

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

Monitoring van nutriëntenemissies en -verschijningsvormen op een melkveehouderij bij Waardenburg

G.F. Koopmans  
W.J. Chardon  
I. Lubbers  
J. Oenema  
A. van den Toorn  
C. van der Salm



Alterra-rapport 1738, ISSN 1566-7197





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



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

**Monitoring van nutriëntenemissies en -verschijningsvormen op een  
melkveehouderij bij Waardenburg**

**G.F. Koopmans  
W.J. Chardon  
I. Lubbers  
J. Oenema  
A. van den Toorn  
C. van der Salm**

**Alterra-rapport 1738**

**Alterra, Wageningen, 2009**

## REFERAAT

Koopmans, G.F., W.J. Chardon, I. Lubbers, J. Oenema, A. van den Toorn & C. van der Salm, 2009. *Diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vanuit grasland op een zware kleigrond; Monitoring van nutriëntenemissies en –verschijningsvormen op een melkveehouderij bij Waardenburg*. Wageningen, Alterra, 66 blz.; 19 fig.; 7 tab.; 28 ref.

Dit rapport geeft een overzicht van de belangrijkste resultaten van de voortzetting van het onderzoeksproject 'DOVE', uitgevoerd op een deel van een melkveehouderij op een kalkarme zware rivierklei in Waardenburg in de Tielerswaard in het Gelderse rivierengebied. Particuliere vormen van fosfaat en stikstof in het afvoerwater van drains en greppels en het slootwater zijn kwantitatief gezien erg belangrijk. Dit is nog niet eerder aangetoond voor vlakke landbouwgronden zoals de meetlocatie bij Waardenburg. De invloed van de particuliere vormen van fosfaat en stikstof op eutofiëring van het oppervlaktewater is echter nog relatief onzeker. Incidentele verliezen door het optreden van neerslag direct na bemesting leveren een belangrijke bijdrage aan de jaarlijkse verliezen van fosfaat en stikstof. Voor het verminderen van de nutriëntenvracht naar de sloot is het dan ook het meest effectief om maatregelen te ontwerpen die zich richten op het terugdringen van incidentele verliezen en het wegvangen en terugbrengen van particuliere vormen van fosfaat en stikstof naar het perceel.

Trefwoorden: drains, fosfaat, grasland, greppels, kleigrond, melkveehouderij, nutriëntenverliezen, oppervlaktewater, stikstof

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van [www.alterra.wur.nl](http://www.alterra.wur.nl) (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op [www.boomblad.nl/rapportenservice](http://www.boomblad.nl/rapportenservice).

© 2009 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: [info.alterra@wur.nl](mailto:info.alterra@wur.nl)

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd 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
Lijst met afkortingen	9
Verklarende woordenlijst	11
Samenvatting	15
1 Inleiding	17
2 Materiaal en methoden	21
2.1 Melkveehouderij	21
2.2 Locatie	21
2.3 Bemesting en gewasproductie	22
2.4 Afvoer van water en nutriënten	23
2.4.1 Waterafvoer	23
2.4.2 Chemische analyses	24
2.5 Colloïdale verschijningsvormen van fosfaat en stikstof	28
3 Colloïdale verschijningsvormen van fosfaat en stikstof	29
3.1 Fosfaat	29
3.2 Stikstof	31
4 Fosfaat- en stikstofoverschotten, waterbalans en uit- en afspoeling van nutriënten	33
4.1 Fosfaat- en stikstofoverschotten: Aanvoer en gewasopname	33
4.2 Waterbalans	34
4.3 Uit- en afspoeling van nutriënten	41
4.3.1 Nutriëntenvrachten	41
4.3.2 Nutriëntenconcentraties	50
4.4 Perceelsbalans voor fosfaat en stikstof	58
5 Conclusies en aanbevelingen	61
Literatuur	63





## Woord vooraf

Dit rapport geeft een overzicht van de belangrijkste resultaten van de voortzetting van het onderzoeksproject 'DOVE'; dit onderzoek is uitgevoerd op een deel van een melkveehouderij op een kalkarme zware rivierklei bij Waardenburg in de Tielerwaard in het Gelderse rivierengebied. Gedurende de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008 is de emissie van verschillende vormen van fosfaat en stikstof naar een sloot gemeten. Dit project is mogelijk gemaakt door financiering uit het BO-programma 05, Mineralen en milieukwaliteit, van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid. Het project is uitgevoerd door Alterra. Daarnaast verzorgde Plant Research International binnen het aanpalende project 'Koeien en Kansen' de uitvoering van de agronomische waarnemingen. Voor de uitvoering van het project zijn wij dank verschuldigd aan de heer C.J. van Wijk voor de gastvrijheid op zijn melkveehouderij.



## Lijst met afkortingen

BAP:	BemestingsAdviesProgramma
BMP:	Best Management Practice
DOVE:	Diffuse belasting van het Oppervlaktewater vanuit de VEehouderij
DIN:	Dissolved Inorganic Nitrogen
DRP:	Dissolved Reactive Phosphorus
DUN:	Dissolved Unreactive Nitrogen
DUP:	Dissolved Unreactive Phosphorus
EC:	Electrical Conductivity
ICP-AES:	Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometer
KRW:	KaderRichtlijn Water
LNV:	Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid
MTR:	Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau
N:	Stikstof
NH <sub>4</sub> :	Ammonium
NO <sub>2</sub> :	Nitriet
NO <sub>3</sub> :	Nitraat
P:	Fosfor
PRI:	Plant Research International
SFA:	Segmented Flow Analyser
STOWA:	Stichting Toegepast Onderzoek WATERbeheer
TDN:	Total Dissolved Nitrogen
TDP:	Total Dissolved Phosphorus
TN:	Total Nitrogen
TP:	Total Phosphorus
TPN:	Total Particulate Nitrogen
TPP:	Total Particulate Phosphorus



## Verklarende woordenlijst

Eutrofiëring:	Verrijking van het oppervlaktewater met nutriënten zoals stikstof en fosfaat die kan leiden tot een overmatige groei van planten, in het bijzonder bepaalde algensoorten, waardoor het water groen kleurt en troebel wordt. Deze algenbloei gaat gepaard met een verstoring van de zuurstofhuishouding en ingrijpende veranderingen in de aquatische levensgemeenschap.
Best Management Practice:	Goede landbouwmethoden die zich binnen de context van het in dit rapport behandelde onderwerp richten op het verminderen van nutriëntenverliezen uit landbouwgronden naar het oppervlaktewater.
Colloïden:	Relatief kleine deeltjes van anorganische of organische oorsprong die groter zijn dan een molecuul, en een afmeting hebben tussen 1 nm en 1 $\mu\text{m}$ . Zowel fosfaat als stikstof kunnen aan het oppervlak van deze colloïden binden of een structureel onderdeel zijn van deze kleine deeltjes.
Dissolved Inorganic Nitrogen:	Anorganische stikstofvormen, zoals ammonium ( $\text{NH}_4$ ), nitriet ( $\text{NO}_2$ ) en nitraat ( $\text{NO}_3$ ), opgelost in bijvoorbeeld het afvoerwater van drains en greppels of in slootwater. Deze vormen zijn in staat om een filter met een poriëngrootte van 0.45 $\mu\text{m}$ te passeren. Na filtratie kunnen de concentraties van $\text{NH}_4$ en $\text{N}-(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)$ met behulp van een Segmented Flow Analyser worden gemeten.
Dissolved Reactive Phosphorus:	Ortho-fosfaat ( $\text{PO}_4$ ) opgelost in bijvoorbeeld het afvoerwater van drains en greppels of in slootwater. Deze anorganische fosfaatvorm is in staat om een filter met een poriëngrootte van 0.45 $\mu\text{m}$ te passeren, en kan worden gemeten met behulp van de blauwkleuringsmethode. De term 'Reactive' duidt op de reactie waarbij $\text{PO}_4$ met een reagens een blauwgekleurd complex ('molybdenum blue') vormt. De mate van blauwkleuring neemt toe naarmate de $\text{PO}_4$ -concentratie hoger is; de

Dissolved Unreactive Nitrogen:	<p>kleurintensiteit kan worden gemeten met een Segmented Flow Analyser.</p> <p>Organische verbindingen met tenminste één koolstof- en stikstofatoom; deze verbindingen zijn in opgeloste vorm in bijvoorbeeld het afvoerwater van drains en greppels of in slootwater aanwezig. Opgeloste organische stikstofverbindingen zijn in staat om een filter met een poriëngrootte van 0.45 µm te passeren. De concentratie van deze stikstofvorm kan worden geschat door het verschil tussen de gemeten concentraties van Total Dissolved Nitrogen en Dissolved Inorganic Nitrogen te berekenen.</p>
Dissolved Unreactive Phosphorus:	<p>Organische verbindingen met tenminste één koolstofatoom en één fosfaatmolecuul; deze verbindingen zijn in opgeloste vorm in bijvoorbeeld het afvoerwater van drains en greppels of in slootwater aanwezig. Opgeloste organische fosfaatverbindingen zijn in staat om een filter met een poriëngrootte van 0.45 µm te passeren. De concentratie van deze fosfaatvorm kan worden geschat door het verschil te berekenen tussen de gemeten concentraties van Total Dissolved Phosphorus en Dissolved Reactive Phosphorus.</p>
Electrical Conductivity:	<p>Elektrische geleidbaarheid is de eigenschap van bijvoorbeeld het afvoerwater van drains en greppels of een waterextract van een grondmonster om elektrische stroom te geleiden. De elektrische geleidbaarheid kan met behulp van een eenvoudige empirische formule worden omgerekend naar de ionsterkte.</p>
Incidental loss:	<p>Relatief zeldzame gebeurtenis waarbij een relatief groot verlies aan nutriënten uit landbouwgronden naar het oppervlaktewater kan optreden als gevolg van specifieke gebeurtenissen, bijvoorbeeld het aanwenden van kunstmest of dierlijke mest kort voor een hevige regenbui.</p>
KaderRichtlijn Water:	<p>Een Europese richtlijn waarin de chemische en biologische waterkwaliteitseisen worden beschreven, waaraan de Europese wateren vanaf 2015 moeten voldoen.</p>

Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau:	De concentratie van een stof in water, sediment, bodem of lucht waar beneden geen negatief effect is te verwachten.
Particulaire deeltjes:	Relatief grote deeltjes van anorganische of organische oorsprong met een afmeting van $>0.45 \mu\text{m}$ (bijvoorbeeld kleideeltjes). Zowel fosfaat als stikstof kunnen zich aan het oppervlak van de particulaire deeltjes hechten of een structureel onderdeel zijn van deze deeltjes.
Total Dissolved Nitrogen:	De som van de concentraties alle anorganische en organische stikstofverbindingen die zijn opgelost in bijvoorbeeld het afvoerwater van drains en greppels of in slotwater. Alle opgeloste verbindingen zijn in staat om een filter met een poriëngrootte van $0.45 \mu\text{m}$ te passeren. De concentratie van Total Dissolved Nitrogen kan worden gemeten met behulp van een Segmented Flow Analyser.
Total Dissolved Phosphorus:	De som van de concentraties van alle anorganische en organische fosfaatverbindingen die zijn opgelost in bijvoorbeeld het afvoerwater van drains en greppels of in slotwater. Alle verbindingen kunnen een filter met een poriëngrootte van $0.45 \mu\text{m}$ passeren. De concentratie van Total Dissolved Phosphorus kan rechtstreeks worden gemeten met behulp van een Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometer.
Total Nitrogen:	De som van de concentraties van alle anorganische en organische stikstofverbindingen die aanwezig zijn in zowel opgeloste vorm ( $<0.45 \mu\text{m}$ ) als in particuliere vorm ( $>0.45 \mu\text{m}$ ) in bijvoorbeeld het afvoerwater van drains en greppels of in slotwater. De concentratie van Total Nitrogen kan worden gemeten met een Segmented Flow Analyser na een destructie met zwavelzuur, waterstofperoxide, salicylzuur en selenium.
Total Phosphorus:	De som van de concentraties alle anorganische en organische fosfaatverbindingen die aanwezig zijn in zowel opgeloste vorm ( $<0.45 \mu\text{m}$ ) als in particuliere vorm ( $>0.45 \mu\text{m}$ ) in bijvoorbeeld het afvoerwater van drains en greppels of in slotwater. De concentratie van Total Phosphorus kan worden gemeten met een Segmented Flow Analyser na een destructie

Total Particulate Nitrogen:	<p>met zwavelzuur, waterstofperoxide, salicylzuur en selenium.</p> <p>De som van de concentraties van alle anorganische en organische stikstofverbindingen die aanwezig zijn in particulaire vorm (<math>&gt;0.45 \mu\text{m}</math>) in bijvoorbeeld het afvoerwater van drains en greppels of in slootwater. De concentratie van Total Particulate Nitrogen kan worden geschat door het verschil te berekenen tussen de gemeten concentraties van Total Nitrogen en Total Dissolved Nitrogen.</p>
Total Particulate Phosphorus:	<p>De som van de concentraties van alle anorganische en organische fosfaatverbindingen die aanwezig zijn in particulaire vorm (<math>&gt;0.45 \mu\text{m}</math>) in bijvoorbeeld het afvoerwater van drains en greppels of in slootwater. De concentratie van Total Particulate Phosphorus kan worden geschat door het verschil te berekenen tussen de gemeten concentraties van Total Phosphorus en Total Dissolved Phosphorus.</p>
Uitspoelingsfactor stikstof:	<p>Verhouding tussen de omvang van het stikstofverlies en de grootte van het stikstofoverschot. Deze factor geeft aan welke fractie van het overschot uitspoelt naar het oppervlaktewater.</p>



## Samenvatting

De belasting van het grond- en oppervlaktewater met nutriënten uit de landbouw is sinds lange tijd een grote zorg in Nederland. Verrijking van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat kan leiden tot eutrofiëring. Dit is ongewenst omdat hierdoor zowel ecologische als niet-ecologische functies van het oppervlaktewater, zoals recreatie en drinkwaterwinning, worden bedreigd. In het Nederlandse beleid is de aandacht momenteel sterk gericht op het verminderen van de nutriëntenverliezen uit landbouwgronden, omdat de bijdrage van andere bronnen zoals industrie en rioolwaterzuiveringsinstallaties in de afgelopen jaren veel minder groot is geworden. Voor het verminderen van de nutriëntenverliezen uit landbouwgronden is het noodzakelijk om inzicht te verkrijgen in (i) de omvang van de fosfaat- en stikstofverliezen en (ii) de transportroutes en factoren in het landbouwkundig handelen die de omvang van uit- en afspoeling van nutriënten beïnvloeden. In 1998 is door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid (LNV) en de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) het onderzoeksproject getiteld 'Diffuse belasting van het Oppervlaktewater vanuit de VEEhouderij' ofwel 'DOVE' opgestart. Het onderzoeksproject heeft o.a. plaatsgevonden op een deel van een melkveehouderij bij Waardenburg, gelegen op een kalkarme zware rivierklei. Na afloop van het eerste 'DOVE' onderzoeksproject op de meetlocatie bij Waardenburg is besloten om het onderzoek nog gedurende langere tijd voort te zetten, om (i) een langere tijdreeks van metingen op te bouwen met betrekking tot de omvang van de verliezen van fosfaat en stikstof en de hydrologische transportroutes van deze nutriënten uit grasland naar het oppervlaktewater, (ii) het effect van het ontstaan van kripscheuren in de zware kleigrond op bovenstaande verliezen nader te onderzoeken en (iii) het belang van colloïdale fosfaat- en stikstofvormen in het afvoerwater te kwantificeren. Met colloïden worden relatief kleine deeltjes bedoeld, die groter zijn dan een molecuul, en een afmeting hebben tussen 1 nm en 1 µm. Met name fosfaat is in staat om zich aan het oppervlak van colloïden te hechten. Bovendien kunnen nutriënten een structureel onderdeel zijn van deze kleine deeltjes. Het is belangrijk om de hoeveelheden fosfaat en stikstof in colloïdale deeltjes te kwantificeren, omdat deze kleine deeltjes een hogere mobiliteit bezitten dan opgeloste vormen van fosfaat en stikstof. In dit rapport worden de belangrijkste resultaten van het gecontinueerde onderzoeksproject in de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008 beschreven.

De waterbalans van de meetlocatie bij Waardenburg is voornamelijk afhankelijk van de input van water door neerslag en de output van water door slootafvoer en verdamping. De input en output van water komen vrijwel volledig met elkaar overeen. Kwel levert dus geen belangrijke bijdrage aan de input van water en wegzijging van water naar het diepere grondwater is eveneens verwaarloosbaar. De waterafvoer van de sloot is voornamelijk afhankelijk van de input van water door drain- en greppelafvoer. Het grootste deel van de waterafvoer van veld 1 en veld 2 naar de sloot vindt plaats via de greppels. De bijdrage van drains aan de waterafvoer was minder groot dan in de voorgaande studie van van der Salm et al. (2006),

vermoedelijk omdat er minder kripscheuren aanwezig waren als gevolg van de natte zomer van 2007. In het drain-, greppel- en slootwater van deze locatie is geen fosfaat en stikstof uit colloïdale deeltjes aanwezig. Particulare vormen van fosfaat en stikstof zijn daarentegen kwantitatief gezien erg belangrijk, zowel in het afvoerwater van drains en greppels als in het slootwater. Particulare deeltjes zijn relatief groot met een afmeting van  $>0.45 \mu\text{m}$ . Zowel fosfaat als stikstof kunnen zich aan het oppervlak van deze deeltjes hechten of zijn een structureel onderdeel hiervan. Het grote belang van particulare fosfaat- en stikstofvormen is al lange tijd bekend van hellende landbouwgronden waar erosie een belangrijke hydrologische transportroute is. Dit is echter nog niet eerder aangetoond voor vlakke landbouwgronden zoals de meetlocatie bij Waardenburg. Als gevolg van het grote aandeel van particulare fosfaat- en stikstofvormen in de nutriëntenafvoer naar de sloot op deze locatie is het wenselijk om maatregelen te ontwerpen die zich richten op deze verschijningsvormen om de nutriëntenvrucht op effectieve wijze te kunnen verminderen. Er moet dan voor specifieke maatregelen gekozen worden, omdat het gedrag van particulare fosfaat- en stikstofvormen afwijkt ten opzichte van het gedrag van opgeloste nutriënten. Een mogelijke maatregel is bijvoorbeeld het opvangen van de drain- en greppelafvoer in een sedimentatiebak waar deze particulare deeltjes kunnen bezinken.

Er is een duidelijke relatie waargenomen tussen het tijdstip waarop meststoffen zoals drijfmest en kunstmest werden aangevoerd en de nutriëntenconcentraties in het drain-, greppel- en slootwater. Daarnaast is eveneens een relatie gevonden tussen het bemestingstijdstip en de nutriëntenvrucht naar de sloot. Echter de omvang van de individuele 'incidental losses' is in de huidige studie kleiner dan enkele 'incidental losses' in de voorgaande studie op deze locatie (van der Salm et al., 2006). Dit hangt samen met de lagere aanvoer van meststoffen en het daarmee gepaard gaande lagere risico op uitspoeling. Daarnaast is er mogelijk op gunstigere tijdstippen bemest, d.w.z. niet kort voor er forse neerslag werd verwacht. Dit is een goed voorbeeld van een 'Best Management Practice' waarmee de nutriëntenvrucht naar het oppervlaktewater kan worden verminderd. Voor 'Total Phosphorus' (TP) vindt in het drain-, greppel- en slootwater een overschrijding plaats van het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) van de totaal-fosfaatconcentratie van  $0.15 \text{ mg P L}^{-1}$  in het oppervlaktewater. Met TP wordt de som van de concentraties van alle anorganische en organische fosfaatverbindingen bedoeld, die aanwezig zijn in zowel opgeloste vorm ( $<0.45 \mu\text{m}$ ) als in particulare vorm ( $>0.45 \mu\text{m}$ ). Particulare fosfaatvormen dragen dus in belangrijke mate bij aan de TP-concentratie. Het is echter onduidelijk in hoeverre het fosfaat in particulare deeltjes in de sloot biologisch beschikbaar is voor opname door micro-organismen en algen. Deze organismen zijn namelijk alleen in staat om ortho-fosfaat op te nemen. Het fosfaat in particulare deeltjes dient dus bijvoorbeeld te desorberen, op te lossen of te mineraliseren voordat het kan worden opgenomen door micro-organismen en algen. Het is onduidelijk of deze processen daadwerkelijk kunnen plaatsvinden. Hierdoor is het noodzakelijk om meer onderzoek naar de biologische beschikbaarheid van fosfaat uit te voeren. Voor 'Total Nitrogen' vindt in het drain- en greppelwater een overschrijding plaats van het MTR-niveau van de totaal-stikstofconcentratie van  $2.2 \text{ mg N L}^{-1}$ .

# 1 Inleiding

De belasting van het grond- en oppervlaktewater met nutriënten uit de landbouw is sinds lange tijd een grote zorg in Nederland. Verrijking van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat kan leiden tot een overmatige groei van planten, in het bijzonder bepaalde algensoorten, waardoor het water groen kleurt en troebel wordt (eutrofiëring). Deze algenbloei gaat gepaard met een verstoring van de zuurstofhuishouding en ingrijpende veranderingen in de aquatische levensgemeenschap (Correll, 1998). Daarbij worden eveneens niet-ecologische functies van het oppervlaktewater, zoals recreatie en drinkwaterwinning, bedreigd. In het afgelopen decennium heeft het onderzoek zich sterk gericht op de gevolgen van het intensieve gebruik van dierlijke mest en kunstmest op Nederlandse landbouwgronden voor de kwaliteit van het grond- en drinkwater in relatie tot de eisen die door de Europese Nitraatrichtlijn worden gesteld. De laatste jaren richt het onderzoek zich echter steeds meer op de gevolgen van het intensieve gebruik van nutriënten voor de kwaliteit van het oppervlaktewater. Dit onderzoek wordt mede ingegeven door de eisen die door de KaderRichtlijn Water (KRW) aan het oppervlaktewater worden gesteld. De hoofddoelstelling van de KRW is het bereiken van een goede ecologische en chemische waterkwaliteit in 2015. Met de huidige hoge stikstof- en fosfaatverliezen uit de Nederlandse landbouwgronden is deze doelstelling niet haalbaar (van der Bolt et al., 2003). Op dit moment worden de normen voor deze nutriënten in veel oppervlaktewateren in Nederland ruimschoots overschreden. De relatieve bijdrage van fosfaat- en stikstofverliezen uit landbouwgronden door middel van uit- en afspoeling aan de totale belasting van het Nederlandse oppervlaktewater met deze nutriënten werd in 2002 geschat op respectievelijk 64 en 57% (Portielje et al., 2004). De bijdrage van andere bronnen zoals industrie en rioolwaterzuiveringsinstallaties is veel minder groot. Ten opzichte van de situatie in 1985 is de bijdrage van deze laatstgenoemde bronnen drastisch afgenomen, maar een verdere afname is relatief kostbaar. Hierdoor is in het Nederlandse beleid de aandacht verschoven naar het verminderen van de nutriëntenverliezen uit landbouwgronden. Hiervoor is het noodzakelijk om meer inzicht te verkrijgen in (i) de omvang van de fosfaat- en stikstofverliezen uit landbouwgronden en (ii) de transportroutes en factoren in het landbouwkundig handelen die de omvang van uit- en afspoeling van nutriënten beïnvloeden.

