afspoeling van N in greppel 2 gedurende de ^{15}N labelings proef. Getoonde hoeveelheden zijn cumulatieve hoeveelheden per monstername. De eerste meetdatum is 1 dag na toediening van gelabeld ^{15}N-NO_3 (16/12/2004). Waterafspoeling in greppel 2 wordt gerapporteerd in figuur 7 van het rapport

Deze hoeveelheid is tegen het eind van het seizoen teruggelopen tot 6.8 % van de toegediende hoeveelheid (Tabel 1). De gegeven standaardafwijking in tabel 2 is overigens geen indicatie van meetnauwkeurigheid, maar voornamelijk van ruimtelijke variabiliteit. Op alle drie de meetdata was het ^{15}N gehalte in de bodem het hoogste aan de beide uiteinden van de greppel, die iets lager zijn en waar het water met gelabeld materiaal waarschijnlijk naar toe heeft kunnen stromen.

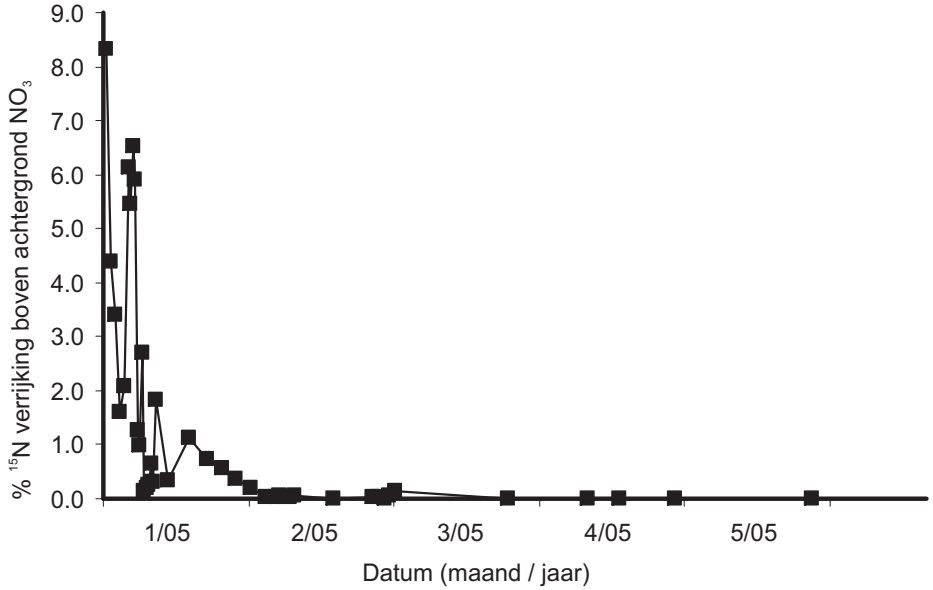
Figuur 1 laat de concentraties in het afspoelingwater van greppel 2 zien. De hoogste concentraties N worden gevonden in de eerste mm afvoer na toediening, op 16/12/2004. Hierna dalen concentraties snel en stijgen pas weer iets bij de eerste voorjaarsbemesting. Met uitzondering van de eerste paar weken is organisch N de grootste component van N afspoeling. De afspoeling per genomen monster is weergegeven in Figuur 2. De oplopende hoeveelheden naar het einde van het uitspoelingseizoen zijn een gevolg van het feit dat de monstername is verschoven van iedere 1 mm naar iedere 10 mm.



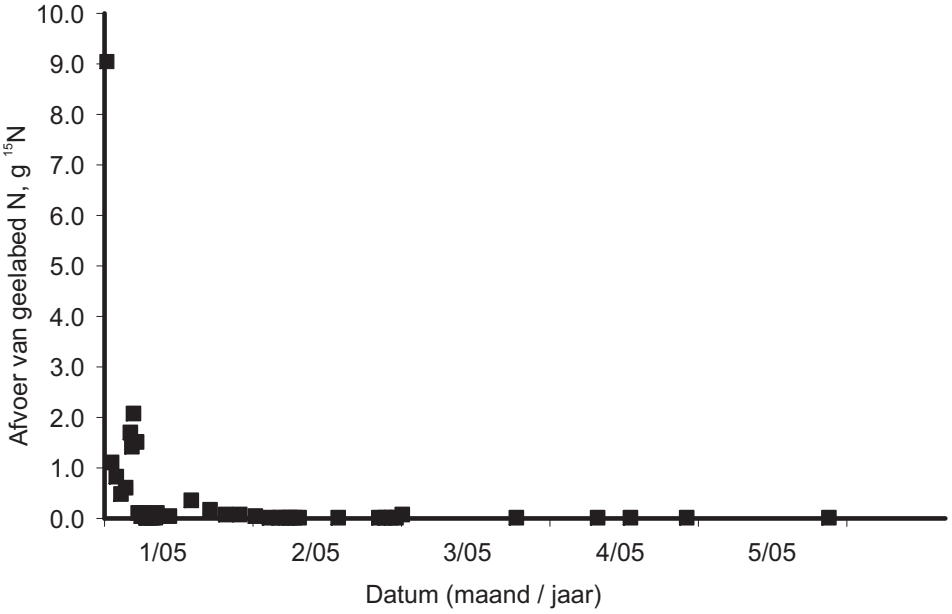
Figuur 3. Cumulatieve afspoeling van N in greppel 2 gedurende de ^{15}N labelings proef. De eerste meetdatum is 1 dag na toediening van gelabeld ^{15}N-NO_3 (16/12/2004). Waterafspoeling in greppel 2 wordt gerapporteerd in figuur 7 van het rapport

