



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Methodiek voor het karakteriseren van fosfaatlekkende gronden

Beschrijving van het instrumentarium PLEASE

O.F. Schoumans
P. Groenendijk
C. van der Salm
M. Pleijter

Alterra-rapport 1724, ISSN 1566-7197



Methodiek voor het karakteriseren van fosfaatlekkende gronden

Methodiek voor het karakteriseren van fosfaatilekkende gronden

Beschrijving van het instrumentarium PLEASE

**O.F. Schoumans
P. Groenendijk
C. van der Salm
M. Pleijter**

Alterra-rapport 1724

Alterra, Wageningen, 2008

REFERAAT

Schoumans, O.F., P. Groenendijk, C. van der Salm, M. Pleijter, 2008. *Methodiek voor het karakteriseren van fosfaatlekkende gronden; PLEASE: technische beschrijving*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1724. 76 blz.; 22. fig.; 4 tab.; 83 ref.

Een eenvoudige methode, genaamd PLEASE, is ontwikkeld om op lokale schaal de fosfaatuit- en afspoeling vanuit een perceel naar het oppervlaktewater te kwantificeren. De methode is gebaseerd op het fosfaatconcentratieprofiel in de bodem, de drainage van water uit de verschillende bodemlagen van het perceel, en de afvoer van water via runoff naar het oppervlaktewater. Tevens wordt rekening gehouden met de connectiviteit tussen het perceel en het nabij gelegen oppervlaktewater. Voor een specifieke regio is op basis van een bestaande dataset een oriënterende berekening met de methode uitgevoerd. Deze is bedoeld als eerste test om een gevoel te krijgen van de bruikbaarheid van het instrument. Aanbevolen wordt om in de nabije toekomst een gerichte test uit te voeren op perceelsschaal, waarvoor de methode ook ontwikkeld is.

Trefwoorden: fosfaat, fosfor, GHG en GLG, landbouw, Pw-getal, runoff, uitspoeling, vracht

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van 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.

© 2008 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

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

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Achtergronden	11
1.1.1 Beleidsopgave	11
1.1.2 Beschikbare instrumenten en methoden	12
1.2 Probleemdefinitie en doel	13
1.3 Leeswijzer	14
2 Risicofactoren voor fosfaatemissies vanuit landbouwgronden	15
3 Fosfaatlekkende grond	19
3.1 Uitgangspunten en afbakening	19
3.2 Definitie	19
3.3 Algemene mathematische beschrijving	20
3.4 Fosfaatconcentratieprofiel in de bodem	20
3.4.1 Fosfaatreactiemechanismen	20
3.4.2 Procesformulering van de fosfaatreacties in de bodem	23
3.4.3 Afleiding fosfaatconcentratieprofiel in de bodem	26
3.5 Waterafvoerprofiel in relatie tot ontwatering	33
3.6 Berekening fosfaatbelasting oppervlaktewater	42
4 Parameterisatie en onzekerheden	45
4.1 Lokale invoerparameters	45
4.2 Generieke modelparameters	47
5 Toepassing voor het Schuitenbeekgebied	49
5.1 Invoergegevens voor berekening P-lekkage	50
5.2 Resultaten	52
6 Conclusies en aanbevelingen	65
Literatuur	69
 <i>Bijlagen</i>	
1 Breedte van de P-belastende zone	75

Woord vooraf

In de periode januari 2006 – september 2007 is in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit een onderzoek uitgevoerd naar de wijze waarop fosfaatlekkende gronden kunnen worden gekarakteriseerd en welke maatregelen potentieel aanwezig zijn om de fosfaatsuitlekking uit fosfaatlekkende gronden te verminderen. Het onderzoek naar de methodiek om fosfaatlekkende gronden te karakteriseren en lokaliseren bestond uit een regionale aanpak en een lokale aanpak op perceelsschaal. In dit rapport worden de resultaten van de lokale methodiek besproken. De regionale methodiek en het overzicht van maatregelen worden apart gerapporteerd.

Het onderhavige rapport beschrijft een eenvoudige methodiek om fosfaatlekkende gronden op perceelsschaal te karakteristieken, waarbij lokale informatie wordt gebruikt. De methodiek is toegepast op een dataset van een regio met een hoog fosfaatverzaadigd oppervlak. Deze toepassing is uitgevoerd om een indruk te krijgen van de toepasbaarheid van het instrument en om na te gaan welke knelpunten er zijn.

Dank is verschuldigd aan Wim Chardon en Jan van Bakel voor het kritisch doorlezen van het rapport op respectievelijk de bodemchemische aspecten en de hydrologische aspecten. Tevens is dank verschuldigd aan de Commissie van Deskundigen (CDM) voor het becommentariëren van het rapport en het wetenschappelijk toetsen van de ontwikkelde methodiek. Hans van Grinsven (MNP), Jaap Willems (MNP), Gerwin Koopmans (Alterra), Oene Oenema (voorzitter CDM), allen hartelijk dank. We hebben veel profijt gehad van jullie op- en aanmerkingen.