In 1998 is door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid (LNV) en de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) het onderzoeksproject getiteld 'Diffuse belasting van het Oppervlaktewater vanuit de VEehouderij' ofwel 'DOVE' opgestart. Het doel van dit project was het verkrijgen van kwantitatieve gegevens met betrekking tot de omvang van de verliezen van fosfaat en stikstof en de hydrologische transportroutes van deze nutriënten uit grasland naar het oppervlaktewater, omdat deze kwantitatieve informatie destijds nog niet voorhanden was. Het onderzoeksproject heeft plaatsgevonden op drie melkveehouderijen gesitueerd op kalkloos zand, veen en kalkarme klei. Naast het meten van de belasting van het oppervlaktewater met fosfaat en stikstof zijn destijds interne nutriënten-

stromen, zoals denitrificatie en mineralisatie, zoveel mogelijk gekwantificeerd. De keuze voor kalkloos zand, veen en kalkarme klei is gemaakt omdat grasland op deze grondsoorten bijna 80% van het totale areaal aan grasland in Nederland vertegenwoordigen (Schoumans, 2004). Het onderzoeksproject 'DOVE' op de kalkarme kleigrond is uitgevoerd op een deel van een melkveehouderij bij Waardenburg in de Tielerwaard in het Gelderse rivierengebied. Deze grond kan worden gekarakteriseerd als zware kalkarme rivierklei. Het areaal hiervan in Nederland bedraagt 62.936 ha (van der Salm et al., 2006). Dit komt overeen met circa 19% van het totale areaal aan grasland op kalkarme klei (Schoumans, 2004). De resultaten van de verschillende 'DOVE' onderzoeksprojecten zijn inmiddels gerapporteerd door Torenbeek (2003), van den Eertwegh en van Beek (2004), van der Salm et al. (2006) en van Beek et al. (2009).

Na afloop van het eerste 'DOVE' onderzoeksproject op de meetlocatie bij Waardenburg is besloten om het onderzoek nog gedurende langere tijd voort te zetten, om (i) een langere tijdreeks van metingen op te bouwen met betrekking tot de omvang van de verliezen van fosfaat en stikstof en de hydrologische transportroutes van deze nutriënten uit grasland naar het oppervlaktewater, (ii) het effect van het ontstaan van krimp-scheuren in de zware kleigrond op bovenstaande verliezen nader te onderzoeken en (iii) een mogelijk belangrijke vorm van nutriënten in het afvoerwater te kwantificeren. Het gaat hierbij om aan organische stof- en/of kleideeltjes gebonden fosfaat en stikstof met een diameter van  $>0.45 \mu\text{m}$  die in het afvoerwater van het grasland op klei naar de sloot getransporteerd kunnen worden. Deze verschijningsvorm wordt particulier fosfaat en stikstof genoemd. Gedurende de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008 is opnieuw de belasting van het oppervlaktewater gemeten waarbij gebruik is gemaakt van dezelfde meetlocatie bij Waardenburg en meetopstelling en -methoden als bij de door van der Salm et al. (2006) gerapporteerde onderzoeksresultaten. In tegenstelling tot deze laatstgenoemde studie zijn in de huidige studie de concentraties aan particuliere fosfaat- en stikstofvormen in het afvoerwater gemeten. Naast deze verschijningsvorm van nutriënten is tijdens de voortzetting van het onderzoeksproject aandacht besteed aan de karakterisatie van de opgeloste fosfaat- en stikstofvormen in het af- en uitspoelende water die in staat zijn om een  $0.45 \mu\text{m}$ -filter te passeren. Fosfaat en stikstof in  $0.45 \mu\text{m}$ -filtraten bestaan voor een deel uit waarlijk opgeloste anorganische en organische verschijningsvormen. Daarnaast kunnen deze nutriënten een binding aan, of een associatie aangaan, met kleine anorganische of organische deeltjes met een afmeting tussen 1 nm en  $1 \mu\text{m}$ ; dit worden colloïdale fosfaat- en stikstofvormen genoemd (Kretzschmar et al., 1999). Deze colloïdale verschijningsvormen gedragen zich in de bodem op een andere manier dan de waarlijk opgeloste vormen, omdat colloïden een hogere mobiliteit bezitten dan waarlijk opgeloste vormen (Chardon et al., 1997). Een mogelijke methode om colloïden uit watermonsters te verwijderen is het toevoegen van NaCl waardoor coagulatie en precipitatie van colloïdale deeltjes optreedt (Sissingh, 1971; Koopmans et al., 2005). In deze studie is deze methode gebruikt om de concentraties van fosfaat en stikstof gebonden aan, of geassocieerd met colloïden in  $0.45 \mu\text{m}$ -filtraten te karakteriseren.

In dit rapport worden de belangrijkste resultaten van het gecontinueerde onderzoeksproject in de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008 beschreven. In Hoofdstuk 2 wordt een korte beschrijving gegeven van de gebruikte methoden. Daarnaast worden de resultaten beschreven van een experiment waarbij de totale fosfaat- en stikstofconcentraties in 0.45 µm-filtraten van drain-, greppel- en slootwatermonsters zijn gemeten met twee verschillende chemische analysemethoden. De resultaten van deze methoden worden vergeleken; op basis hiervan is een keuze gemaakt met betrekking tot de analysemethode die in het resterende deel van het onderzoek is gebruikt. In Hoofdstuk 3 worden de meetgegevens beschreven van het experiment waarbij NaCl is toegediend aan de 0.45 µm-filtraten van het af- en uitspoelende water om de concentraties aan fosfaat en stikstof gebonden aan, of geassocieerd met colloïden te meten. In Hoofdstuk 4 worden de overige meetgegevens besproken. Dit hoofdstuk is opgedeeld in vier delen. In het eerste deel worden de fosfaat- en stikstofoverschotten van een aantal geselecteerde graslandpercelen gepresenteerd terwijl in het tweede deel een overzicht van de waterbalans wordt besproken. In het derde deel worden de resultaten van de uit- en afspoeling van nutriënten gepresenteerd. Bovendien wordt aandacht besteed aan de omvang van de verschillende transportroutes en de vorm waarin nutriëntenverliezen optreden. In het vierde deel worden de nutriëntenbalansen en -verliezen van de graslandpercelen aan elkaar gekoppeld. Het rapport wordt afgesloten met Hoofdstuk 5 waarin een aantal conclusies worden getrokken en aanbevelingen worden gedaan.



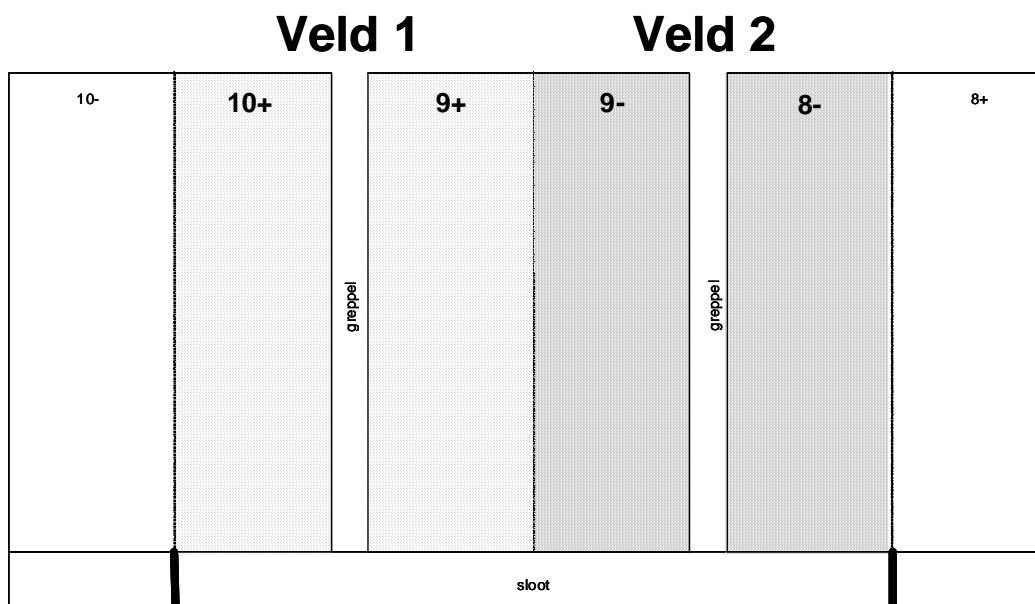
## 2 Materiaal en methoden

### 2.1 Melkveehouderij

Het onderzoek is uitgevoerd op de melkveehouderij 'De Tweesprong' van de familie van Wijk bij Waardenburg. Het bedrijf is gelegen op een kalkrijke zware rivierkleigrond in de Tielerwaard in het Gelderse rivierengebied. Het bedrijf heeft een oppervlakte van 34 ha, grotendeels gebruikt als grasland. Het aantal melkkoeien is ongeveer 60. Dit is in goede overeenstemming met het gemiddelde aantal melkkoeien voor melkveehouderijbedrijven op kleigrond in deze regio (Reijneveld, 2001). Voor meer gedetailleerde informatie over melkgegevens wordt verwezen naar van der Salm et al. (2006).

### 2.2 Locatie

De graslandpercelen 8, 9 en 10 zijn ingericht als meetlocatie (Figuur 1). Deze percelen zijn gelegen op een zware kleigrond van een fluviaatiele, holocene afzetting van de Rijn. Drainage vindt plaats door middel van drains en greppels. De scheiding tussen de percelen 8, 9 en 10 wordt gevormd door greppels met een diepte en breedte van circa 50 cm. De greppels zijn aangelegd door grond uit te graven en deze grond te verplaatsen naar het midden van het perceel. Hierdoor bezitten de graslandpercelen een bolling die ieder perceel in de lengterichting in twee gelijke delen verdeelt. De bolling heeft een maximale hoogte van circa 40 cm. Tussen de greppels liggen circa zes drains op een diepte van circa 80 cm. De greppels en drains wateren af op dezelfde perceelssloot. In het kader van een fosfaatproef in het project 'Koeien en Kansen' van Plant Research International (PRI) is in 2000 op ieder perceel in de lengterichting een plus- en een minbehandeling aangelegd met betrekking tot het fosfaatoverschot (Reijneveld, 2001; den Boer en Bakker, 2006) (Figuur 1). De plusbehandeling heeft een hoger fosfaatoverschot dan de minbehandeling. Als gevolg van de bolling wateren de percelen 9+ en 10+ en de percelen 8- en 9- af op verschillende greppels. De waterafvoer van deze greppels wordt afzonderlijk bepaald. Dit geldt eveneens voor de afvoer van de drains van de percelen met een plus- en voor de afvoer van de drains van de minbehandeling. De percelen 9+ en 10+ en de percelen 8- en 9- worden hydrologisch gezien beschouwd als twee verschillende velden, namelijk veld 1 en 2. Veld 1 ontvangt doorgaans een hogere fosfaatgift in de vorm van kunstmest dan veld 2. De greppels zijn op het hoogste punt van de graslandpercelen afgedamd met een aarden wal. De sloot is van de stroomopwaarts gelegen perceelssloten afgesloten met een dam. De percelen worden afwisselend gemaaid en beweid. In 2006 en 2007 vonden jaarlijks 4 sneden plaats.



Figuur 1. De graslandpercelen 9+ en 10+ (licht gekleurd) en 8- en 9- (donker gekleurd) worden als twee verschillende velden (veld 1 en 2) beschouwd; het fosfaatoverschot van veld 1 is doorgaans hoger dan het overschot van veld 2. De stippellijn geeft het hoogste punt van de bolling in de lengterichting van de percelen weer. De greppels zijn op het hoogste punt van de percelen afgedamd met aarden walletjes. De perceelssloot is ter hoogte van graslandperceel 10 afgesloten met een dam. Het V-schot werd in werkelijkheid niet ter hoogte van perceel 8 maar ter hoogte van perceel 5 geplaatst.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de bodemgesteldheid en de hydrologische situatie wordt verwezen naar het rapport van van der Salm et al. (2006). In dit laatstgenoemde rapport worden eveneens een aantal algemene bodemeigenschappen en de fosfaat- en stikstoftoestand van verschillende horizonten of bodemlagen van de graslandpercelen gepresenteerd.

### 2.3 Bemesting en gewasproductie

De nutriëntenoverschotten op perceelsniveau worden berekend aan de hand van de aanvoer van fosfaat en stikstof met bemesting en atmosferische depositie en de afvoer door gewasopname en beweiding:

$$\text{Overschot} = \text{aanvoer (kunstmest + stalmest + weidemest + klaver + atmosferische depositie)} - \text{afvoer (maaien + grazen)} \quad (1)$$

De omvang van de verschillende aanvoer- en afvoertermen van bovenstaande vergelijking zijn geregistreerd door de melkveehouder met behulp van het BemestingsAdviesProgramma 'BAP-manager' (Oenema et al., 2002). De hoeveelheid mest en de mestsoort is bij iedere snede gras vastgelegd. De samenstelling van de dierlijke mest is bepaald aan de hand van incidentele bemonstering en het meten van de fosfaat- en stikstofgehalten. Bij het gebruik van dierlijke mest is er gecorrigeerd voor de hoeveelheid ammoniak die vervluchtigt tijdens toediening. De emissieverliezen tijdens toediening van dierlijke mest zijn berekend 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., 2000). Op basis van deze gegevens is voor de gebruikte graslandpercelen een emissieverlies van 5% gehanteerd voor de toediening van drijfmest.

De aanvoer van weidemest op de graslandpercelen 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 de aan- en afvoer van mest en voorraadverschillen (Oenema et al., 2000). Op basis van het beweidingssysteem wordt een scheiding gemaakt tussen de hoeveelheid stalmest en de hoeveelheid weidemest. De hoeveelheid weidemest op ieder graslandperceel wordt vervolgens berekend op basis van het aantal dierweidedagen:

$$Weidemest_{perceel} = weidemest_{bedrijf} \frac{dierweidedagen_{perceel}}{dierweidedagen_{bedrijf}} \quad (2)$$

De stikstofgift door middel van weidemest wordt vermenigvuldigd met 0.97 om te corrigeren voor ammoniakvervluchtiging (Smits et al., 2000). De aanvoer van fosfaat en stikstof door middel van atmosferische depositie is gebaseerd op het landelijk meetnet luchtkwaliteit van het Rijks Instituut voor Volksgezondheid en Milieu (MNP, 2005).

De afvoer van nutriënten met het gras wordt bepaald aan de hand van de geschatte opbrengst voor ieder graslandperceel en het gemeten fosfaat- en stikstofgehalte 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 beweidingverliezen verdisconteerd; deze verliezen variëren van 15 tot 20% afhankelijk van of er beperkt of onbeperkt wordt beweid.

## 2.4 Afvoer van water en nutriënten

### 2.4.1 Waterafvoer

Voor het opstellen van een water- en nutriëntenbalans op perceelsniveau is het noodzakelijk om doorlopend de waterafvoer van de drains, greppels en de perceelssloot te meten. Deze metingen hebben plaatsgevonden in de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008. Hiervoor is ter hoogte van graslandperceel 10 (Figuur 1) een damwand in de sloot geplaatst. Deze damwand sluit deze sloot af van de bovenstrooms gelegen perceelssloten. Ter hoogte van perceel 5 is een V-schot in de sloot geplaatst om de slootafvoer te meten. De drain- en greppelafvoer zijn zowel voor veld 1 als voor veld 2 bepaald. De afvoer van de drains en greppels is gemeten door de afvoer op te vangen in een bak met een V-schot. In ieder veld liggen zes drains; de afvoerpijpen van deze drains zijn gekoppeld zodat de totale drainafvoer kan worden gemeten. De waterafvoer van de sloot, drains en greppels is gemeten

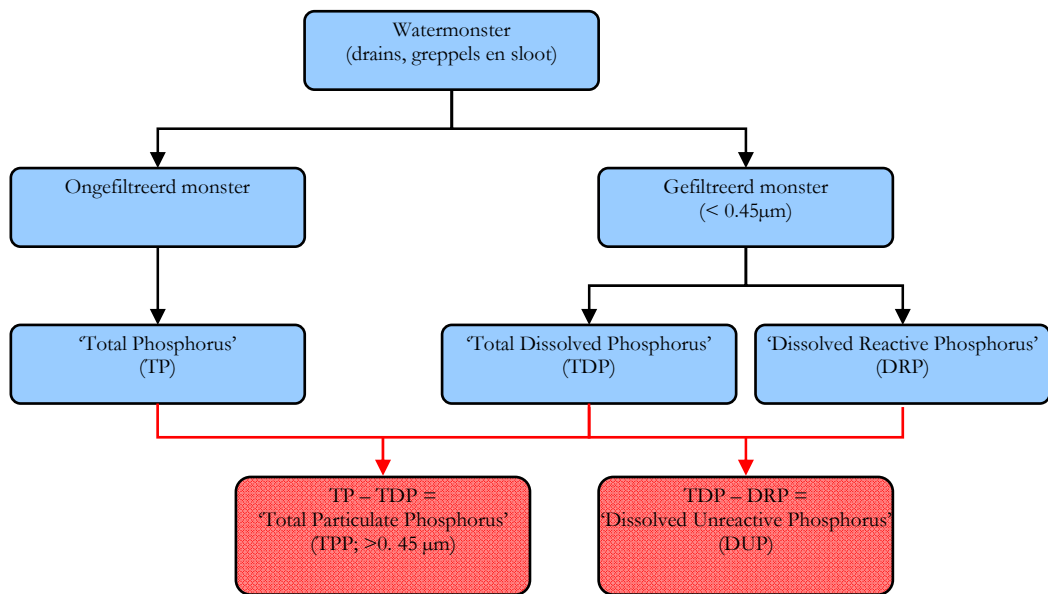
door doorlopend de hoogte van het water boven het V-schot te meten. De fosfaat- en stikstofconcentraties van de slootafvoer is bepaald door na minimaal 10 m<sup>3</sup> afvoer (i.e., 0.25 mm neerslagoverschot) een monster te nemen. Van de greppels en de drains is na minimaal 1 m<sup>3</sup> afvoer (i.e., 0.12 mm neerslagoverschot) een monster genomen.

De neerslaggegevens zijn betrokken van meteostations in Geldermalsen en Herwijnen. In een later stadium is op de meetlocatie bij Waardenburg een regenmeter geïnstalleerd; vanaf 1-11-2007 zijn de neerslaggegevens van deze regenmeter gebruikt. De verdampingsgegevens zijn betrokken van het meteostation in Herwijnen. Het neerslagoverschot is berekend als het verschil tussen de gemiddelde neerslag van de meteostations van Geldermalsen en Herwijnen of de neerslag van de regenmeter, en de verdamping.

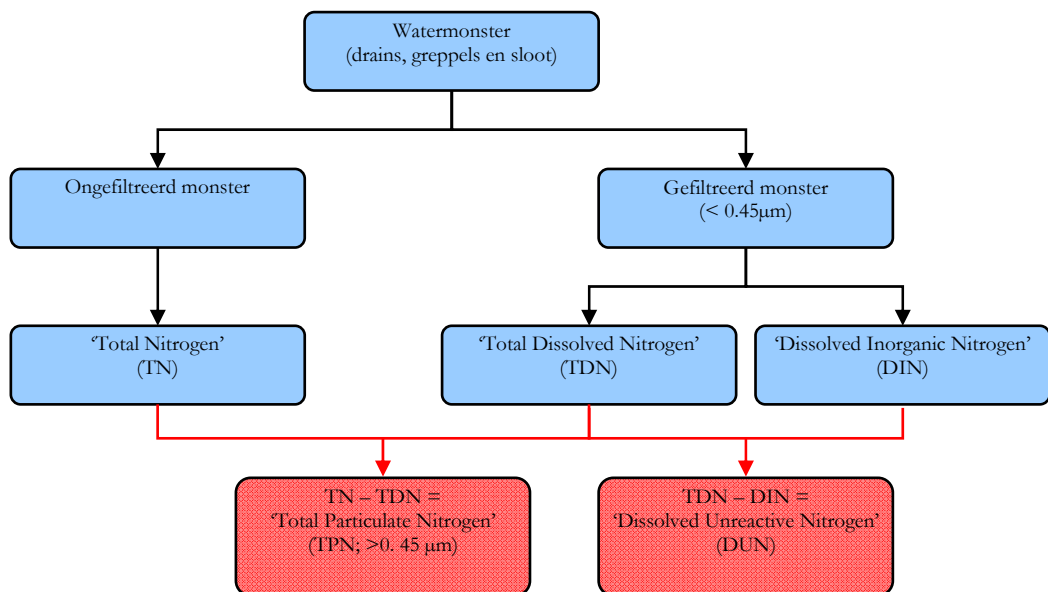
De sloot ontwaterd een gebied met een oppervlak van 40.263 m<sup>2</sup>, terwijl de drains en greppels van veld 1 en 2 een gebied ontwateren met respectievelijk een oppervlak van 7820 en 7905 m<sup>2</sup>. Het door de sloot ontwaterde gebied is dus bijna driemaal zo groot als het totale oppervlak van veld 1 en 2. De schatting van het oppervlak van het door de sloot ontwaterde gebied is gebaseerd op het oppervlak van de aan de sloot grenzende graslandpercelen. Het oppervlak van de aan de sloot grenzende weg is niet meegenomen in deze schatting.

#### **2.4.2 Chemische analyses**

In de watermonsters die in de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008 van de drain-, greppel- en slootafvoer zijn genomen zijn verschillende fosfaat- en stikstofvormen gemeten en berekend. De monsters worden in deze subparagraaf aangeduid met de term watermonsters. In de schema's A en B wordt een overzicht gegeven van de verschillende gemeten en berekende fosfaat- en stikstofvormen en de gehanteerde terminologie. Deze terminologie is ontleend aan Haygarth en Sharpley (2000). In de onderstaande tekst worden de uitgevoerde metingen en berekeningen uitgebreid toegelicht.