Figuur 3 laat de cumulatieve uitspoeling zien over de hele meetperiode. De hoeveelheden en patronen zijn iets anders dan de normale metingen die in het rapport worden genoemd, maar dit is een gevolg van de aangepaste meetperiode, bemonsteringsfrequentie en labanalyse, en niet een fundamenteel verschil. Gedurende de meetperiode spoelde 3.01 kg organisch N af, en 0.80 kg nitraat-N. De 0.24 kg ammonium-N was grotendeels te wijten aan de voorjaarsbemesting in 2005.

In figuur 4 is de ^{15}N verrijking van nitraat in de afspoeling weergegeven. De verrijking is het hoogst in de eerste 1 mm na toediening van het gelabeld materiaal: 8.694 % ^{15}N zit dicht bij het maximum van 10 % verrijkt toegediend materiaal. Tezamen met de hoge piek in totaal nitraat direct na toediening (Figuur 1) kunnen we vaststellen dat een groot deel van het toegediende label in de eerste 1 mm is afgespoeld.



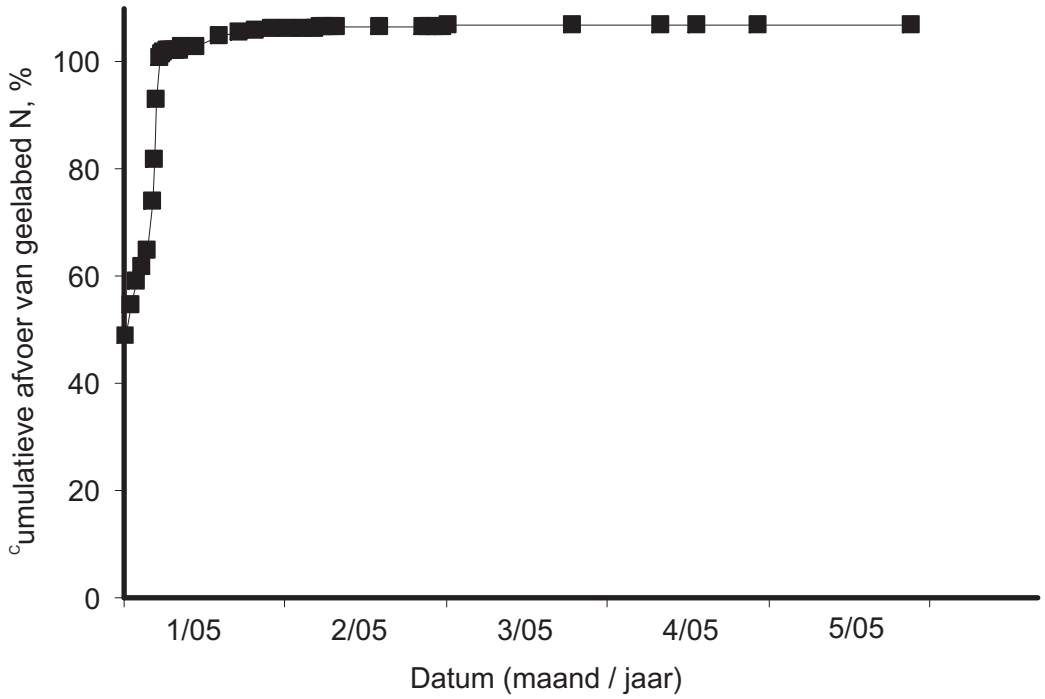
Figuur 4. ^{15}N verrijking van afgespoeld nitraat (achtergrond is 0.3663 %). De verrijking van totaal-N en ammonium-N waren te laag om analytisch te onderscheiden van NO_3



Figuur 5. Afvoer van ^{15}N. De getoonde waarden is de cumulatieve afvoer per bemonsteringsperiode. De verrijking van totaal-N en ammonium-N waren te laag om analytisch te onderscheiden van NO_3

Dit wordt bevestigd in Figuur 5, waar de ^{15}N afvoer per meetmoment wordt weergegeven. In de eerste 1 mm wordt 9.02 g ^{15}N, bijna 50 % van de toegediende hoeveelheid, afgevoerd naar de sloot. Het overgrote deel van de overige afvoer vindt plaats in de eerste 10 mm (Figuur 4), waarna de verrijkingsgraad van nitraat snel terugkeert tot de achtergrond waarde van 0.3680 %.