Schema A. Overzicht van de verschillende fosfaatvormen die in de watermonsters van drains, greppels en de sloot zijn gemeten of berekend. De fosfaatvormen in de blauwe boxen zijn gemeten, terwijl de fosfaatvormen in de rode boxen zijn berekend. De metingen en de berekeningen worden in de tekst toegelicht.



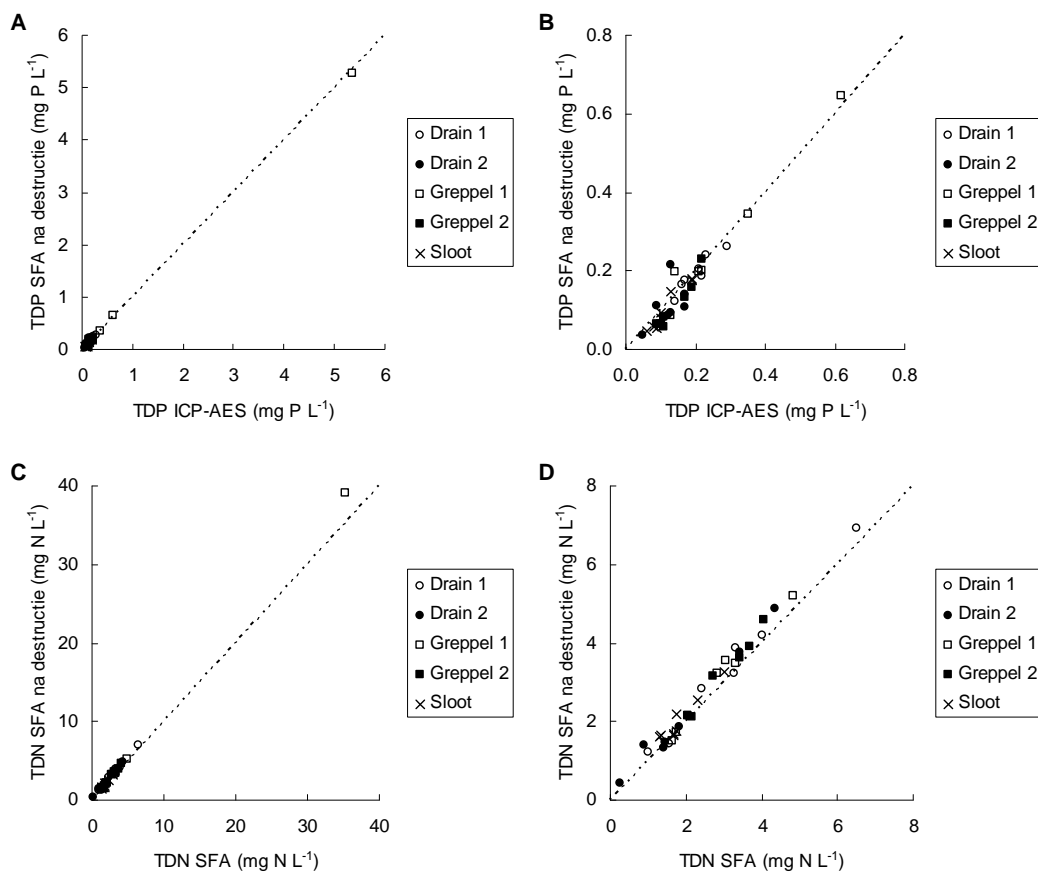
Schema B. Overzicht van de verschillende stikstofvormen die in de watermonsters van drains, greppels en de sloot zijn gemeten of berekend. De stikstofvormen in de blauwe boxen zijn gemeten, terwijl de stikstofvormen in de rode boxen zijn berekend. De metingen en de berekeningen worden in de tekst toegelicht.

### Gefiltreerde watermonsters

Een deel van ieder watermonster is gefiltreerd over een filter met een poriëngrootte van 0.45 µm. Deze poriëngrootte wordt gebruikt als grenswaarde voor het scheiden van opgeloste (<0.45 µm) en particuliere fosfaat- en stikstofvormen (>0.45 µm) in watermonsters. De ortho-fosfaatconcentratie ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) in de 0.45 µm-filtraten is

bepaald met behulp van de blauwkleuringsmethode van Murphy en Riley (1962) en gemeten met de Segmented Flow Analyser (SFA; Skalar, SK12). De totale opgeloste fosfaatconcentratie in de 0.45 µm-filtraten is gemeten met de Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometer (ICP-AES; Vista Pro, Varian). Deze fracties worden in dit rapport aangeduid met respectievelijk de Engelstalige termen 'Dissolved Reactive Phosphorus' (DRP) en 'Total Dissolved Phosphorus' (TDP). De organische fosfaatconcentratie kan worden berekend als het verschil tussen TDP en DRP (Chardon et al., 1997; Koopmans et al., 2006). De volgens deze methode berekende organische fosfaatconcentratie overschat echter vaak de werkelijke organische fosfaatconcentratie in watermonsters (Haygarth en Sharpley, 2000; McDowell en Sharpley, 2001). Het resultaat van deze verschilberekening wordt daarom bij voorkeur aangeduid met de term 'Dissolved Unreactive Phosphorus' (DUP). Deze term wordt in dit rapport gehanteerd voor het verschil tussen TDP en DRP. De ammoniumconcentratie ( $\text{NH}_4$ ), de som van de nitraat- en de nitrietconcentraties ( $\text{N} - [\text{NO}_3 + \text{NO}_2]$ ) en de totale stikstofconcentratie zijn gemeten met de SFA volgens Houba et al. (1997). De ammoniumconcentraties en de som van de nitraat- en de nitrietconcentraties worden in dit rapport afzonderlijk gerapporteerd en als de totale som van de anorganische stikstofconcentraties; deze som wordt aangeduid met de term 'Dissolved Inorganic Nitrogen' (DIN). De totale opgeloste stikstofconcentratie wordt aangeduid met de term 'Total Dissolved Nitrogen' (TDN). De organische stikstofconcentratie wordt berekend als het verschil tussen TDN en DIN; deze concentratie wordt aangeduid met de term 'Dissolved Unreactive Nitrogen' (DUN).

Voorafgaande aan de voortzetting van dit onderzoeksproject bestond twijfel of de ICP-AES en de SFA in staat waren om respectievelijk de werkelijke TDP- en TDN-concentraties in 0.45 µm-filtraten op een juiste wijze te meten. In een beperkt aantal watermonsters, die in de periode van 16-11-2006 tot 9-11-2006 zijn genomen, zijn de resultaten van TDP en TDN vergeleken met resultaten die volgens een alternatieve methode zijn gemeten. Deze alternatieve methode bestond uit een destructie met zwavelzuur, waterstofperoxide, salicylzuur en selenium volgens Houba et al. (1997), gevolgd door het meten van de fosfaat- en stikstofconcentraties met de SFA. In Figuur 2 zijn de TDP- en TDN-concentraties gemeten met respectievelijk de ICP-AES en SFA uitgezet tegen de resultaten van de alternatieve methode. Het overgrote deel van de datapunten ( $n = 37$ ) ligt zowel voor TDP (Figuur 2A en 2B) als voor TDN (Figuur 2C en 2D) op de 1:1-lijn. De hellingshoek van het door de oorsprong gefitte regressiemodel bedraagt  $0.98 \pm 0.01$  ( $\pm$  standard error) met een  $R^2_{\text{adj}}$  van 97% voor TDP en  $1.10 \pm 0.00$  met een  $R^2_{\text{adj}}$  van 97% voor TDN. In Figuur 2C is een datapunt met een DNP-concentratie van circa  $40 \text{ mg L}^{-1}$  waarneembaar die een sterk effect heeft op de uitkomst van het regressiemodel. De hellingshoek zonder dit datapunt bedraagt  $0.92 \pm 0.01$  met een  $R^2_{\text{adj}}$  van 97%. De ICP-AES en SFA lijken dus goede meetmethoden te zijn voor TDP en TDN. Het voordeel van het gebruik van deze methoden ten opzichte van de alternatieve methode is de snellere procedure omdat er geen destructie uitgevoerd hoeft te worden. In het resterende deel van deze studie is daarom alleen gewerkt met de ICP-AES en de SFA om respectievelijk TDP en TDN te meten.



Figuur 2. De TDP- (A en B) en TDN-concentraties (C en D) gemeten met de respectievelijke ICP-AES en SFA uitgezet tegen de resultaten van de alternatieve methode. De alternatieve methode bestond uit een destructie gevolgd door het meten van fosfaat en stikstof met de SFA. In Figuur 2B en 2D is de schaal aangepast, zodat de datapunten in het lagere concentratiebereik beter zichtbaar zijn. De stippellijn geeft de 1:1-lijn weer.

### ***Niet-gefilterde watermonsters***

In het niet-gefilterde deel van ieder watermonster zijn de totale concentraties van fosfaat en stikstof gemeten. Deze analyses zijn uitgevoerd door middel van een destructie met zwavelzuur, waterstofperoxide, salicylzuur en selenium volgens Houba et al. (1997). De fosfaat- en stikstofconcentraties zijn vervolgens gemeten met de SFA. De totale fosfaat- en stikstofconcentraties worden aangeduid met de termen 'Total Phosphorus' (TP) en 'Total Nitrogen' (TN). De concentraties van particuliere fosfaat- en stikstofvormen zijn berekend als het verschil tussen TP en TN gemeten in de niet-gefilterde watermonsters en TDP en TDN gemeten in de 0.45  $\mu\text{m}$ -filtraten van dezelfde watermonsters. Particuliere fosfaat- en stikstofvormen worden aangeduid met de termen 'Total Particulate Phosphorus' (TPP) en 'Total Particulate Nitrogen' (TPN).

### ***Ontbrekende gegevens***

In de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008 is in een aantal gevallen afvoer gemeten van drains, greppels en sloot, maar zijn er geen watermonsters genomen voor chemische analyses. Hiervoor bestaat een aantal oorzaken, zoals een zeer gering

volume van het afvoerwater of het overstromen, bevroren of een storing van de meetapparatuur. In deze gevallen zijn de concentraties van de verschillende stikstof- en fosfaatvormen geschat met behulp van de mediane waarde van de gemeten nutriëntenconcentraties om op deze wijze de verliezen naar de sloot te kunnen berekenen.

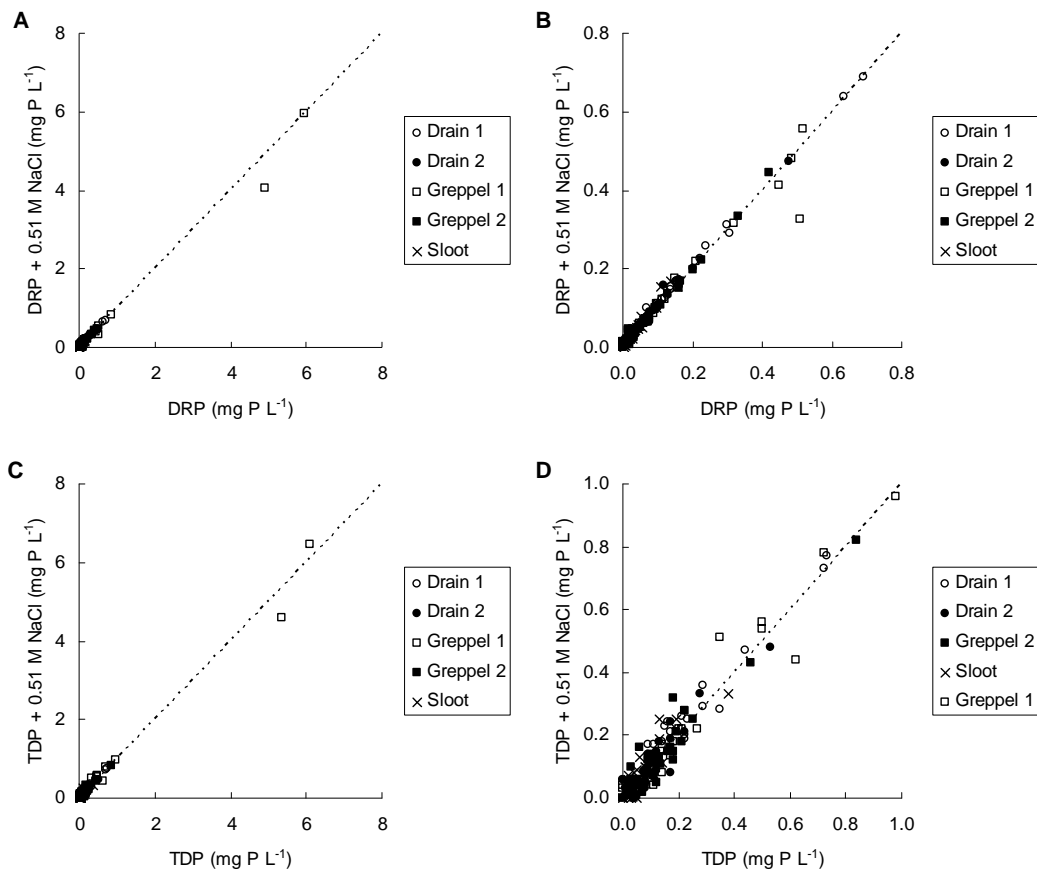
## 2.5 Colloïdale verschijningsvormen van fosfaat en stikstof

In §2.4.2 worden de verschillende analyses van opgeloste en particuliere verschijningsvormen van fosfaat en stikstof in watermonsters beschreven. Daarnaast is eveneens aandacht besteed aan de karakterisatie van colloïdale verschijningsvormen waarin nutriënten kunnen voorkomen. Een mogelijke methode om colloïden uit watermonsters te verwijderen is het toevoegen van NaCl waardoor coagulatie en precipitatie van colloïdale deeltjes optreedt (Sissingh, 1971; Koopmans et al., 2005). In deze studie is deze methode gebruikt om de concentraties van fosfaat en stikstof gebonden aan, of geassocieerd met colloïden in 0.45 µm-filtraten van de watermonsters te karakteriseren. In de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008 is van ieder filtraat een submonster met een volume van 25 mL genomen. Vervolgens is aan ieder submonster 0.75 g NaCl toegevoegd (i.e., 0.51 M NaCl). De submonsters met NaCl werden 10 minuten geschud en gecentrifugeerd op de ultracentrifuge met 15000 omwentelingen per minuut. In het centrifugaat zijn de concentraties van DRP, DIN-NH<sub>4</sub>, DIN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) en TDN met de SFA gemeten, terwijl TDP met de ICP-AES is gemeten. De nutriënten in de meetvloeistof op de SFA dienen voor de werkelijke meting een 'hecht' membraan van het materiaal cuprofaan te passeren. De scheidingsgrootte van dit membraan ligt bij benadering op circa 10.000 Dalton. Colloïdale deeltjes met een afmeting >10.000 Dalton zijn dus niet in staat om dit membraan te passeren. Hierdoor is een mogelijk effect van het toevoegen van NaCl op colloïdale deeltjes niet waarneembaar. Besloten is om de DRP-concentratie in een beperkt aantal watermonsters, die in de periode van 16-11-2006 tot 9-11-2006 zijn genomen, met twee verschillende apparaten te meten: de SFA en een spectrofotometer (Aquamate) zonder membraan waarbij gebruik is gemaakt van plastic wegwerpcuvetten.

## 3 Colloïdale verschijningsvormen van fosfaat en stikstof

### 3.1 Fosfaat

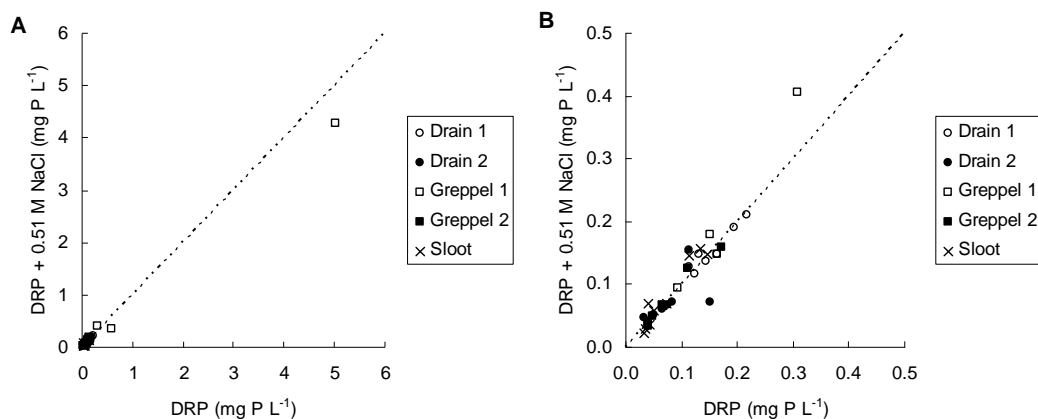
In Figuur 3 zijn de DRP- en TDP-concentraties gemeten in de gefiltreerde watermonsters zonder toevoeging van NaCl uitgezet tegen de resultaten van dezelfde monsters met NaCl. Het overgrote deel van de datapunten ( $n = 155$ ) ligt zowel voor DRP (Figuur 3A en 3B) als voor TDP (Figuur 3C en 3D) op de 1:1-lijn. De hellingshoek van het door de oorsprong gefitte regressiemodel bedraagt  $0.93 \pm 0.01$  met een  $R^2_{\text{adj}}$  van 99% voor DRP en  $0.97 \pm 0.01$  met een  $R^2_{\text{adj}}$  van 98% voor TDP. Het toevoegen van NaCl lijkt dus nauwelijks effect te hebben op de DRP- en TDP-concentraties in de watermonsters van de drains, greppels en sloot. Het lijkt dus alsof er nauwelijks colloïdaal fosfaat aanwezig is in de  $0.45 \mu\text{m}$ -filtraten van de watermonsters. Deze resultaten lijken in tegenspraak te zijn met die van Koopmans et al. (2005); in de laatstgenoemde studie werd een sterk negatief effect waargenomen van het toevoegen van NaCl op de DRP-concentratie in waterextracten die werden gemaakt volgens de Pw-methode van Sissingh (1971) waarbij een grond:vloeistofverhouding van 1:60 [v:v] wordt gebruikt; na het toevoegen van NaCl nam de DRP-concentratie significant af. Deze waterextracten waren afkomstig van grondmonsters van dezelfde meetlocatie als die in de huidige studie wordt gebruikt. Er bestaat echter een belangrijk verschil tussen de huidige studie en die van Koopmans et al. (2005). In deze laatstgenoemde studie werd het effect van NaCl aangetoond in waterextracten die volgens de Pw-methode van Sissingh (1971) op relatief krachtige wijze werden geschud (i.e., 30 omwentelingen per minuut). Hierdoor kunnen colloïdale deeltjes worden gemobiliseerd. Turbatie van watermonsters van de afvoer van de drains, greppels en sloot is veel minder intensief dan bij de Pw-methode, en deze monsters bevatten daarom mogelijk minder colloïdale deeltjes. Een alternatieve verklaring is de veel hogere 'Electrical Conductivity' (EC) en ionsterkte van het afvoerwater van de meetlocatie bij Waardenburg dan die van de waterextracten van Koopmans et al. (2005). Volgens niet-gepubliceerde resultaten van C. van der Salm varieert de EC van het afvoerwater van de drains en greppels op deze locatie van 10 tot  $500 \text{ mS m}^{-1}$ , terwijl de EC van de waterextracten zonder NaCl van Koopmans et al. (2005) slechts  $<1 \text{ mS m}^{-1}$  bedroeg. De EC en ionsterkte van het afvoerwater op deze meetlocatie is van nature blijkbaar relatief hoog, en veel hoger dan bij het maken van een waterextract volgens de Pw-methode. Dit als gevolg van verdunning door het relatief kleine volume grond ten opzichte van het relatief grote volume water (1:60 v:v). Bij een hogere EC en ionsterkte treedt minder dispersie op van bodemdeeltjes; hierdoor worden minder colloïden gevormd (Kretschmar et al., 1999). In de watermonsters van de drains, greppels en sloot van de meetlocatie bij Waardenburg zijn daarom mogelijk geen colloïdale deeltjes aanwezig.



Figuur 3. De DRP- (A en B) en TDP-concentraties (C en D) in de watermonsters zonder NaCl uitgezet tegen de resultaten van dezelfde monsters met NaCl. In Figuur 3B en 3D is de schaal aangepast, zodat de datapunten in het lagere concentratiebereik beter zichtbaar zijn. De stippellijn geeft de 1:1-lijn weer.

In Figuur 4 zijn de DRP-concentraties in de watermonsters zonder NaCl uitgezet tegen de resultaten van dezelfde monsters met NaCl. Deze DRP-concentraties zijn in tegenstelling tot die in Figuur 3 gemeten met de Aquamate zonder membraan. Het overgrote deel van de datapunten ( $n = 37$ ) ligt op de 1:1-lijn. De hellingshoek van het door de oorsprong gefitte regressiemodel bedraagt  $0.85 \pm 0.01$  met een  $R^2_{\text{adj}}$  van 97%. Het lijkt dus alsof er sprake is van een duidelijk effect van het toevoegen van NaCl. Deze dataset bevat echter vier datapunten die duidelijk van de 1:1-lijn afwijken; zonder deze datapunten bedraagt de hellingshoek  $1.02 \pm 0.02$  met een  $R^2_{\text{adj}}$  van 95%. De resultaten die in Figuur 4 worden gepresenteerd lijken dus het beeld van Figuur 3 te bevestigen.