Het feit dat de afvoerpiek in april 2005 wel te zien is in de totale afvoer (Figuur 1) maar niet in het ^{15}N signaal (Figuur 4) geeft aan dat het hier gaat om afvoer van nieuwe N afkomstig van voorjaarsbemesting. Dit geeft tevens het voordeel van de gekozen ^{15}N benadering aan, waarbij het lot van N toegediend op een bepaalde datum kan worden onderscheiden van de overige N stromen.



Figuur 6. Cumulatieve afvoer van ^{15}N, uitgedrukt in % van toegevoegd ^{15}N-NO_3. De verrijking van totaal-N en ammonium-N waren te laag om analytisch te onderscheiden van NO_3

In Figuur 6 wordt de totale cumulatieve afvoer afgebeeld als percentage van de toegediende hoeveelheid ^{15}N. Na de eerste 10 mm overschrijdt de teruggevonden hoeveelheid de 100 % iets. Dit heeft waarschijnlijk te maken met onnauwkeurigheden in de debietproportionele bemonsteringsopstelling. Aangezien 50 % van de afvoer op de eerste dag in de eerste mm plaatsvond, is de cumulatieve afvoer zeer gevoelig voor een kleine onnauwkeurigheid in het meten van het debiet in die periode.

Alhoewel de hoeveelheid opgelost organisch N in de vele gevallen groter was dan die van nitraat (Figuur 1), was dit alleen het geval op dagen waarop het ^{15}N signaal van nitraat al sterk was teruggelopen (na de eerste 10 mm afvoer – Figuur 4). In geen van de gevallen was het ^{15}N signaal van opgelost organisch N dermate groot dat het boven de achtergrond uitkwam. We hebben er daarom voor gekozen om het hier niet mee te tellen in het uiteindelijke budget. In gevallen waarin het grootste deel van het gelabelde nitraat niet binnen een paar dagen zou zijn afgespoeld, zou opgelost organisch N waarschijnlijk een veel belangrijker rol spelen in de afvoer van gelabeld N.

Een uiteindelijk budget voor het toegediende ^{15}N is opgemaakt in Tabel 3. Hier is de hoeveelheid ^{15}N in de bodem opgeteld bij de hoeveelheid afgespoelde ^{15}N op de drie meetdata. Dit leidt tot percentages die iets hoger zijn dan 100 %. Zoals eerder aangegeven is het waarschijnlijk dat dit komt door onnauwkeurigheden in de debietproportionele bemonsteringsinstallatie.

Tabel 3. Het uiteindelijke budget van toegevoegd ^{15}N-NO_3 in greppel 2 op 3 meettijdstippen. Al het ^{15}N kon teruggevonden worden in de bodem en afspoeling. De iets te hoge totale recovery komt waarschijnlijk door kleine fouten in het meten van de waterafvoer gedurende pieken in ^{15}N afvoer. Denitrificatie in de greppel lijkt minimaal te zijn geweest.

Datum, laag	Bodem	Afgespoeld	Totaal
	% van toegevoegde ^{15}N		
20/12/2004	37.2	64.9	102.1
10/2/2005	7.7	106.5	114.2
21/6/2005	6.8	106.9	113.7

Er lijkt echter geen reden te zijn om aan te nemen dat er enige significante denitrificatie is opgetreden in greppel 2 gedurende de meetperiode.

5. Conclusies

Het overgrote deel van het met ^{15}N gelabelde nitraat werd afgevoerd in de eerste 10 mm. Een week na toediening was er nog slechts 37.2 % in de bodem van de greppel aanwezig, dit daalde later in het seizoen tot een kleine 7 %. De verblijftijd van het gelabelde N in de greppel was te kort voor significante immobilisatie of omzetting in organisch N, waardoor het overgrote deel afspoelde in de vorm van nitraat. In het uiteindelijke budget wordt iets meer dan 100 % van het toegevoegde ^{15}N teruggevonden in de bodem en afspoeling. Dit duidt op een kleine onnauwkeurigheid in de debietproportionele bemonsteringsopstelling. Het hoge recovery percentage duidt er ook op dat denitrificatie in de greppel zeer beperkt moet zijn geweest, en in ieder geval voor dit uitspoelingseizoen niet relevant kan zijn voor het N budget.

6. Referenties

Bedard-Haughn, A., Van Groenigen, J.W. en Van Kessel, C., 2003. Tracing ^{15}N through landscapes: potential uses and precautions. Journal of Hydrology, 272: 175-190.

Bedard-Haughn, A., Tate, K.W. en Van Kessel, C., 2004. Using ^{15}N to quantify vegetative buffer effectiveness for sequestering N in runoff. Journal of Environmental Quality, 33: 2252-2262.

Stark, J.M. en Hart, S.C., 1996. Diffusion technique for preparing salt solutions, Kjeldahl digests and persulfate digests for nitrogen-15 analysis. Soil Science Society of America Journal, 60: 1846-1855.

Van Groenigen, J.W. en Van Kessel, C., 2002. Salinity-induced patterns of natural abundance carbon-13 and nitrogen-15 in plant and soil. Soil Science Society of America Journal, 66: 489-498.

Van Groenigen, J.W. et al., 2005. Subsoil ^{15}N-N_2O concentrations in a sandy soil profile after application of ^{15}N-fertilizer. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 72: 13-25.