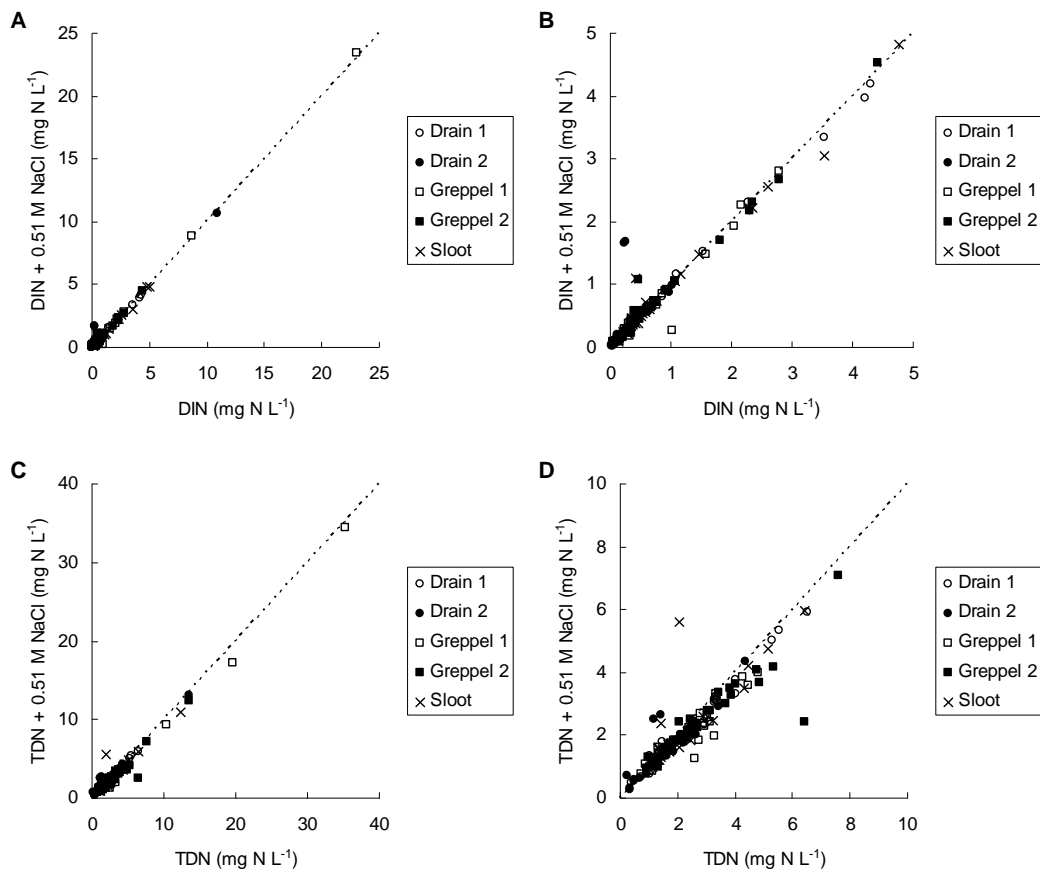




Figuur 4. De DRP-concentraties in de watermonsters zonder NaCl uitgezet tegen de resultaten van dezelfde monsters met NaCl. DRP is gemeten met de Aquamate zonder membraan. In Figuur 4B is de schaal aangepast, zodat de datapunten in het lagere concentratiebereik beter zichtbaar zijn. De stippellijn geeft de 1:1-lijn weer.

### 3.2 Stikstof

In Figuur 5 zijn de DIN- en TDN-concentraties in de watermonsters zonder NaCl uitgezet tegen de resultaten van dezelfde monsters met NaCl. Het overgrote deel van de datapunten ( $n = 155$ ) ligt zowel voor DIN (Figuur 5A en 5B) als voor TDN (Figuur 5C en 5D) op de 1:1-lijn. De hellingshoek van het door de oorsprong gefitte regressiemodel bedraagt  $1.00 \pm 0.01$  met een  $R^2_{\text{adj}}$  van 99% voor DIN en  $0.92 \pm 0.01$  met een  $R^2_{\text{adj}}$  van 98% voor TDN. Het toevoegen van NaCl lijkt dus nauwelijks effect te hebben op de DRP- en TDP-concentraties in de watermonsters van de drains, greppels en sloot. Het lijkt dus alsof er nauwelijks colloïdaal stikstof aanwezig is in de 0.45  $\mu\text{m}$ -filtraten van de watermonsters. Deze resultaten zijn in overeenstemming met die van fosfaat.



Figuur 5. De DIN- (A en B) en TDN-concentraties (C en D) in de watermonsters zonder NaCl uitgezet tegen de resultaten van dezelfde monsters met NaCl. In Figuur 5B en 5D is de schaal aangepast, zodat de datapunten in het lagere concentratiebereik beter zichtbaar zijn. De stippellijn geeft de 1:1-lijn weer.

## 4 Fosfaat- en stikstofoverschotten, waterbalans en uit- en afspoeling van nutriënten

### 4.1 Fosfaat- en stikstofoverschotten: Aanvoer en gewasopname

In Tabel 1 zijn gegevens gepresenteerd van de jaarlijkse aan- en afvoer van fosfaat en stikstof, en de bijdrage van kunstmest, drijfmest en weidemest als percentage van de hoeveelheid met bemesting aangevoerde fosfaat en stikstof voor veld 1 en 2. De gemiddelde aanvoer van fosfaat en stikstof met bemesting en depositie op de gehele meetlocatie bedroeg in de periode van 2006 tot en met 2007 respectievelijk 45 kg P en 467 kg N ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup>. Het grootste deel van het met bemesting aangevoerde fosfaat was afkomstig van drijfmest; de bijdrage van weidemest was verwaarloosbaar. De stikstof die met bemesting is aangevoerd was voornamelijk afkomstig van kunstmest en drijfmest. De bijdrage van weidemest was net als bij fosfaat verwaarloosbaar. De gemiddelde afvoer van fosfaat en stikstof via opname door, en afvoer van het gras was respectievelijk 50 kg P en 375 kg N ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup>. Het gemiddelde overschot was -5 kg P en 93 kg N ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup>. Voor fosfaat bestaat er dus een licht negatief overschot, maar voor stikstof een positief overschot.

In de huidige meetperiode zijn de gemiddelde fosfaat- en stikstofoverschotten van de gehele meetlocatie duidelijk lager dan de overschotten van deze nutriënten in de periode van 2002 tot en met 2004. In de laatstgenoemde periode was het gemiddelde overschot respectievelijk 22 kg P en 130 kg N ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> (van der Salm et al., 2006). Dit wordt veroorzaakt doordat de aanvoer van fosfaat en stikstof met bemesting in de huidige studie lager is dan de aanvoer van deze nutriënten in de periode van 2002 tot en met 2004. De afvoer van fosfaat en stikstof door opname en afvoer van het gras zijn in beide meetperioden vergelijkbaar groot. De lagere stikstof- en fosfaataanvoer met bemesting past in de trend die reeds door van der Salm et al. (2006) werd waargenomen; de aanvoer van deze nutriënten met bemesting op de gehele meetlocatie nam in de periode van 2002 tot en met 2004 jaarlijks sterk af, namelijk van 94 kg P en 537 kg N ha<sup>-1</sup> in 2002 tot 55 kg P en 416 kg N ha<sup>-1</sup> in 2004. In 2006 en 2007 bedroeg deze aanvoer respectievelijk 45 kg P en 433 kg N ha<sup>-1</sup>, en 43 kg P en 396 kg N ha<sup>-1</sup>. De afname in het gebruik van meststoffen op deze meetlocatie lijkt zich dus door te zetten.

Er is sprake van duidelijke verschillen in de fosfaat- en stikstofoverschotten van veld 1 en 2 en in de nutriëntenoverschotten van 2006 en 2007 (Tabel 1). In 2006 is het fosfaatoverschot van veld 1 lager dan het overschot van veld 2. Het fosfaatoverschot van veld 1 is licht negatief, terwijl het overschot van veld 2 positief is. In 2007 is er sprake van een omgekeerde situatie; het fosfaatoverschot van veld 1 is minder negatief dan het overschot van veld 2. In de huidige studie is er dus geen sprake van een consistent verschil tussen het fosfaatoverschot van de plus- en minbehandeling van respectievelijk veld 1 en 2. Het stikstofoverschot van veld 1 is zowel in 2006 als in 2007 lager dan het overschot van veld 2, terwijl de aanvoer van stikstof van beide velden nagenoeg hetzelfde is. De afvoer van stikstof van veld 1 is echter hoger dan

de afvoer van veld 2. Het stikstofoverschot van zowel veld 1 als van veld 2 is in 2007 lager dan in 2006, terwijl de aanvoer van stikstof in beide jaren nagenoeg even groot is. De afvoer van stikstof van beide velden is in 2007 echter duidelijk hoger dan in 2006.

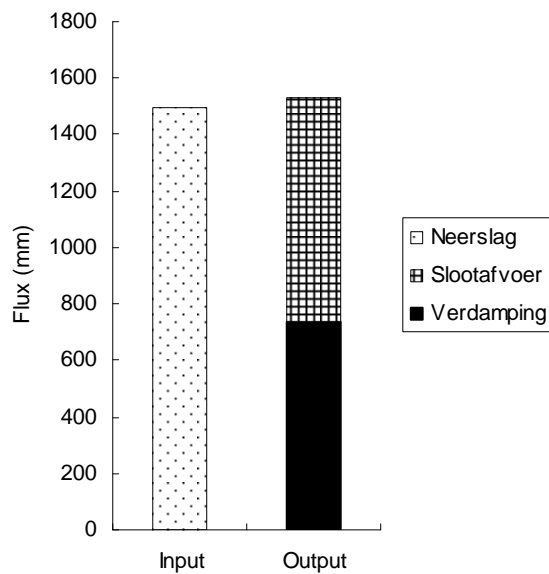
*Tabel 1. De jaarlijkse aanvoer en afvoer van fosfaat en stikstof, en de bijdrage van kunstmest, drijfmest en weidemest als percentage van de hoeveelheid met bemesting aangevoerde fosfaat en stikstof op veld 1 en 2 van de meetlocatie bij Waardenburg. De aanvoer, afvoer en het overschot zijn uitgedrukt in kg P ha<sup>-1</sup> of kg N ha<sup>-1</sup>. Veld 1 wordt gevormd door de percelen 9+ en 10+, terwijl veld 2 wordt gevormd door de percelen 8- en 9- (Figuur 1). De gegevens van veld 1 en 2 in deze tabel zijn berekend als het gemiddelde van de gegevens die betrekking hebben op respectievelijk de percelen 9+ en 10+ en 8- en 9-.*

Nutriënt	Jaar	Veld	Aanvoer					Totale aanvoer (kg ha <sup>-1</sup> )	Afvoer (kg ha <sup>-1</sup> )	Over-schot (kg ha <sup>-1</sup> )
			Bemes-ting (kg ha <sup>-1</sup> )	Kunst-mest (%)	Drijf-mest (%)	Weide-mest (%)	Depositie (kg ha <sup>-1</sup> )			
P	2006	1	40	0	100	0	1	41	50	-9
	2006	2	50	20	79	1	1	51	41	11
	2007	1	51	31	69	0	1	52	59	-7
	2007	2	35	0	100	0	1	36	51	-14
N	2006	1	430	41	59	0	53	483	363	119
	2006	2	436	41	58	1	53	489	348	141
	2007	1	396	51	49	0	53	449	406	42
	2007	2	396	51	49	0	53	449	381	68

## 4.2 Waterbalans

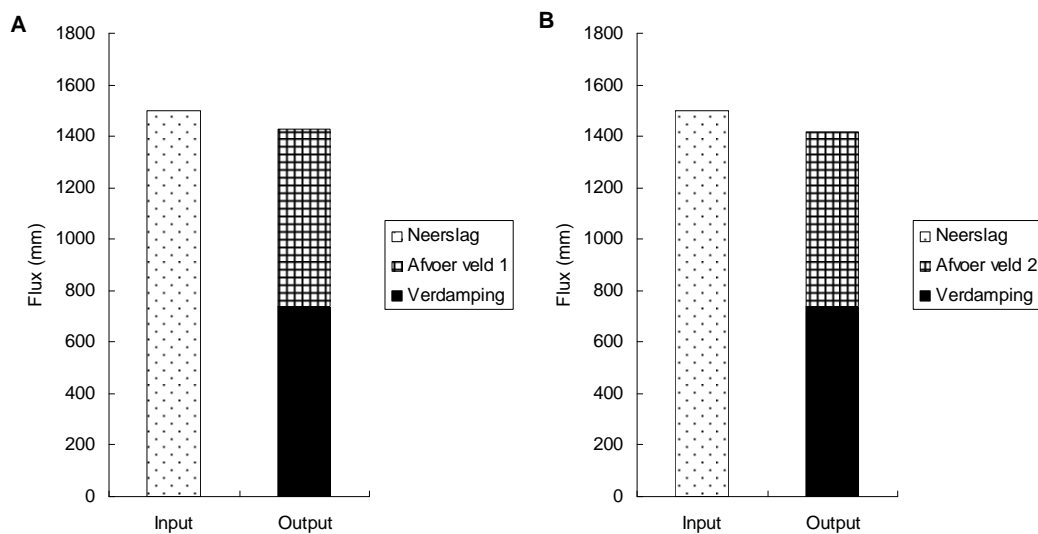
### *Waterbalans*

Met behulp van een waterbalans kan inzicht worden verkregen in het kwantitatieve belang van de verschillende transportroutes van water. In Figuur 6 worden de resultaten van de metingen van de neerslag, slootafvoer en verdamping gepresenteerd. Deze metingen zijn uitgevoerd in de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008. Neerslag is een inputterm van de waterbalans en slootafvoer en verdamping zijn outputtermen. De input en output komen zeer goed overeen; de verhouding tussen de input en output van water is 1.0 en het absolute verschil tussen de neerslag en de som van de slootafvoer en de verdamping is slechts 29 mm. De waterbalans van het door de sloot ontwaterde gebied lijkt dus voornamelijk afhankelijk te zijn van de input van water door neerslag en de output van water door slootafvoer en verdamping. Kwel levert dus geen belangrijke bijdrage aan de input, en wegzijging van water naar het diepere grondwater als outputterm is eveneens verwaarloosbaar. Dit kan worden verklaard door de aanwezigheid van zware klei met een slechte waterdoorlaatbaarheid in de ondergrond (van der Salm et al., 2006). In dit gebied wordt de waterbalans dus niet beïnvloed door interacties met het grondwater. Met andere woorden: de waterafvoer van de sloot wordt gestuurd door het neerslagoverschot.



*Figuur 6. Input van water door neerslag en output van water door slootafvoer en verdamping in de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008.*

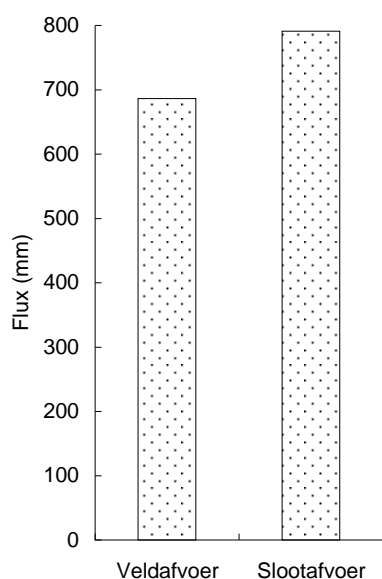
Dezelfde waterbalans als die in Figuur 6 is gepresenteerd voor het door de sloot ontwaterde gebied kan worden uitgewerkt voor veld 1 en 2. In Figuur 7A (veld 1) en 7B (veld 2) zijn de resultaten van de metingen van de neerslag, waterafvoer van greppels en drains en verdamping gepresenteerd. Deze metingen zijn uitgevoerd in dezelfde periode als voor Figuur 6. Neerslag is een inputterm en waterafvoer van veld 1 en 2 en verdamping zijn outputtermen. De input en output van water komen voor zowel veld 1 als voor veld 2 redelijk goed overeen; de verhouding tussen de input en output is voor beide velden 1.1. Het absolute verschil tussen de neerslag en de som van de slootafvoer en de verdamping voor veld 1 en veld 2 is respectievelijk 73 en 79 mm. De waterbalans van de meetlocatie bij Waardenburg is dus grotendeels afhankelijk van de input van water door neerslag en de output van water door greppels en drains en verdamping.



Figuur 7. Input van water door neerslag en output van water door afvoer van water van greppels en drains van veld 1 (A) en 2 (B) in de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008.

### Slootafvoer

In Figuur 8 wordt de gemiddelde waterafvoer van veld 1 en 2 in de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008 vergeleken met de in dezelfde periode gemeten slootafvoer. De waterafvoer van veld 1 en 2 is een inputterm en de waterafvoer door de sloot is een outputterm van de waterbalans. Het door de sloot ontwaterde gebied is bijna driemaal zo groot als het totale oppervlak van beide velden, en bestaat voornamelijk uit aan de sloot grenzende graslandpercelen van de melkveehouderij 'De Tweesprong'. Veld 1 en 2 zijn representatief voor het gehele graslandareaal in het door de sloot ontwaterde gebied (van der Salm et al., 2006). De gemiddelde waterafvoer van veld 1 en 2 komt redelijk goed overeen met de slootafvoer; de slootafvoer is slechts 1.2 maal groter (105 mm) dan de waterafvoer van beide velden. De waterafvoer van de sloot is dus voornamelijk afhankelijk van de input van water door waterafvoer van drains en greppels van de graslandpercelen. Het kleine verschil tussen de input en output van water kan worden verklaard door meetfouten in de slootafvoer in de winter ten gevolge van bevriezing van meetapparatuur of door de bijdrage van oppervlakkige afstroming van water over de aan de sloot grenzende weg (van der Salm et al., 2006). Bij de bespreking van de resultaten van Tabel 2 wordt hier verder op ingegaan.



Figuur 8. De gemiddelde waterafvoer van veld 1 en 2 door drains en greppels en de slootafvoer in de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008.

De waterafvoer van de sloot is dus afhankelijk van het neerslagoverschot (Figuur 6). In de zomer zal de slootafvoer lager zijn dan in de winter ten gevolge van het lagere en doorgaans zelfs negatieve neerslagoverschot. De slootafvoer in de zomer van 2007 was inderdaad veel lager dan de slootafvoer in de winters van 2006 en 2007 (Tabel 2). In Tabel 2 zijn de neerslag- en verdampingsgegevens van de volledige zomer in 2008 gepresenteerd, terwijl slechts een beperkte meetreeks voor de waterafvoer in de zomer van 2008 is opgenomen, namelijk van 1-4-2008 tot 29-4-2008. Tot het einde van de zomer van 2008 was er echter niet of nauwelijks sprake van waterafvoer (persoonlijke mededeling A. van den Toorn). Dezelfde trend werd waargenomen door van der Salm et al. (2006). De slootafvoer van 140 mm in de zomer van 2007 is in vergelijking met de resultaten van van der Salm et al. (2006) echter hoog. In de laatstgenoemde studie varieerde de zomerse slootafvoer van 0 mm in 2002 tot 28 mm in 2004. De zomer van 2007 had in vergelijking met de zomers in de studie van van der Salm et al. (2006) echter beduidend meer neerslag en minder verdamping; in deze zomer was hierdoor zelfs sprake van een positief neerslagoverschot. De slootafvoer in de zomer van 2007 was echter veel groter dan het positieve neerslagoverschot. Dit kan waarschijnlijk voor een deel worden verklaard door berging van water in de bodem in de winter van 2006. In deze winter was het neerslagoverschot veel groter dan de slootafvoer (77 mm). Daarnaast kan de afwijking worden veroorzaakt door onderschatting van het neerslagoverschot als gevolg van lokale onweersbuien in de zomer van 2007 op de meetlocatie bij Waardenburg. De in Tabel 2 gepresenteerde gegevens zijn afkomstig van de meteostations in Geldermalsen en Herwijnen. Neerslag uit lokale onweersbuien op de meetlocatie bij Waardenburg wordt niet geregistreerd door deze meteostations. In de winter van 2007 was de waterafvoer van de sloot groter dan het neerslagoverschot; het verschil was 32 mm.

Zowel in de winter van 2006 als in de zomer en winter van 2007 was de slootafvoer steeds iets groter dan de waterafvoer van drains en greppels. Dit verschil varieert van 28 mm in de winter van 2007 tot 38 mm in de zomer van 2007. De verschillen in de winterperiode kunnen deels veroorzaakt zijn door meetfouten in de slootafvoer ten gevolge van bevriezing van meetapparatuur (van der Salm et al., 2006). Het grootste verschil tussen de waterafvoer van drains en greppels en de slootafvoer trad echter op in de zomer van 2007 (38 mm). Een alternatieve verklaring is het ontbreken van de bijdrage van oppervlakkige afstroming van water over de aan de sloot grenzende weg als inputterm in deze waterbalans. Deze bijdrage kan vooral in de zomer een belangrijke rol spelen omdat er bij onweersbuien binnen een relatief korte periode een grote hoeveelheid neerslag kan vallen waardoor er een grotere kans bestaat op het optreden van oppervlakkige afstroming van water. Deze hydrologische transportroute is niet gemeten. Bovendien is het oppervlak van het door de sloot ontwaterde gebied groter dan 40.263 m<sup>2</sup>, omdat het oppervlak van de aan de sloot grenzende weg niet is meegenomen in deze schatting. De slootafvoer uitgedrukt in mm wordt hierdoor enigszins overschat.

Tabel 2. Waterbalansen van de meetlocatie bij Waardenburg<sup>a, b</sup>.

Jaar	Seizoen <sup>c</sup>	Neerslag (mm)	Verdamping (mm)	Neerslag- overschot (mm)	Afvoer		
					Sloot (mm)	Drains (mm)	Greppel (mm)
2006	Winter <sup>c</sup>	521	107	413	336	46	256
2007	Zomer	562	461	101	140	12	90
2007	Winter	381	108	273	305	25	252
2008	Zomer <sup>d</sup>	346	484	-139	10	1	4

<sup>a</sup> Deze neerslag- en verdampingsgegevens zijn afkomstig van de meteostations in Geldermalsen en Herwijnen.

<sup>b</sup> Bij deze waterbalansen is geen rekening gehouden met beregening door de boer en lokale onweersbuien.

<sup>c</sup> De winter duurt van 1 oktober tot 1 april en de zomer duurt van 1 april tot 1 oktober.

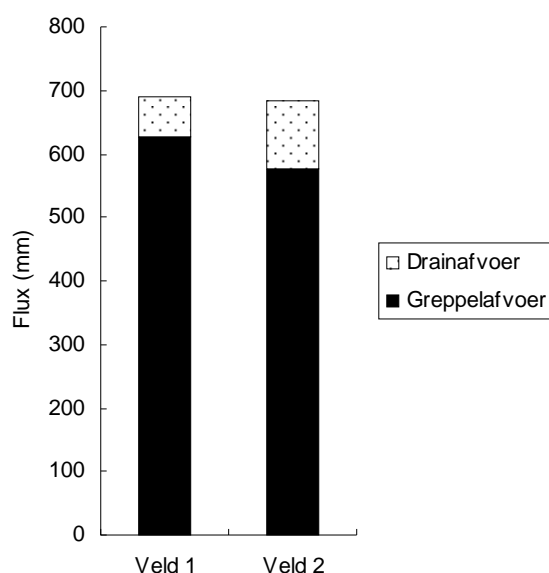
<sup>d</sup> In deze tabel zijn de neerslag- en verdampingsgegevens van de volledige zomer in 2008 gepresenteerd, terwijl slechts een beperkte meetreeks voor de waterafvoer in deze zomer is opgenomen, namelijk van 1-4-2008 tot 29-4-2008.

### **Drain- en greppelafvoer**

In het gebied van de meetlocatie vindt het transport van water van de percelen naar de sloot bijna volledig plaats door middel van waterafvoer door greppels en drains (Figuur 7). In Figuur 9 wordt de afzonderlijke bijdrage van deze drainagemiddelen aan de totale waterafvoer van veld 1 en veld 2 weergegeven. Deze metingen zijn uitgevoerd in de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008. De totale waterafvoer van veld 1 (690 mm) en 2 (683 mm) is nagenoeg even groot. De bijdrage van greppels aan deze waterafvoer is zowel voor veld 1 als voor veld 2 veel hoger dan die van drains, namelijk respectievelijk 91 en 85% tegen 9 en 15%. Hetzelfde beeld werd geschetst in het rapport van van der Salm et al. (2006) op basis van de resultaten van de periode van 2002 tot en met 2004. In de laatstgenoemde studie werd de bijdrage van greppels niet uitgedrukt als percentage van de waterafvoer, maar als percentage van het neerslagoverschot. De waterafvoer van de greppels als percentage van het neerslagoverschot was in de studie van van der Salm et al. (2006) duidelijk lager (60%) dan deze bijdrage in de huidige studie (79%). Dit kan mogelijk worden verklaard door de relatief natte zomer van 2007 met een positief neerslagoverschot (Tabel 2), terwijl de zomers in de periode van 2002 tot en met 2004 relatief droog



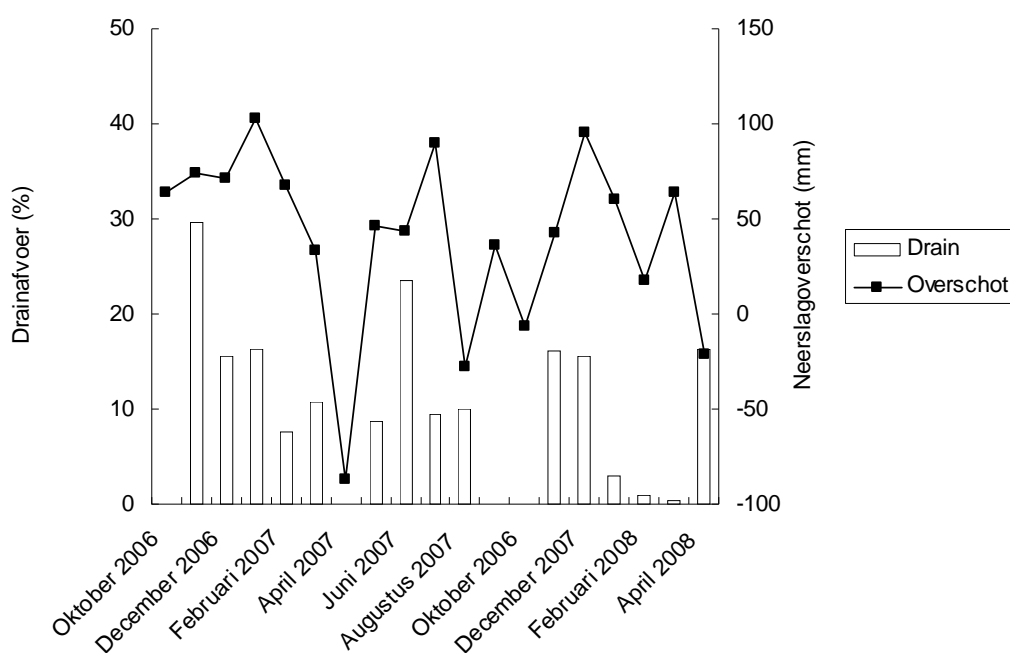
waren, en een negatief neerslagoverschot hadden (van der Salm et al., 2006). In een natte zomer is de kans op de vorming van krimpseuren in de zware kleigrond kleiner dan in een droge zomer. Hierdoor kan in het najaar het water als gevolg van de slechte waterdoorlaatbaarheid van de zware klei minder gemakkelijk door het bodemprofiel naar de drains stromen die op circa 80 cm beneden het maaiveld liggen. Hierdoor werd het water in de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008 mogelijk voornamelijk door greppels naar de sloot getransporteerd. De bijdrage van greppels aan de totale waterafvoer was voor veld 1 (626 mm en 91%) iets hoger dan die voor veld 2 (577 mm en 85%). Dezelfde verschillen werden gevonden door van der Salm et al. (2006). Dit kan mogelijk worden veroorzaakt door textuurverschillen van het bodemprofiel boven de drains of door een verschil in de gevoeligheid van de kleigrond voor het optreden van krimpseurvorming tussen beide velden. Deze hypothesen worden echter niet ondersteund door meetgegevens van de bodemtextuur (van der Salm et al., 2006).



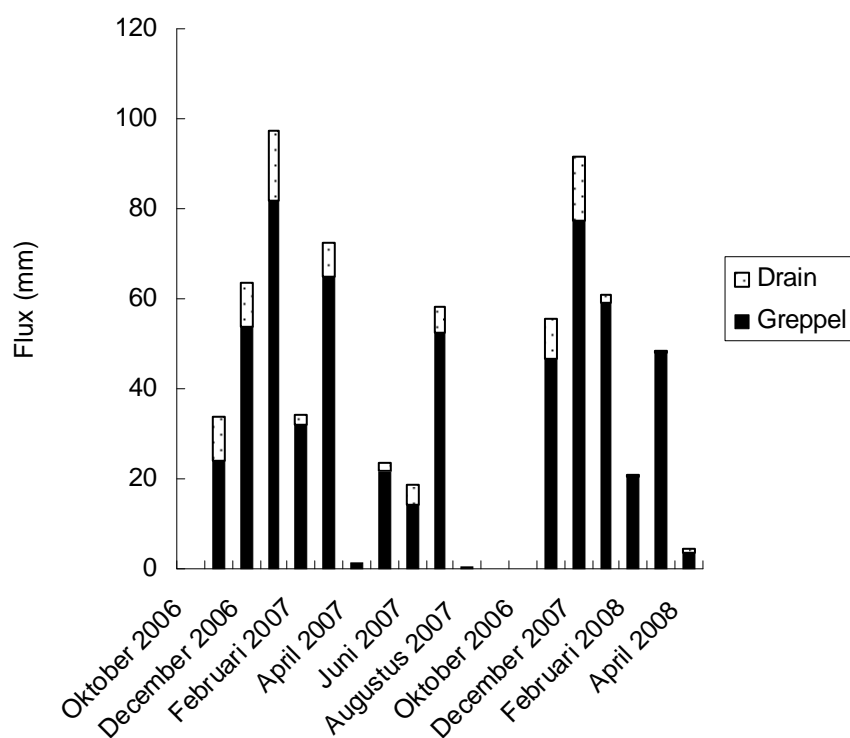
*Figuur 9. Waterafvoer van drains en greppels van veld 1 en 2 in de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008.*

In de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008 bedraagt de gemiddelde relatieve bijdrage van drains en greppels aan de totale waterafvoer van veld 1 en 2 respectievelijk 12 en 88%. Deze bijdrage van drains en greppels is echter niet noodzakelijkerwijs constant als functie van de tijd, maar kan in belangrijke mate beïnvloed worden door het optreden en verdwijnen van bijvoorbeeld krimpseuren in de zware kleigrond. In de studie van der Salm et al. (2006) werd een sterke seizoensafhankelijke dynamiek van de relatieve bijdrage van drains aan de totale waterafvoer gevonden. De waterafvoer van drains in het najaar was steeds relatief groot, maar de afvoer nam duidelijk af in de winter. Daarnaast werd de totale waterafvoer in de droge zomer van 2003 gedomineerd door afvoer via de drains. Aan de hand van Figuur 10 kan het verloop van de relatieve bijdrage van drains aan de totale waterafvoer als functie van de tijd op een meer gedetailleerde wijze worden bestudeerd. Deze maandelijkse bijdrage vertoont een sterke afname, van 30% in november 2006 naar 8 tot 16% in de

resterende wintermaanden. In de zomer van 2007 piekt de relatieve bijdrage van drains in juni op 24%. In de winter van 2007 neemt deze bijdrage af naar 0 tot 16%. Er is dus sprake van een trend die waarschijnlijk wordt veroorzaakt door het ontstaan en het verdwijnen van krimp scheuren in de zware kleigrond. In het najaar en in de zomer kunnen drains hierdoor een absoluut en relatief grote bijdrage leveren aan de totale waterafvoer. In de winter zwelt de klei waardoor krimp scheuren worden gedicht. De waterdoorlatendheid van het bodemprofiel neemt hierdoor af, en het water kan minder gemakkelijk de drains bereiken. Een relatief hoge bijdrage van drains aan de totale waterafvoer hoeft echter niet perse een absoluut gezien grote bijdrage te betekenen. In juni 2007 bedraagt de relatieve bijdrage van drains, zoals reeds eerder genoemd, 24%, maar is de absolute bijdrage slechts 4 mm doordat de totale waterafvoer van veld 1 en veld 2 in deze maand gering was (Figuur 11). Het effect van krimp scheurvorming op het verloop van de relatieve bijdrage van drains aan de totale waterafvoer als functie van de tijd is in de huidige studie echter veel minder duidelijk waarneembaar dan in de studie van van der Salm et al. (2006). De zomer van 2007 in de huidige studie was relatief nat (Tabel 1) met een kleinere kans op krimp scheurvorming, terwijl de zomers in de periode van 2002 tot en met 2004 in de studie van van der Salm et al. (2006) relatief droog waren met een grotere kans op krimp scheurvorming. In de huidige studie is er daarom nauwelijks een verschil in de gemiddelde bijdrage van drains en greppels tussen zomer en winter waarneembaar. In de winters van 2006 en 2007 bedraagt de relatieve bijdrage van drains aan de totale waterafvoer respectievelijk 13 en 6%, terwijl deze bijdrage in de zomer van 2007 9% is.



Figuur 10. Maandelijks relatieve bijdrage van drains aan de totale waterafvoer in de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008 in combinatie met de maandelijks som van het neerslagoverschot. Het neerslagoverschot is gebaseerd op gegevens van meteorologische stations in Geldermalsen en Hervijnen. Voor iedere maand is de som van de voor veld 1 en 2 gemiddelde waterafvoer van drains en de som van de voor veld 1 en 2 gemiddelde waterafvoer van greppels berekend. Deze sommen zijn gebruikt om de relatieve bijdrage van drains aan de totale waterafvoer te berekenen.



Figuur 11. Gemiddelde maandelijkse waterafvoer van drains en greppels van veld 1 en 2 in de periode van 1-10-2006 tot 29-4-2008.

### 4.3 Uit- en afspoeling van nutriënten

#### 4.3.1 Nutriëntenvrachten

##### *Afvoer van nutriënten*

De afvoer van water van landbouwgronden naar het oppervlaktewater gaat gepaard met verliezen van nutriënten. In Figuur 12 is de gemiddelde omvang van de afvoer van fosfaat en stikstof van veld 1 en 2 via zowel drains als greppels gepresenteerd, en de omvang van de afvoer van deze nutriënten door de sloot. De gegevens zijn afkomstig uit de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008. Deze figuur geeft tevens de massabalans van de sloot weer; de afvoer van nutriënten door drains en greppels naar de sloot is een inputterm en de afvoer van nutriënten door de sloot stroomafwaarts is een outputterm. De totale input van fosfaat en stikstof in deze periode was respectievelijk 4.66 kg P en 32.8 kg N ha<sup>-1</sup>. Het grootste deel van de input van nutriënten wordt geleverd door greppels, namelijk 89% voor fosfaat en 91% voor stikstof.

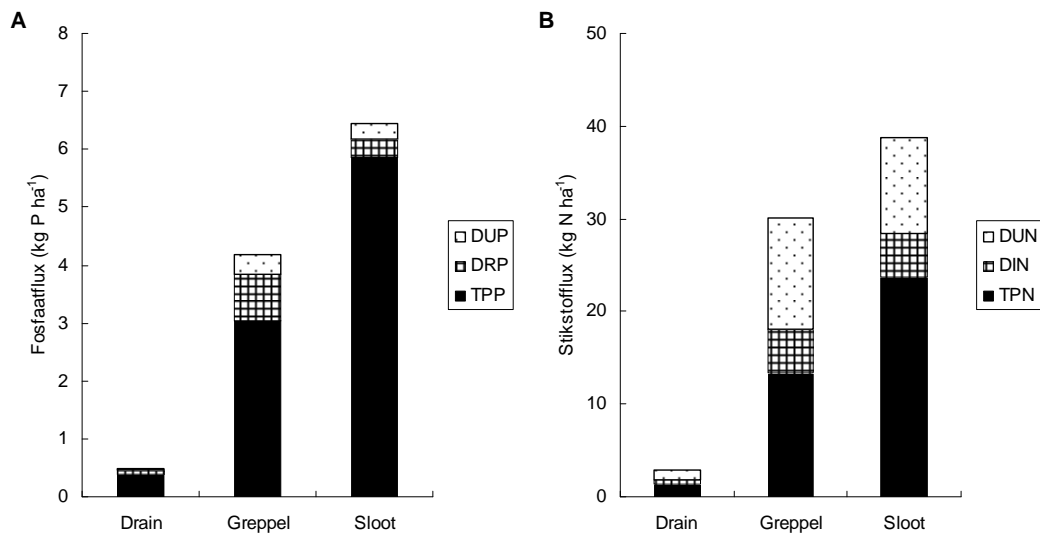
De input van fosfaat bestaat zowel voor de afvoer door drains als voor de afvoer door greppels voor het belangrijkste deel uit TPP; deze vorm droeg gemiddeld 74% bij aan de totale afvoer van fosfaat door drains en greppels, gevolgd door DRP met 19% en DUP met 8% (Figuur 12). De gemiddelde relatieve bijdrage van de

particulare vorm van stikstof aan de totale afvoer van stikstof is minder belangrijk dan voor fosfaat; de bijdrage van TPN aan de totale afvoer van stikstof door drains en greppels bedroeg respectievelijk 45%, gevolgd door DUN met 40% en DIN met 16% (Figuur 12).

De afvoer van fosfaat en stikstof door de sloot bedroeg 6.44 kg P en 38.7 kg N ha<sup>-1</sup>. De afvoer van fosfaat bestaat bijna volledig uit TPP; de bijdrage van deze vorm was 91%, gevolgd door DRP met 5% en DUP met 4% (Figuur 12). De relatieve bijdrage van de particulare vorm van stikstof aan de totale afvoer is minder belangrijk dan voor fosfaat; TPN droeg 61% bij aan de afvoer van stikstof door de sloot, gevolgd door DUN met 27% en DIN met 12% (Figuur 12). De output van fosfaat door de sloot was duidelijk groter dan de input van fosfaat door drains en greppels; het verschil tussen de input en output bedroeg 1.8 kg P ha<sup>-1</sup>. Hetzelfde geldt voor stikstof; de output van stikstof door de sloot was 5.8 kg N ha<sup>-1</sup> groter dan de input van stikstof door drains en greppels (Figuur 12). Per saldo neemt de nutriëntenrijkdom van de sloot in de periode van 1-11-2006 tot 8-4-2008 dus af. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door de slootafvoer van particulare vormen van fosfaat en stikstof die duidelijk hoger is dan de input, terwijl er juist retentie optreedt van DRP en DUP en van DN-NH<sub>4</sub> en DUN in de sloot. De in deze periode door de sloot afgevoerde particulare fosfaat- en stikstofvormen zijn echter niet perse dezelfde deeltjes als die zijn afgevoerd via drains en greppels. Er kan bezinking optreden van TPP en TPN op de bodem van de sloot, terwijl juist andere sedimentdeeltjes met fosfaat en stikstof en een diameter van >0.45 µm dichtbij het V-schot in de sloot kunnen worden opgewerveld door bijvoorbeeld hevige neerslag en die vervolgens stroomafwaarts kunnen worden getransporteerd. Retentie van DRP en DUP kan worden verklaard door vastlegging van deze fosfaatvormen aan het sediment van de sloot. Vastlegging betekent echter niet permanente immobilisatie; deze aan sedimentdeeltjes vastgelegde fosfaatvormen kunnen in een later stadium nog steeds stroomafwaarts worden getransporteerd. Retentie van DN-NH<sub>4</sub> en DUN kan worden verklaard door omzetting naar nitraat; na reductie van het nitraat kan het stikstof vervluchtigen als lachgas of gasvormig stikstof naar de atmosfeer (van Beek et al., 2004). Naast de vastlegging van DRP en DUP aan het slootsediment en het verlies van DN-NH<sub>4</sub> en DUN als lachgas en gasvormig stikstof naar de atmosfeer vormt opname van anorganisch fosfaat en stikstof door waterplanten een alternatieve sink.

Op de meetlocatie bij Waardenburg blijken particulare vormen van fosfaat en stikstof kwantitatief gezien dus erg belangrijk te zijn, zowel met betrekking tot de afvoer van deze nutriënten door drains en greppels naar de sloot als bij de stroomafwaartse afvoer door de sloot. Op de onderstaande foto is uit drains gespoeld particulier materiaal afgebeeld, om het belang van het uitspoelen van dit materiaal te illustreren. Het belang van particulare vormen van fosfaat en stikstof is al lange tijd bekend voor landbouwgronden met een helling waar erosie van bodemdeeltjes een belangrijke hydrologische transportroute is (Pote et al., 1996). Dit is echter nog niet eerder aangetoond voor vlakke landbouwgronden zoals op deze meetlocatie. Voor het verminderen van de nutriëntenvracht naar het oppervlaktewater is het dus het meest effectief om maatregelen te ontwerpen die zich

richten op particuliere vormen van fosfaat en stikstof, zoals bijvoorbeeld het opvangen van de greppelafvoer in een sedimentatiebak waar deze vormen kunnen bezinken. Het is echter wel de vraag of, en in welke mate nutriënten gebonden aan deeltjes met een diameter van  $>0.45 \mu\text{m}$  beschikbaar zijn voor opname door micro-organismen of algen; de biologische beschikbaarheid van fosfaat en stikstof in deze vormen bepaalt uiteindelijk de ecologische risico's van de aanwezigheid van deze nutriënten in het oppervlaktewater. Theoretisch gezien is alle fosfaat en stikstof in deze deeltjes biologisch beschikbaar, maar processen zoals desorptie van anorganisch fosfaat en mineralisatie van organisch fosfaat en stikstof en de kinetiek van deze processen bepalen de snelheid waarmee deze nutriënten beschikbaar komen, en of deze nalevering uiteindelijk relevant is voor de groei van micro-organismen en algen (Koopmans et al., 2004). Er is echter nog weinig kwantitatieve informatie voorhanden met betrekking tot de biologische beschikbaarheid van fosfaat en stikstof in deeltjes met een diameter van  $>0.45 \mu\text{m}$ . Op dit vlak is meer onderzoek gewenst.



Figuur 12. De gemiddelde omvang van de afvoer van fosfaat (A) en stikstof (B) van veld 1 en 2 door drains, greppels en de sloot in de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008.



*Foto van uit drains gespoeld particulier materiaal.*

### ***Vergelijking van resultaten***

Vergelijking van de afvoer van fosfaat en stikstof zoals gemeten in de huidige studie met de resultaten van de studie van van der Salm et al. (2006) is mogelijk als nutriëntenverliezen worden uitgedrukt op basis van hydrologisch jaar. De laatstgenoemde studie vond plaats gedurende drie volledige hydrologische jaren. Voor deze studie was dit slechts één volledig hydrologisch jaar, namelijk van 1-4-2007 tot 1-4-2008 (2007/2008). De afvoer van verschillende vormen van fosfaat en stikstof op basis van dit hydrologische jaar zijn gepresenteerd in respectievelijk Tabel 3 en Tabel 4. In de studie van van der Salm et al. (2006) zijn de totale fosfaat- en stikstofconcentraties in de ongefiltreerde watermonsters gemeten; daarnaast zijn DRP en DIN in de 0.45  $\mu\text{m}$ -filtraten gemeten. Vergelijking van de resultaten van de huidige studie is dus mogelijk op basis van het verlies aan TP en DRP en TN en DIN.

De totale afvoer van TP door drains en greppels in de huidige studie is lager dan het gemiddelde verlies in de studie van van der Salm et al. (2006) (Tabel 3). De totale afvoer van TP heeft dezelfde orde van grootte als de afvoer in het hydrologische jaar 2002-2003 (1.5 kg P ha<sup>-1</sup>) en in het hydrologische jaar 2003/2004 (2.3 kg P ha<sup>-1</sup>) van de voorgaande studie, maar is duidelijk lager dan de afvoer in het hydrologische jaar 2004/2005 (8.1 kg P ha<sup>-1</sup>). De hoge afvoer van TP in dit hydrologische jaar werden door van der Salm et al. (2006) toegeschreven aan het grote neerslagoverschot en het optreden van zogenaamde 'incidental losses', i.e., grote nutriëntenverliezen doordat kort na bemesting een grote hoeveelheid neerslag valt en er transport naar de sloot

plaatsvindt. In de huidige studie leveren greppels een grotere relatieve bijdrage aan de totale afvoer van TP (91%) dan in de studie van van der Salm et al. (2006), waarin de bijdrage van greppels varieerde van 73 tot 83%. Als gevolg van de relatief natte zomer van 2007 (Tabel 2) vond in de huidige studie de afvoer van water en fosfaat naar de sloot voornamelijk plaats door greppels, terwijl in de voorgaande studie afvoer door drains als gevolg van het optreden van krimpscheurvorming van klei in een aantal relatief droge zomers (2002 en 2003) belangrijker was. Desondanks is de afvoer van TP via greppels in de huidige studie bijna de helft lager dan in de periode van 2002 tot en met 2005.

De totale afvoer van TN door drains en greppels is lager dan het gemiddelde verlies in de studie van van der Salm et al. (2006). De totale afvoer van TN heeft dezelfde orde van grootte als de afvoer in het hydrologische jaar 2002/2003 ( $13.4 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), maar is duidelijk lager dan de afvoer in het tweede hydrologische jaar 2003/2004 ( $18.8 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) en in het derde hydrologische jaar 2004/2005 ( $18.2 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Vergelijkbaar als voor TP leveren greppels in de huidige studie een grotere relatieve bijdrage aan de totale afvoer van TN (91%) dan in de studie van van der Salm et al. (2006). In de laatstgenoemde studie varieerde de bijdrage van greppels van 64 tot 81%. De afvoer van TN via greppels in de huidige studie was iets lager dan in de periode van 2002 tot en met 2005.

De totale afvoer van nutriënten door drains en greppels naar de sloot is in de huidige studie dus lager dan de gemiddelde totale afvoer in de studie van van der Salm et al. (2006). Deze verschillen kunnen wellicht worden verklaard door de verminderde aanvoer van fosfaat en stikstof met meststoffen en het lagere nutriëntenoverschot in vergelijking met de voorgaande studie. De relatie tussen nutriëntenoverschotten en -verliezen is echter niet eenduidig. In de studie van van der Salm et al. (2006) neemt het fosfaat- en stikstofoverschot duidelijk af in de periode van 2002 tot en met 2005, voornamelijk als gevolg van een lagere aanvoer van deze nutriënten met meststoffen. In de laatstgenoemde studie is de totale afvoer van nutriënten door drains en greppels echter juist in het hydrologische jaar 2004/2005 duidelijk hoger dan in het hydrologische jaar 2002/2003. Meerdere factoren naast het nutriëntenoverschot spelen dus een rol bij het bepalen van de omvang van de nutriëntenverliezen op de meetlocatie bij Waardenburg, bijvoorbeeld de grootte van het neerslagoverschot en het optreden van 'incidental losses'. Het neerslagoverschot in het hydrologische jaar 2007/2008 was duidelijk hoger (374 mm) dan van de drie hydrologische jaren in de studie van van der Salm et al. (2006). In deze studie varieerde het neerslagoverschot van slechts 55 mm in het hydrologisch jaar 2003/2004 tot 228 mm in het hydrologisch jaar 2004/2005. Desalniettemin resulteerde het hogere neerslagoverschot in de huidige studie niet in een grotere omvang van de nutriëntenverliezen ten opzichte van de gemiddelde nutriëntenverliezen in de studie van van der Salm et al. (2006). Dit verschil kan wellicht worden verklaard doordat zogenaamde 'incidental losses' kwantitatief gezien een minder belangrijke rol lijken te spelen in de huidige studie dan in de voorgaande studie. Dit wordt bij 'Relatie tussen nutriëntenverliezen door drains en greppels en bemestingstijdstip' verder toegelicht.

Tabel 3. Afvoer van verschillende vormen van fosfaat via drains, greppels en sloot (gemiddelde  $\pm$  standaardafwijking) in de periode van 1-4-2007 tot 1-4-2008. Het gemiddelde  $\pm$  afwijking zijn berekend op basis van de gegevens van veld 1 en 2. De vetgedrukte getallen tussen haakjes zijn de gemiddelde TP- en DRP-verliezen van de hydrologische jaren 2002/2003, 2003/2004 en 2004/2005 (van der Salm et al., 2006).

Afvoer	TP (kg P ha <sup>-1</sup> )	TPP (kg P ha <sup>-1</sup> )	TDP (kg P ha <sup>-1</sup> )	DRP (kg P ha <sup>-1</sup> )	DUP (kg P ha <sup>-1</sup> )
Drains	0.15 $\pm$ 0.00 <b>(1.0)</b>	0.10 $\pm$ 0.01	0.04 $\pm$ 0.01	0.03 $\pm$ 0.01 <b>(0.2)</b>	0.01 $\pm$ 0.00
Greppels	1.57 $\pm$ 0.10 <b>(3.0)</b>	1.21 $\pm$ 0.03	0.36 $\pm$ 0.07	0.19 $\pm$ 0.09 <b>(1.8)</b>	0.17 $\pm$ 0.02
Drains + greppels	1.72 <b>(4.0)</b>	1.32	0.40	0.22 <b>(2.0)</b>	0.18
Sloot	3.38 <b>(3.8)</b>	3.14	0.24	0.09 <b>(2.4)</b>	0.14

Tabel 4. Afvoer van verschillende vormen van stikstof via drains, greppels en sloot (gemiddelde  $\pm$  standaardafwijking) in de periode van 1-4-2007 tot 1-4-2008. Het gemiddelde  $\pm$  afwijking zijn berekend op basis van de gegevens van veld 1 en 2. De vetgedrukte getallen tussen haakjes zijn de gemiddelde TN- en DIN-verliezen van de hydrologische jaren 2002/2003, 2003/2004 en 2004/2005 (van der Salm et al., 2006).

Afvoer	TN (kg N ha <sup>-1</sup> )	TPN (kg N ha <sup>-1</sup> )	TDN (kg N ha <sup>-1</sup> )	DN-NH <sub>4</sub> (kg N ha <sup>-1</sup> )	DN- (NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> ) (kg N ha <sup>-1</sup> )	DIN (kg N ha <sup>-1</sup> )	DUN (kg N ha <sup>-1</sup> )
Drain	1.17 $\pm$ 0.32 <b>(4.9)</b>	0.54 $\pm$ 0.05	0.63 $\pm$ 0.27	0.04 $\pm$ 0.01	0.22 $\pm$ 0.16	0.26 $\pm$ 0.16 <b>(1.2)</b>	0.38 $\pm$ 0.10
Greppel	12.6 $\pm$ 1.08 <b>(12.0)</b>	4.54 $\pm$ 0.08	8.10 $\pm$ 1.12	0.44 $\pm$ 0.08	1.16 $\pm$ 0.20	1.61 $\pm$ 0.11 <b>(3.3)</b>	6.50 $\pm$ 1.00
Drains + greppels	13.7 <b>(16.9)</b>	5.08	8.74	0.48	1.38	1.86 <b>(4.4)</b>	6.88
Sloot	21.0 <b>(12.6)</b>	12.4	8.64	0.77	1.99	2.75 <b>(3.0)</b>	5.93

Op basis van de gegevens met betrekking tot de stikstofafvoer door drains en greppels naar de sloot en het stikstofoverschot kunnen zogenaamde uitspoelingsfactoren worden berekend. De uitspoelingsfactor is gedefinieerd als de verhouding tussen de omvang van het stikstofverlies en de grootte van het stikstofoverschot. Met andere woorden: deze factor geeft aan welke fractie van het overschot uitspoelt naar het oppervlaktewater. In de huidige studie heeft de uitspoelingsfactor voor TN bij een gemiddeld stikstofoverschot van 55 kg N ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> in 2007 (Tabel 1) een waarde van 0.25, terwijl deze factor voor TDN een waarde van 0.16 heeft. De emissiefactoren die door van der Salm et al. (2006) werden gevonden komen redelijk overeen met de waarden die zijn berekend in de huidige studie; in de voorgaande studie werd voor TN een factor van 0.20 gevonden en voor TDN een factor van 0.13. Het stikstofoverschot in de studie van van der Salm et al. (2006) was echter duidelijk hoger dan in de huidige studie waardoor het stikstofverlies naar de sloot in de voorgaande studie groter was (Tabel 4). In de studie van Fraters et al. (2007) werd voor grasland op klei een uitspoelingsfactor berekend van 0.12, met 0.09 tot 0.14 als 95%-betrouwbaarheidsinterval. Deze waarde van 0.12 komt redelijk goed overeen met de eerdergenoemde uitspoelingsfactoren voor TDN voor de meetlocatie bij Waardenburg, maar is veel lager dan de factoren voor TN. Dit kan worden verklaard door het grote aandeel van particuliere stikstofvormen in het transport van stikstof door drains en greppels op deze specifieke meetlocatie waardoor de uitspoelingsfactor hoger wordt.

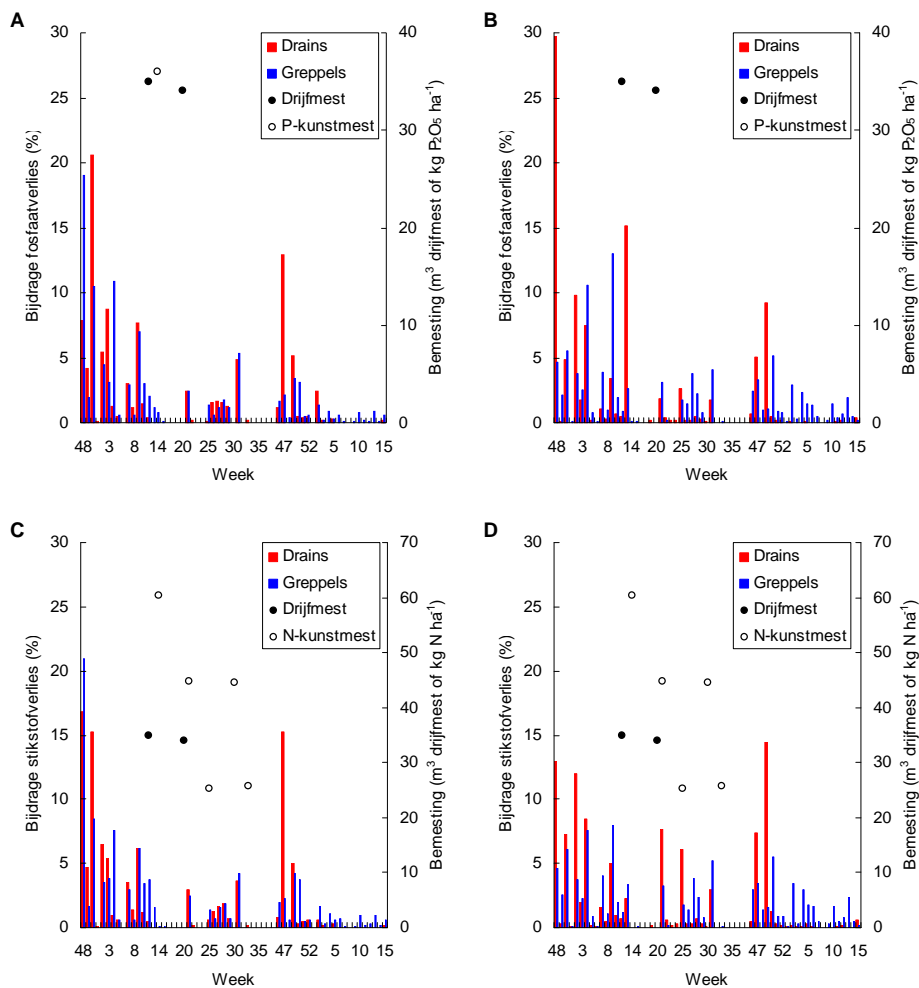


### ***Relatie tussen nutriëntenverliezen door drains en greppels en bemestingstijdstip***

In Figuur 13 is de relatieve bijdrage van fosfaat- en stikstofafvoer door drains en greppels aan de totale nutriëntenafvoer van veld 1 en 2 in de periode van 1-11-2006 tot 8-4-2008 op weekbasis gepresenteerd. In de maand voorafgaande aan deze periode was er geen afvoer van water; daarom is deze periode niet opgenomen in Figuur 13. Daarnaast zijn in deze figuur het tijdstip van bemesting met drijfmest en kunstmest en de hoeveelheid aangevoerde drijfmest en de hoeveelheden fosfaat en stikstof in de vorm van kunstmest weergegeven. Op deze wijze kan het belang van het optreden van zogenaamde ‘incidental losses’ inzichtelijk worden gemaakt, i.e., het optreden van een piek in de nutriëntenafvoer naar de sloot als er kort na aanvoer van meststoffen een forse hoeveelheid neerslag valt. In deze studie is op veld 1 en 2 op twee tijdstippen drijfmest aangevoerd, namelijk in week 12 en 20 van 2007. Daarnaast is op verschillende tijdstippen in de zomer kunstmest aangevoerd. In de zomer zijn een aantal pieken te zien voor de relatieve bijdrage van drains en greppels aan de totale fosfaat- en stikstofafvoer voor zowel veld 1 als veld 2. Deze pieken kunnen worden gekoppeld aan de tijdstippen waarop drijfmest en kunstmest is aangevoerd. In week 13 is voor veld 2 een grote piek gemeten voor de relatieve bijdrage van drains aan de totale fosfaatafvoer na de toediening van drijfmest in week 12 (Figuur 13B). In week 21 zijn zowel voor veld 1 als voor veld 2 duidelijke pieken aanwezig voor de relatieve bijdrage van drains en greppels aan de totale stikstofafvoer na toediening van drijfmest in week 20 (Figuur 13C en 13D). De pieken in de zomer zijn echter veel minder talrijk en kleiner dan in de winter; dit wordt veroorzaakt door het geringe neerslagoverschot in de zomer, en de daardoor geringe afvoer van afvoer van water naar de sloot in vergelijking met de winter (Tabel 2). De meeste en grootste pieken voor de relatieve bijdrage van drains en greppels aan de totale nutriëntenafvoer doen zich dus voor in de winter als er geen bemesting wordt toegediend. Dit patroon kan worden verklaard door de aanwezigheid van mestresten en het uit- en afspoelen van fosfaat en stikstof uit deze resten op het moment dat er forse neerslag valt. De graslandpercelen worden dan in feite ‘schoongespoeld’. Deze mestresten kunnen afkomstig zijn van bemesting met drijfmest in het voorjaar of van beweiding. In 2007 zijn de graslandpercelen van de meetlocatie nog tot ver in november beweid (persoonlijke mededeling A. van den Toorn). Bovendien neemt als gevolg van beweiding onder natte omstandigheden het risico op erosie van bodemdeeltjes sterk toe, doordat de grasmat door de koeien wordt vertrapt. In het geval van forse neerslag kunnen bodemdeeltjes en de daaraan gebonden nutriënten worden gemobiliseerd en getransporteerd van het land naar de sloot.

Het lijkt dus alsof er een relatie bestaat tussen het tijdstip van bemesten en de afvoer van nutriënten. De omvang van individuele ‘incidental losses’ is echter minder groot dan in de studie van van der Salm et al. (2006); zowel in 2004 als in 2005 waren slechts enkele ‘incidental losses’ verantwoordelijk voor een belangrijk deel van de totale jaarlijkse afvoer van fosfaat en stikstof naar de sloot. De kleinere omvang van ‘incidental losses’ in de huidige studie is een mogelijke verklaring voor de lagere afvoer van nutriënten van veld 1 en 2 in vergelijking met de gemiddelde totale nutriëntenafvoer in de studie van van der Salm et al. (2006) (Tabel 3 en Tabel 4). De

oorzaak hiervan moet gezocht worden in de lagere aanvoer van fosfaat met meststoffen in de huidige studie (Tabel 1) en het daarmee gepaard gaande lagere risico op het optreden van 'incidental losses'. Bovendien heeft het op de juiste tijdstippen geven van bemesting wellicht een rol gespeeld. Hiermee wordt bedoeld het bemesten op tijdstippen waarop geen forse neerslag wordt verwacht. Dit is een goed voorbeeld van een 'Best Management Practice' waarmee de nutriëntenvrucht naar het oppervlaktewater op een relatief eenvoudige wijze kan worden verminderd. Indien 'incidental losses' met een grotere omvang uitblijven heeft het met bemesting aangevoerde fosfaat een grotere kans om vastgelegd te worden aan de vaste fase van de bodem. Er bestaat dan echter nog steeds een verhoogd fosfaatverlies in de toekomst, omdat een aanzienlijk deel van de fosfaat- en stikstofverliezen op deze meetlocatie bestaan uit particuliere deeltjes (Figuur 12). In het geval van forse neerslag kunnen nutriënten gebonden aan bodemdeeltjes worden gemobiliseerd en getransporteerd naar de sloot.



Figuur 13. De relatieve bijdrage van de afvoer van fosfaat- (A en B) en stikstof (C en D) door drains en greppels aan de totale nutriëntenafvoer op weekbasis in de periode van 1-11-2006 tot 8-4-2008 van veld 1 (A en C) en 2 (B en D). In de periode van 1-10-2006 tot 1-11-2006 was er geen afvoer. Het bemestingstijdstip en de hoeveelheid drijfmest en fosfaat en stikstof in de vorm van kunstmest worden in deze figuur aangegeven door de ronde symbolen.

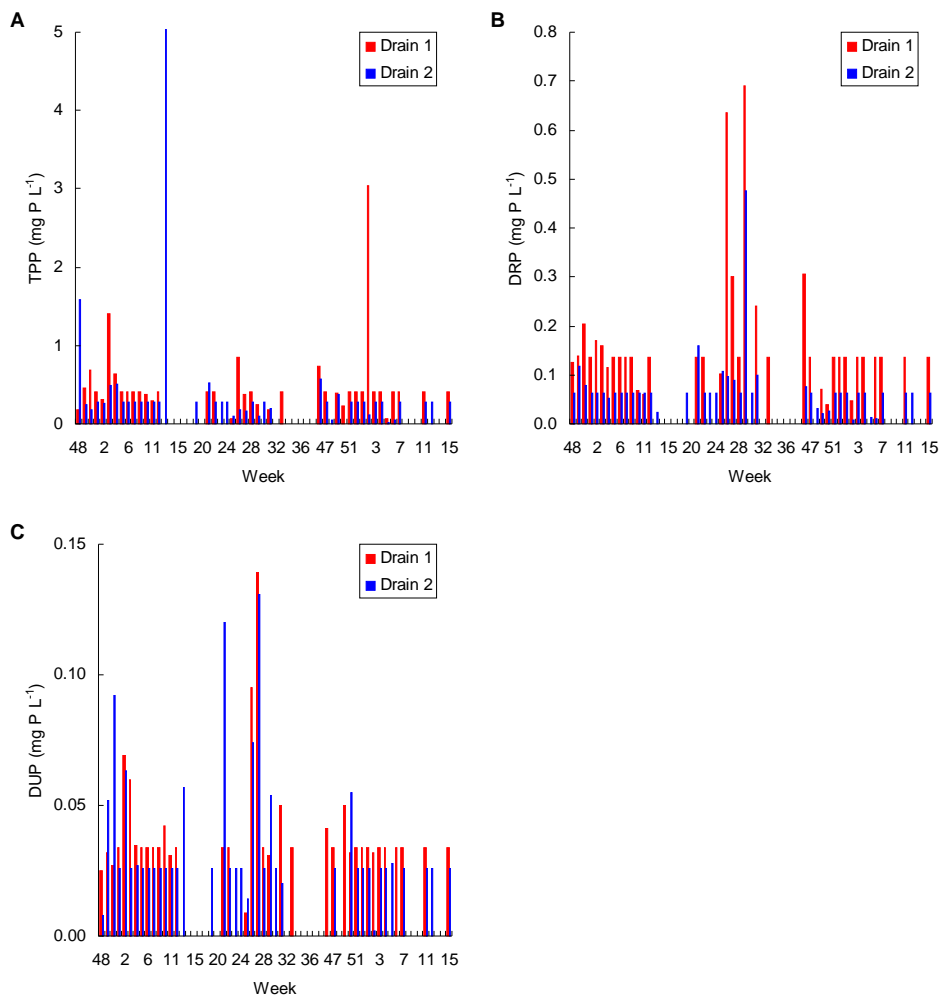
### ***Verschillen tussen de totale nutriëntenafvoer van veld 1 en 2***

In de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008 bedroeg de totale afvoer van fosfaat van veld 1 door drains en greppels naar de sloot  $5.5 \text{ kg P ha}^{-1}$ , terwijl de afvoer van veld 2  $3.8 \text{ kg P ha}^{-1}$  was. De totale afvoer van stikstof van veld 1 in dezelfde periode bedroeg  $37.1 \text{ kg N ha}^{-1}$ ; de afvoer van veld 2 was  $28.6 \text{ kg N ha}^{-1}$ . De totale afvoer van zowel fosfaat als van stikstof is dus hoger van veld 1 dan van veld 2. Deze verschillen kunnen niet worden verklaard door verschillen tussen veld 1 en 2 in de totale hoeveelheid water die werd afgevoerd door drains en greppels naar de sloot; de totale waterafvoer van beide velden was namelijk nagenoeg hetzelfde (Figuur 9). De verschillen in de totale afvoer van fosfaat en stikstof tussen veld 1 en 2 worden waarschijnlijk veroorzaakt door verschillen tussen beide velden in de nutriëntenconcentraties in het afgevoerde water. Zowel de TP- als de TN-concentratie in het drain- en greppelwater van veld 1 lijken hoger te zijn dan de totale nutriëntenconcentraties in het afgevoerde water van veld 2: zowel de gemiddelde verhouding tussen de TP- als tussen de TN-concentraties in het drain- en greppelwater van veld 1 en van veld 2 in de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008 was groter dan 1. De fosfaat- en stikstofconcentraties in het afgevoerde water zijn o.a. afhankelijk van de hoeveelheid nutriënten in de vaste fase van de bodem en het nutriëntenmanagement van de graslandpercelen. Er was echter geen sprake van een verschil in de fosfaattoestand tussen veld 1 en 2; deze toestand gemeten als P-1:2 (waterextraheerbaar fosfaat bij grond:vloeistofverhouding van 1 op 2 [w:v]), P-CaCl<sub>2</sub> (0.01 M CaCl<sub>2</sub>-extraheerbaar fosfaat bij een grond:vloeistofverhouding van 1:10 [w:v]) en P<sub>w</sub> was in beide velden laag (van der Salm et al., 2006). Bovendien was er geen sprake van eenduidige verschillen tussen beide velden met betrekking tot het totale en het organische fosfaatgehalte van de bodem (van der Salm et al., 2006). De verschillen in nutriëntenconcentraties in het afgevoerde water moeten dus worden gezocht in het nutriëntenmanagement. Verreweg het grootste deel van de totale afvoer van fosfaat en stikstof in de periode van 1-10-2006 tot 8-4-2008 vond plaats in 2007. Het nutriëntenmanagement van 2007 bepaalde dus waarschijnlijk in belangrijke mate de fosfaat- en stikstofconcentraties in het drain- en greppelwater en daardoor dus de afvoer van deze nutriënten. De aanvoer van fosfaat met meststoffen was in 2007 op veld 1 inderdaad duidelijk hoger dan op veld 2 (Tabel 1). De aanvoer van stikstof was in 2007 voor beide velden echter hetzelfde, terwijl het overschot van veld 2 duidelijk hoger was dan van veld 1. In de studie van van der Salm et al. (2006) was de gemiddelde totale afvoer van fosfaat van veld 1 eveneens hoger dan van veld 2. In tegenstelling tot in de huidige studie was de gemiddelde totale afvoer van stikstof van veld 2 in de studie van van der Salm et al. (2006) juist hoger. De verschillen tussen veld 1 en 2 voor de aanvoer van fosfaat en stikstof waren voor beide nutriënten echter niet significant. In de laatstgenoemde studie werd de hogere gemiddelde totale fosfaatafvoer van veld 1 voornamelijk toegeschreven aan het hogere fosfaatoverschot en de hogere aanvoer van fosfaat met meststoffen en het daarmee gepaard gaande hogere risico op het optreden van 'incidental losses'. Het belang van de koppeling tussen het tijdstip van bemesten en de omvang van de nutriëntenverliezen in de vorm van 'incidental losses' is reeds in bovenstaande tekst aan de orde gekomen (Figuur 13). In onderstaande tekst wordt de relatie tussen het tijdstip van bemesten en de concentraties van de verschillende nutriëntenvormen in het drain-, greppel- en slootwater verder besproken.

### 4.3.2 Nutriëntenconcentraties

#### *Nutriëntenconcentraties in drainwater*

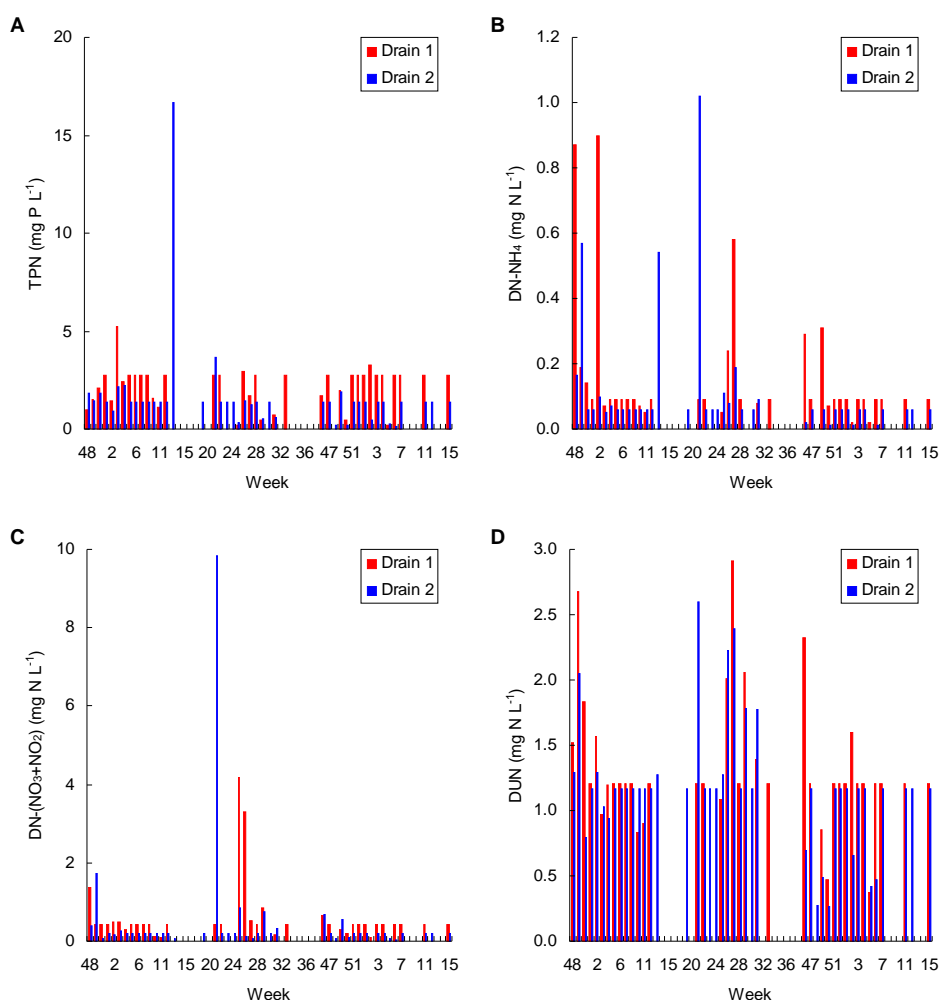
In Figuur 14 zijn de concentraties van TPP, DRP en DUP in drainwater van zowel veld 1 als veld 2 gepresenteerd als functie van de tijd. De TPP-concentratie varieerde van 0.07 tot 3.04 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0 tot 24.0 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 2, de DRP-concentratie van 0 tot 0.69 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0.01 tot 0.48 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 2 en de DUP-concentratie van 0 tot 0.14 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0 tot 0.13 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 2. In week 13 van 2007 is in het drainwater van veld 2 een relatief grote piek voor TPP gemeten (Figuur 14A); deze piek doet zich echter niet voor bij veld 1. In week 12 is zowel op veld 1 als op veld 2 drijfmest aangevoerd. De verhoogde TPP-concentratie wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de aanvoer van drijfmest, en is eveneens zichtbaar als een 'incidental loss' via drains naar de sloot in Figuur 13A. De piek van TPP bestaat alleen voor veld 2 omdat er in week 13 voor veld 1 geen drainafvoer plaatsvond. Aanvoer van drijfmest in week 12 leidde slechts tot een iets verhoogde DUP-concentratie in week 13; de DRP-concentratie werd niet beïnvloed. Bovendien is in week 2 van 2008 nog een piek voor TPP gemeten; deze piek kan niet worden gekoppeld aan een bemestingstijdstip. Voor DRP (Figuur 14B) zijn sterk verhoogde concentraties gemeten in week 26 (veld 1) en 29 (veld 1 en 2), terwijl voor DUP (Figuur 14C) sterk verhoogde concentraties zijn gemeten in week 21 (veld 2) en 27 (veld 1 en 2). De piek van DUP in week 21 kan worden verklaard door de toediening van drijfmest in week 20, terwijl de overige pieken van DRP en DUP niet kunnen worden verklaard.



Figuur 14. Concentraties van TPP (A), DRP (B) en DUP (C) in drainwater van veld 1 en 2 als functie van de tijd in de periode van 1-11-2006 tot 8-4-2008. In de periode van 1-10-2006 tot 1-11-2006 was er geen afvoer.

In Figuur 15 zijn de concentraties van TPN, DN-NH<sub>4</sub>, DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) en DUN in drainwater van zowel veld 1 als veld 2 gepresenteerd als functie van de tijd. De TPN-concentratie varieerde van 0.18 tot 5.26 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0.14 tot 16.7 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 2, de DN-NH<sub>4</sub>-concentratie van 0 tot 0.90 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0 tot 1.02 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 2, de DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) van 0.01 tot 4.17 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0.01 tot 9.84 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 2 en de DUN-concentratie van 0.37 tot 2.91 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0.26 tot 2.60 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 2. In week 13 van 2007 is in het greppelwater van veld 2 een sterk verhoogde TPN-concentratie gemeten (Figuur 15A); er is eveneens een piek voor DN-NH<sub>4</sub> en DUN waargenomen voor veld 2 (Figuur 15B en 15D). Dus zowel bij de particuliere vorm van fosfaat (Figuur 14A) als bij de particuliere vorm van stikstof ontstaat kort na aanvoer van drijfmest in week 12 een sterk verhoogde concentratie. Blijkbaar kunnen kort na bemesting en het optreden van neerslag fosfaat en stikstof in deeltjes met een diameter van >0.45 µm uitspoelen via drains; deze deeltjes zijn waarschijnlijk afkomstig van de drijfmest. Daarnaast zijn in week 21 voor veld 2 relatief grote pieken te zien voor DN-NH<sub>4</sub>, DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) (Figuur 15C) en DUN en een slechts

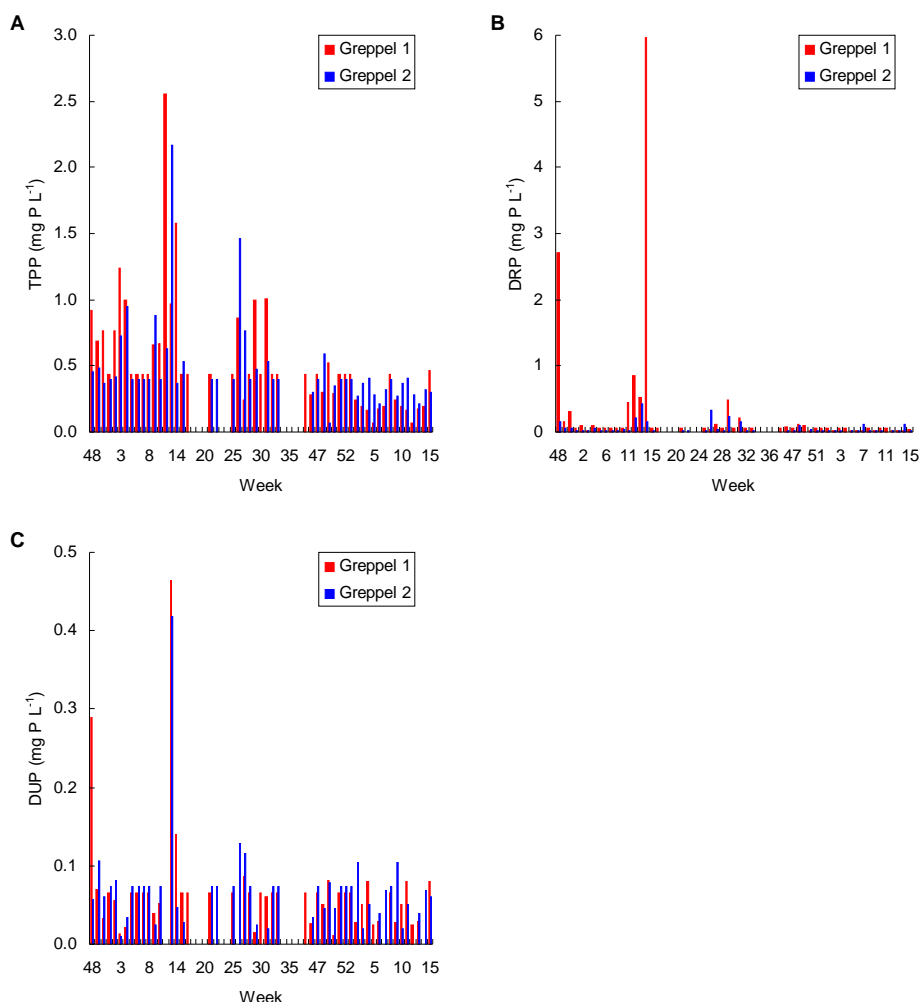
in geringe mate verhoogde piek voor TPN. In dezelfde week zijn eveneens sterk verhoogde DUP- en DRP-concentraties gemeten (Figuur 14B en 14C). In week 20 is drijfmest aangevoerd en in week 21 stikstofkunstmest. Er is dus opnieuw sprake van een duidelijke koppeling tussen het bemestingstijdstip en het ontstaan van verhoogde nutriëntenconcentraties in drainwater. Het effect van de aanvoer van meststoffen in week 20 en 21 is echter duidelijk anders dan het effect in week 12. In week 12 leidde bemesting met drijfmest voornamelijk tot verhoogde TPP- (Figuur 14A) en TPN-concentraties (Figuur 15A), terwijl in week 20 en 21 bemesting met drijfmest en stikstofkunstmest voornamelijk leidde tot verhoogde DUP- (Figuur 14C), DN-NH<sub>4</sub>-, DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>)- en DUN-concentraties (Figuur 15B, 15C en 15D). Dit hangt waarschijnlijk samen met de verschillen voor deze tijdstippen in de toegediende vorm van de meststoffen (i.e., 35 m<sup>3</sup> drijfmest in week 12 en 34 m<sup>3</sup> drijfmest in week 20 en 45 kg N ha<sup>-1</sup> als kunstmest in week 21), ouderdom van de opgeslagen drijfmest, bodemtemperatuur en de hoeveelheid en intensiteit van de neerslag kort na bemesting.



*Figuur 15. Concentraties van TPN (A), DN-NH<sub>4</sub> (B), DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) (C) en DUN (D) in drainwater als functie van de tijd in de periode van 1-11-2006 tot 8-4-2008. In de periode van 1-10-2006 tot 1-11-2006 was er geen afvoer.*

### Nutriëntenconcentraties in greppelwater

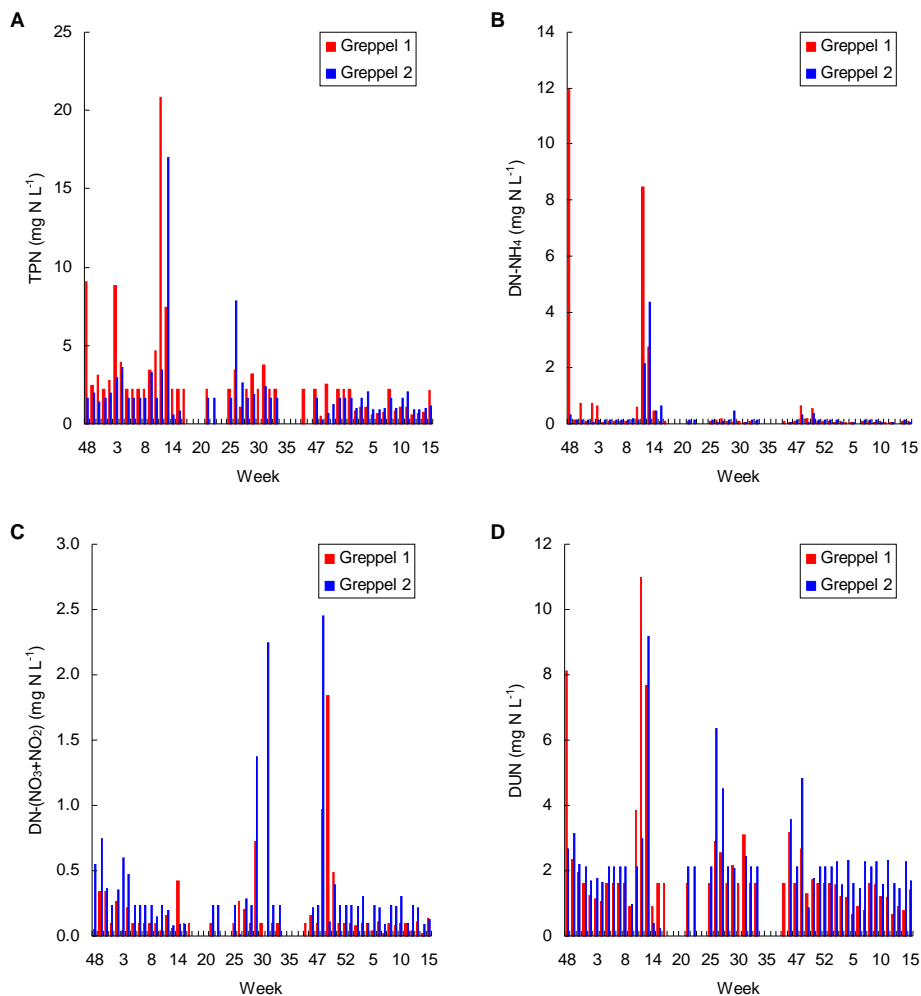
In Figuur 16 zijn de concentraties van TPP, DRP en DUP in greppelwater van zowel veld 1 als veld 2 gepresenteerd als functie van de tijd. De TPP-concentratie varieerde van 0.07 tot 2.56 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0.07 tot 2.17 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 2, de DRP-concentratie van 0.02 tot 5.96 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0 tot 0.42 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 2 en de DUP-concentratie van 0 tot 0.46 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0 tot 0.42 mg P L<sup>-1</sup> voor veld 2. Voor zowel TPP als voor DUP (Figuur 16A en 16C) zijn in week 13 van 2007 sterk verhoogde concentraties in het greppelwater van veld 1 en 2 gemeten. Daarnaast zijn in week 12 vooral voor TPP en in mindere mate voor DRP (Figuur 16B) pieken te zien voor veld 1. Deze verhoogde concentraties kunnen worden gekoppeld aan een tijdstip waarop drijfmest is toegediend (week 12). Bovendien bestaat er een duidelijke koppeling tussen de verhoogde DRP-concentratie in het greppelwater van veld 1 in week 14 en het tijdstip (week 13) waarop op dit veld fosfaatkunstmest is toegediend. Dit veroorzaakte dus een verhoogde DRP-concentratie in het greppelwater, maar niet in het drainwater omdat in week 14 geen drainafvoer is gemeten voor veld 1.



Figuur 16. Concentraties van TPP (A), DRP (B) en DUP (C) in greppelwater als functie van de tijd in de periode van 1-11-2006 tot 8-4-2008. In de periode van 1-10-2006 tot 1-11-2006 was er geen afvoer.

In Figuur 17 zijn de concentraties van TPN, DN-NH<sub>4</sub>, DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) en DUN in greppelwater van zowel veld 1 als veld 2 gepresenteerd als functie van de tijd. De TPN-concentratie varieerde van 0 tot 20.8 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0 tot 17.0 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 2, de DN-NH<sub>4</sub>-concentratie van 0.01 tot 11.9 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0 tot 4.35 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 2, de DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) van 0 tot 1.84 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0.01 tot 2.45 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 2 en de DUN-concentratie van 0.67 tot 11.0 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 1 en van 0.22 tot 9.2 mg N L<sup>-1</sup> voor veld 2. In week 12 en 13 van 2007 zijn sterk verhoogde TPN-, DN-NH<sub>4</sub>- en DUN-concentraties in het greppelwater van veld 1 en 2 gemeten (Figuur 17A, 17B en 17D); op deze tijdstippen zijn eveneens pieken voor TPP en DUP gemeten (Figuur 16A en 16C). De verhoogde TPN-, DN-NH<sub>4</sub>- en DUN-concentraties kunnen aan een tijdstip worden gekoppeld waarop drijfmest is toegediend (week 12). In een latere periode van 2007 (week 26, 27, 31, 46 en 48) zijn een aantal pieken van DUN gemeten, die niet kunnen worden gekoppeld aan een bemestingstijdstip. Hetzelfde geldt voor DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) (Figuur 17C); in week 29, 31, 48 en 49 zijn sterk verhoogde concentraties gemeten; deze pieken kunnen minder goed aan een bemestingstijdstip met drijfmest of stikstofkunstmest worden gekoppeld. Hier speelt waarschijnlijk een ander proces een belangrijke rol, namelijk nitrificatie van het in de bodem aanwezige NH<sub>4</sub> naar NO<sub>2</sub> en uiteindelijk NO<sub>3</sub>; NO<sub>2</sub> en NO<sub>3</sub> worden op een ander tijdstip gevormd dan het tijdstip waarop de overige stikstofvormen met bemesting worden aangevoerd. Hierdoor worden NO<sub>2</sub> en NO<sub>3</sub> op andere tijdstippen naar de sloot getransporteerd dan de overige stikstofvormen.

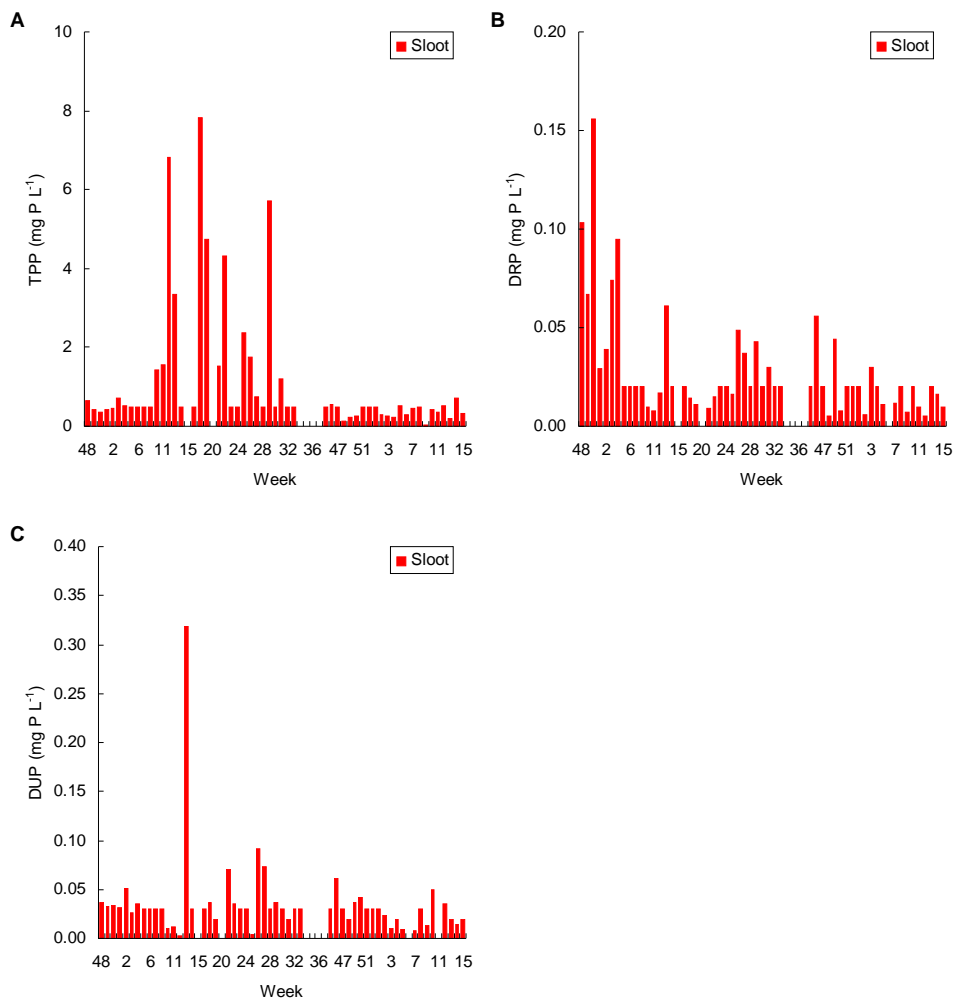




Figuur 17. Concentraties van TPN (A), DN-NH<sub>4</sub> (B), DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) (C) en DUN (D) in greppelwater als functie van de tijd in de periode van 1-11-2006 tot 8-4-2008. In de periode van 1-10-2006 tot 1-11-2006 was er geen afvoer.

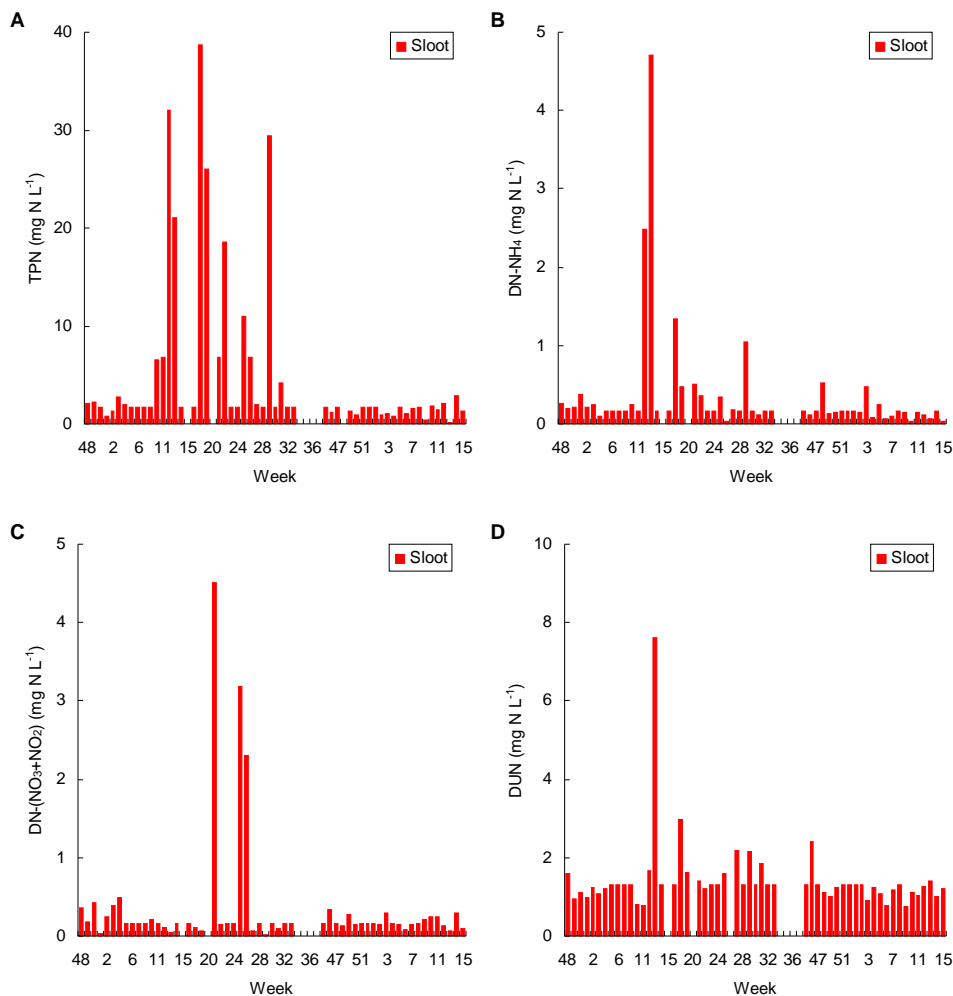
### Nutriëntenconcentraties in slootwater

In Figuur 18 zijn de concentraties van TPP, DRP en DUP in slootwater gepresenteerd als functie van de tijd. De TPP-concentratie varieerde van 0.02 tot 7.83 mg P L<sup>-1</sup>, de DRP-concentratie van 0 tot 0.16 mg P L<sup>-1</sup> en de DUP-concentratie van 0 tot 0.32 mg P L<sup>-1</sup>. Voor TPP zijn op verschillende tijdstippen sterk verhoogde concentraties gemeten, namelijk in week 12, 13, 17, 18, 22, 25 en 29 van 2007 (Figuur 18A). Voor DUP zijn in week 13, 21 en 26 pieken te zien (Figuur 18C). Een aantal van deze pieken kunnen worden gekoppeld aan tijdstippen waarop drijfmest is aangevoerd (week 12 en week 20). Voor DRP zijn op verschillende tijdstippen sterk verhoogde concentraties gemeten die slechts ten dele aan een bemestingstijdstip kunnen worden gekoppeld (Figuur 18B).



Figuur 18. Concentraties van TPP (A), DRP (B) en DUP (C) in slootwatermonsters als functie van de tijd in de periode van 1-11-2006 tot 8-4-2008. In de periode van 1-10-2006 tot 1-11-2006 was er geen afvoer.

In Figuur 19 zijn de concentraties van TPN, DN-NH<sub>4</sub>, DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) en DUN in slootwater gepresenteerd als functie van de tijd. De TPN-concentratie varieerde van 0.01 tot 38.6 mg N L<sup>-1</sup>, de DN-NH<sub>4</sub>-concentratie van 0.04 tot 4.71 mg N L<sup>-1</sup>, de DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) van 0.01 tot 4.51 mg N L<sup>-1</sup> en de DUN-concentratie van 0 tot 7.63 mg N L<sup>-1</sup>. Voor TPN (Figuur 19A) zijn op dezelfde tijdstippen als voor TPP (Figuur 14A) sterk verhoogde concentraties gemeten. Voor DN-NH<sub>4</sub> en DUN zijn in week 12, 13 en 17 relatief grote pieken gemeten (Figuur 19B en 19D). Voor DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) zijn in week 21, 25 en 26 relatief grote pieken gemeten (Figuur 19C). Deze pieken kunnen voor een belangrijk deel worden verklaard door de toediening van meststoffen. De koppeling tussen bemestingstijdstippen en het vóórkomen van verhoogde fosfaat- en stikstofconcentraties in de sloot onderstreept de sterke relatie tussen landbouwkundig handelen in de vorm van nutriëntenmanagement en de belasting van de sloot op deze meetlocatie.



Figuur 19. Concentraties van TPN (A), DN-NH<sub>4</sub> (B), DN-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) (C) en DUN (D) in slootwater als functie van de tijd in de periode van 1-11-2006 tot 8-4-2008. In de periode van 1-10-2006 tot 1-11-2006 was er geen afvoer.

### ***Fluxgewogen jaargemiddelde fosfaat- en stikstofconcentraties in drain-, greppel- en slootwater***

Om een beeld te geven van de gemiddelde concentraties van de verschillende fosfaat- en stikstofvormen in het afvoerwater van drains en greppels en sloot is gebruik gemaakt van fluxgewogen concentraties op basis van gegevens van een hydrologisch jaar. Fluxgewogen concentraties zijn berekend door de stofflux van het hydrologische jaar van 1-4-2007 tot 1-4-2008 te delen door de waterflux van hetzelfde jaar. Bij het gebruik van dergelijke fluxgewogen concentraties in plaats van gemiddelde concentraties wordt de waarde niet verstoord door afwijkende concentraties tijdens perioden met een lage waterafvoer. De fluxgewogen concentraties van verschillende fosfaat- en stikstofvormen zijn gepresenteerd in respectievelijk Tabel 5 en Tabel 6. De TP-concentratie in het drain-, greppel- en slootwater overschrijdt ruimschoots het Maximaal Toelaatbare Risiconiveau (MTR) van totaal-fosfaat van 0.15 mg P L<sup>-1</sup> in het oppervlaktewater. De TP-concentratie bestaat voor het grootste deel uit TPP; de TPP-concentratie in het drain-, greppel- en

slootwater is eveneens hoger dan het MTR-niveau. Het is echter onduidelijk in hoeverre het fosfaat in particulier materiaal in de sloot biologisch beschikbaar is voor opname door micro-organismen en algen; op dit vlak is meer onderzoek gewenst. Deze discussie is in §4.3.1 gevoerd. De TN-concentratie in het drain- en greppelwater overschrijdt ruimschoots het MTR-niveau van totaal-stikstof van 2.2 mg N L<sup>-1</sup>, maar is veel lager in het slootwater.

Tabel 5. Fluxgewogen concentraties van verschillende fosfaatvormen in het drain-, greppel- en slootwater in het hydrologische jaar van 1-4-2007 tot 1-4-2008. Het gemiddelde ± standaardafwijking van veld 1 en 2 is weergegeven.

Afvoer	TP (mg P L <sup>-1</sup> )	TPP (mg P L <sup>-1</sup> )	TDP (mg P L <sup>-1</sup> )	DRP (mg P L <sup>-1</sup> )	DUP (mg P L <sup>-1</sup> )
Drain	0.56 ± 0.26	0.39 ± 0.14	0.17 ± 0.11	0.14 ± 0.09	0.04 ± 0.02
Greppel	0.58 ± 0.03	0.45 ± 0.00	0.13 ± 0.02	0.07 ± 0.03	0.06 ± 0.01
Sloot	0.19	0.18	0.01	0.01	0.01

Tabel 6. Fluxgewogen concentraties van verschillende stikstofvormen in het drain-, greppel- en slootwater in het hydrologische jaar van 1-4-2007 tot 1-4-2008. Het gemiddelde ± standaardafwijking van veld 1 en 2 is weergegeven.

Afvoer	TN (mg N L <sup>-1</sup> )	TPN (mg N L <sup>-1</sup> )	TDN (mg N L <sup>-1</sup> )	DN-NH <sub>4</sub> (mg N L <sup>-1</sup> )	DN- (NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> ) (mg N L <sup>-1</sup> )	DIN (mg N L <sup>-1</sup> )	DUN (mg N L <sup>-1</sup> )
Drain	4.19 ± 0.92	2.01 ± 0.78	2.19 ± 0.14	0.14 ± 0.05	0.69 ± 0.20	0.84 ± 0.16	1.35 ± 0.30
Greppel	4.67 ± 0.47	1.69 ± 0.00	3.01 ± 0.46	0.16 ± 0.03	0.43 ± 0.08	0.60 ± 0.05	2.42 ± 0.41
Sloot	1.17	0.69	0.48	0.04	0.11	0.15	0.33

#### 4.4 Perceelsbalans voor fosfaat en stikstof

Op basis van de bovenstaande resultaten van de input van fosfaat en stikstof via toediening van kunstmest en drijfmest, weidemest en atmosferische depositie en de output van deze nutriënten via maaien, weiden en verliezen naar de sloot is een bodembalans voor veld 1 en 2 opgesteld (Tabel 7). Deze bodembalans is opgesteld voor het kalenderjaar 2007. De totale input van fosfaat op veld 1 is, zoals in §4.1 is besproken, hoger dan op veld 2, terwijl de totale input van stikstof voor beide velden hetzelfde is. De totale output van zowel fosfaat als van stikstof is hoger voor veld 1 dan voor veld 2. De totale output van fosfaat is zelfs hoger dan de totale input; hierdoor ontstaat voor beide velden een negatieve bodembalans. Deze balans is echter meer negatief voor veld 2 dan voor veld 1. Per saldo vindt er dus in beide een afname plaats van het fosfaatgehalte in de bodem. De negatieve bodembalans is echter dermate klein waardoor er op korte termijn zoals bijvoorbeeld 5 jaar niet of nauwelijks een afname van het totale gehalte aan anorganisch gebonden fosfaat in de bovenste 20 cm van de bodem valt te verwachten. Voor stikstof is de totale output lager dan de totale input waardoor voor zowel veld 1 als veld 2 een overschot op de balans ontstaat; dit overschot van veld 2 is groter dan van veld 1. Het verschil tussen het landbouwkundige overschot (i.e., input – afvoer door maaien en weiden) en de bodembalans (i.e., input – afvoer door maaien, weiden en afvoer via drains en greppels) is opvallend groot voor stikstof terwijl dit verschil voor fosfaat juist relatief klein is. Dit wordt veroorzaakt doordat de verliezen van stikstof via drains en greppels naar de sloot veel groter zijn dan voor fosfaat. Voor stikstof is een belangrijke outputterm echter niet meegenomen in de berekening van de bodembalans, namelijk denitrificatie; na reductie van het nitraat kan stikstof vervluchtigen als lachgas of gasvormig stikstof naar de atmosfeer (van Beek et al.,

2004). De omvang van het denitrificatieproces op de meetlocatie bij Waardenburg bleek op basis van metingen in de periode van 2002 tot en met 2004 circa 130 kg N ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> te bedragen (van der Salm et al., 2007). De omvang van het denitrificatieproces is echter gekoppeld aan het stikstofoverschot (van Beek et al., 2009). In de huidige meetperiode zal de omvang van het denitrificatieproces dus wat lager zijn geweest, omdat het stikstofoverschot is afgenomen in vergelijking met het overschot in de periode van 2002 tot en met 2004 (Tabel 1). Desalniettemin zal de bodembalans voor stikstof negatief zijn, indien denitrificatie wordt meegenomen als balansterm.

Tabel 7. Fosfaat- en stikstofbalans voor het kalenderjaar 2007.

		Fosfaat Veld 1 (kg P ha <sup>-1</sup> )	Veld 2 (kg P ha <sup>-1</sup> )	Stikstof Veld 1 (kg N ha <sup>-1</sup> )	Veld 2 (kg N ha <sup>-1</sup> )
Input	Kunstmest	16	0	201	201
	Drijfmest	35	35	195	195
	Weidemest	0	0	0	0
	Depositie	1	1	53	53
	Totale input	52	36	449	449
Output	Afvoer maaien	51	46	346	343
	Afvoer weiden	8	5	61	38
	Afvoer drains en greppels	3.42	2.76	22.70	20.20
	Totale output	62	53	429	401
Bodembalans	Input – output	-10	-17	20	47
Overschot	Input - afvoer	-7	-14	42	68



## 5 Conclusies en aanbevelingen

- De waterbalans van de door de sloot ontwaterde meetlocatie bij Waardenburg is voornamelijk afhankelijk van de input van water door neerslag en de output van water door slootafvoer en verdamping. De input en output van water komen vrijwel volledig met elkaar overeen. Kwel levert dus geen belangrijke bijdrage aan de input en wegzijging van water naar het diepere grondwater als outputterm is dus eveneens verwaarloosbaar. De waterafvoer van de sloot is voornamelijk afhankelijk van de input van water door drain- en greppelafvoer. Het grootste deel van de waterafvoer van veld 1 en veld 2 naar de sloot vindt plaats via de greppels. De bijdrage van drains aan de waterafvoer was minder groot dan in de voorgaande studie van van der Salm et al. (2006), vermoedelijk omdat er minder krimpscheurvorming optrad als gevolg van de natte zomer van 2007.
- Particulaire vormen van fosfaat en stikstof zijn kwantitatief gezien erg belangrijk, zowel voor de afvoer van deze nutriënten door drains en greppels naar de sloot als voor de stroomafwaartse afvoer door de sloot. Dit is nog niet eerder aangetoond voor vlakke landbouwgronden zoals de meetlocatie bij Waardenburg. In het drain-, greppel- en slootwater van deze locatie is echter geen fosfaat en stikstof uit colloïdale deeltjes aanwezig. Voor het verminderen van de nutriëntenvracht naar de sloot is het dan ook het meest effectief om maatregelen te ontwerpen die zich richten op particuliere vormen van fosfaat en stikstof.
- Er is een duidelijke relatie waargenomen tussen het tijdstip waarop meststoffen zoals drijfmest en kunstmest werden aangevoerd en de nutriëntenconcentraties in het drain-, greppel- en slootwater. Daarnaast is eveneens een relatie gevonden tussen het bemestingstijdstip en de nutriëntenvracht naar de sloot. Echter de omvang van de individuele 'incidental losses' in de huidige studie was kleiner dan enkele 'incidental losses' in de voorgaande studie op deze locatie (van der Salm et al., 2006). Dit hangt samen met een lagere aanvoer van meststoffen en het daarmee gepaard gaande lagere risico op uitspoeling. Daarnaast is er mogelijk op betere tijdstippen bemest, d.w.z. niet kort voor er forse neerslag werd verwacht. Dit is een goed voorbeeld van een 'Best Management Practice' waarmee de nutriëntenvracht naar het oppervlaktewater kan worden verminderd.
- De TP-concentratie in het drain-, greppel- en slootwater overschrijdt ruimschoots het MTR-niveau van de totaal-fosfaatconcentratie van 0.15 mg P L<sup>-1</sup> in het oppervlaktewater. Het grootste deel van de TP-concentratie bestaat uit particuliere fosfaatvormen. Deze particuliere deeltjes kunnen afkomstig zijn uit drijfmest, omdat er een duidelijke relatie is waargenomen tussen het tijdstip waarop drijfmest werd aangevoerd en de TPP-concentratie in het drain-, greppel- en slootwater. Daarnaast kan het transport van bijvoorbeeld kleideeltjes met gebonden fosfaat (>0.45 µm) bijdragen aan de fosfaatafvoer. De TDP-concentratie in het drain- en greppelwater is iets hoger (drain) of iets lager (greppel) dan het MTR-niveau. Net als voor TPP is er voor TDP een

duidelijke relatie waargenomen tussen het tijdstip waarop drijfmest werd aangevoerd en de TDP-concentratie in het drain-, greppel- en slootwater. Ondanks het negatieve fosfaatoverschot lijkt de fosfaatafvoer dus in ieder geval voor een deel te zijn gerelateerd te zijn aan het landbouwkundig handelen, d.w.z. het toedienen van kunstmest en drijfmest kort voor het optreden van forse neerslag. Met behulp van een betere timing bij het aanwenden van bemesting kan de nutriëntenvracht naar het oppervlaktewater worden verminderd.

- Het is onduidelijk in hoeverre het fosfaat in particulier materiaal in de sloot biologisch beschikbaar is voor opname door micro-organismen en algen; het is dus noodzakelijk om meer onderzoek naar de biologische beschikbaarheid van fosfaat uit te voeren.
- Voor TN vindt in het drain- en greppelwater een overschrijding plaats van het MTR-niveau van de totaal-stikstofconcentratie van  $2.2 \text{ mg N L}^{-1}$ .



## Literatuur

Beek, C.L. van, E.W.J. Hummelink, G.L. Velthof en O. Oenema, 2004. Denitrification rates in relation to groundwater level in a peat soil under grassland. *Biol. Fertil. Soils* 39: 329-336.

Beek, C.L. van, C. van der Salm, A.C.C. Plette en H. van de Weerd. 2009. Nutrient loss pathways from grazed grasslands and the effects of decreasing inputs: Experimental results for three soil types. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 83: 99-110.

Boer, D.J. den en R.F. Bakker, 2006. Bemesting en kwaliteit graskuil. Koeien & Kansen, 1997-2003. Koeien & Kansen rapport nr. 25, Animal Sciences Group, Lelystad.

Bolt, F. van der, R. van den Bosch, T. Brock, P. Hellegers, C. Kwakernaak, D. Leenders, O.F. Schoumans en P. Verdonschot. 2003. Aquarein: Gevolgen van de Europese Kaderrichtlijn Water voor landbouw, natuur, recreatie en visserij. Rapport nr. 835, Alterra Wageningen.

Chardon, W.J., O. Oenema, P. del Castilho, R. Vriesema, J. Japenga en D. Blaauw, 1997. Organic phosphorus in solutions and leachates from soils treated with animal slurries. *J. Environ. Qual.* 26: 372-378.

Correll, D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.* 27: 261-266.

Eertwegh, G.A.P.H. van den en C.L. van Beek. 2004. Water- en nutriënten-huishouding van een veenweidepolder. Rapport nr. 30, STOWA, Utrecht.

Fraters, B., L.J.M. Boumans, T.C. van Leeuwen en J.W. Reijs, 2007. De uitspoeling van het stikstofoverschot naar grond- en oppervlaktewater op landbouwbedrijven. Rapport nr. 680716002/2007, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.

Haygarth, P.M. en A.N. Sharpley, 2000. Terminology for phosphorus transfer. *J. Environ. Qual.* 29: 10-15.

Houba, V.J.G., J.J.G. van der Lee en I. Novozamsky, 1997. Soil and Plant Analysis. Part 1: Soil Analysis Procedures. Wageningen Universiteit, Wageningen.

Koopmans, G.F., W.J. Chardon, P.H.M. Dekker, P.F.A.M. Römkens en O.F. Schoumans, 2006. Comparing different extraction methods for estimating phosphorus solubility in various soil types. *Soil Sci.* 171: 103-116.

- Koopmans, G.F., W.J. Chardon, P. de Willigen en W.H. van Riemsdijk, 2004. Phosphorus desorption dynamics in soil and the link to a dynamic concept of bioavailability. *J. Environ. Qual.* 33: 1393-1402.
- Koopmans, G.F., W.J. Chardon en C. van der Salm, 2005. Disturbance of water-extractable phosphorus determination by colloidal particles in a heavy clay soil from The Netherlands. *J. Environ. Qual.* 34: 1446-1450.
- Kretzschmar, R., M. Borkovec, D. Grolimund en M. Elimelech, 1999. Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport. *Adv. Agron.* 66: 121-193.
- McDowell, R.W. en A.N. Sharpley, 2001. Soil phosphorus fractions in solution: Influence of fertiliser and manure, filtration and method of determination. *Chemosphere.* 45: 737-748.
- MNP, 2005. Milieu en Natuurcompendium. Depositie van verzurende stoffen per verzuringsgebied en per provincie in 2003. MNP, Bilthoven. Beschikbaar op: [www.mnp.nl](http://www.mnp.nl)
- Murphy, J. en J.P. Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27: 31-36.
- Oenema, J., H.F.M. Aarts en B. Habekotté, 2000. Het mineralenspoor in 'Koeien en Kansen': Uitgangssituatie mineralenstromen. Rapport nr. 9, Plant Research International, Wageningen.
- Oenema, J., H.F.M. ten Berge, C.J. de Jong en B. Fraters, 2002. Stikstofoverschotten in 'Koeien & Kansen' en de relatie tot nitraatconcentraties in grond- en oppervlaktewater. Rapport nr. 49, Plant Research International, Wageningen.
- Portielje, R., L. van Ballegooijen en A. Griffioen, 2004. Eutrofiëring van landbouwbeïnvloede wateren en meren in Nederland. Toestanden en trends. Rapport nr. 2004.009, RIZA, Lelystad.
- Pote, D.H., T.C. Daniel, A.N. Sharpley, P.A. Moore, Jr., D.R. Edwards en D.J. Nichols, 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 855-859.
- Reijneveld, J.A., 2001. Effecten van verminderde fosfaatgiften op fosfaatfixerende gronden. Koeien en Kansen rapport nr. 6, Plant Research International, Wageningen.
- 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 het oppervlaktewater met nutriënten vanuit grasland op een zware kleigrond. Monitoring van nutriëntenemissies op een melkveehouderijbedrijf in Waardenburg. Rapport nr. 1266, Alterra, Wageningen.

Salm, C. van der, J. Dolfing, M. Heinen en G.L. Velthof, 2007. Estimation of N losses via denitrification from a heavy clay soil under grass. *Agr. Ecosyst. Environ.* 119: 311-319.

Schoumans, O.F., 2004. Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. Rapport nr. 730.4, Alterra, Wageningen.

Sissingh, H.A., 1971. Analytical technique of the Pw method, used for the assessment of the phosphate status of arable soils in The Netherlands. *Plant Soil.* 34: 483-486.

Smits, K.A., G.J. Monteny, J. Oenema en H.F.M. Aarts, 2000. Monitoring ammonia emissions on dairy farms in the framework of the Dutch nutrient policy. In: K. Amaha en K. Ichito (Eds.), *Proc. of the 2<sup>nd</sup> Dutch-Japanese workshop on precision dairy farming*, Nishinasuno, Japan, p. 81-89.

Steenvoorden, J.H.A.M., W.J. Bruins, M.M. van Eerdt, M.W. Hoogeveen, N. Hoogervorst, J.F.M. Huisman, H. Leneman, H.G. van der Meer, G.J. Monteny en F.J. de Ruijter, 1999. Monitoring van nationale emissies uit de landbouw. Op weg naar een verbeterde rekentechniek. Reeks Milieuplanbureau 6, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

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