De auteurs

Samenvatting

De afgelopen decennia is door de rijksoverheid beleid geformuleerd om gefaseerd de fosfaatbelasting vanuit landbouwgronden terug te dringen. In de huidige regelgeving is opgenomen dat in 2015 uiteindelijk fosfaatevenwichtsbemesting zal worden ingevoerd. Naast dit generieke spoor lijkt een aanvullend spoor voor fosfaatlekkende landbouwgronden mogelijk noodzakelijk om daar waar gewenst, bijv. Natura 2000 gebieden, hoge fosfaatemissies uit landbouwgronden op korte termijn terug te dringen. Een combinatie van het generieke spoor en aanvullend specifiek beleid dient ervoor te zorgen dat wordt voldaan aan nationale en Europese doelstellingen voor de kwaliteit van oppervlaktewater.

Om gericht de fosfaatuitspoeling vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater te verminderen is de rijksoverheid op zoek naar methoden waarmee de bijdrage van landbouwgronden aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater in kaart kan worden gebracht. Voor nationale toepassingen is het STONE instrumentarium ontwikkeld. Op lokale schaal en regionale schaal is dit instrumentarium niet bruikbaar omdat een groot deel van de benodigde gegevens niet voorhanden is. In het kader van het project fosfaatlekkende gronden is een methodiek ontwikkeld om op eenvoudige wijze op regionale schaal en op perceelsschaal de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater te schatten.

In het hier beschreven onderzoek is nagegaan in hoeverre het mogelijk is om de fosfaatuitspoeling vanuit een perceel naar het oppervlaktewater op eenvoudige wijze te karakteriseren en te kwantificeren. Voor de ontwikkeling van de methode is aangesloten bij de beschrijving van de fosfaatreactiemechanismen die ook voor het afleiden van een fosfaatverzadigd perceel is gehanteerd. Dit om consistentie in de aanpak van percelen met een hoge fosfaatverzadigingsgraad te bewaken.

De ontwikkelde methodiek wordt PLEASE genoemd (**P**hosphorus **LE**Aching from **S**oils to the **E**nvironment). De methodiek berekent de totale fosfaatvracht uit een perceel naar de perceelssloot op basis van het verloop van de fosfaatconcentratie in de bodem en de waterafvoer over het perceel en uit de verschillende bodemlagen naar het oppervlaktewater. Om voor een perceel deze fosfaatbelasting af te kunnen leiden, dient een aantal specifieke perceelskenmerken vastgesteld te worden, namelijk

- Fosfaattoestand van de bodem (Pw-getal van de lagen 0-20 cm en 20-50 cm).
- Fosfaatbindend vermogen van de bodem (berekend uit het oxalaatextraheerbare Al- en Fe-gehalte van de lagen 0-20 cm, 20-50 cm).
- Gemiddelde hoogste en laagste grondwaterstand (resp. GHG en GLG).
- Diepte van de drainagemiddelen (dat wil zeggen diepte van de sloot en/of greppel en/of drain ten opzichte van maaiveld).
- Afstand van de perceelsrand tot de sloot en het feit of een perceel via buisdrainage gedraineerd wordt.

Tevens is informatie nodig die betrekking heeft op de regio waarin het perceel is gelegen (gebiedskenmerken zoals netto neerslagoverschot, kwel/wegzijging,

fosforconcentraties in het kwelwater). Voor de nabije toekomst is het noodzakelijk dat voor de verschillende landschappelijke regio's de belangrijkste gebiedskenmerken (netto neerslagoverschot, kwel/wegzijging, fosforconcentraties in het kwelwater) worden vastgelegd die nodig zijn voor het kwantificeren van de lokale fosfaatemissies. Door dit via een uniforme systematiek uit te voeren, wordt voorkomen dat elke gebruiker voor zich de regionale kenmerken gaat vaststellen of mogelijk anderszins andere waarden gaat hanteren, waardoor de resultaten onderling niet meer vergelijkbaar zijn.

Een oriënterende toepassing in het Schuitenbeekgebied op basis van 260 puntgegevens leert dat met de methode een differentiatie in fosfaatbelasting van het oppervlaktewater mogelijk is voor de onderzochte punten. Het ruimtelijk beeld van de fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater in het Schuitenbeek lijkt aannemelijk. De door het model berekende water en fosfaatuitspoeling ligt echter iets lager (12%) dan de gemeten benedenstroomse afvoeren. In de praktijk treedt ook nog retentie van fosfaat in het oppervlaktewater op.

Een onderschatting van de fosfaatvracht kan voortkomen uit de gehanteerde schattingen van invoervariabelen, gehanteerde generieke modelparameters en aannamen in het modelconcept of de opschaling van de punt/perceelsberekeningen naar stroomgebiedsniveau. Daarnaast dient gerealiseerd te worden dat lokale puntbronnen (ongerioleerde lozingen en erfafvoeren) niet in het model worden meegenomen, maar wel in de oppervlaktewaterkwaliteitsmetingen worden teruggevonden. Tenslotte is ook de gemeten afvoer onzeker door aannamen die gedaan zijn bij het combineren van afzonderlijke waterfluxmetingen en de afvoerconcentraties.

De ontwikkelde methodiek PLEASE is volledig gebaseerd op de beschrijving van fosfaatreactiemechanismen in de bodem die ook ten grondslag liggen aan de definitie van een fosfaatverzadigd perceel en in het nationale nutriëntenemissie model voor landbouwgronden (STONE) is geïmplementeerd. Feitelijk dient een vergelijking van de methodiek PLEASE met STONE plaats te vinden, omdat het hier een vereenvoudiging betreft en inzicht in de verschillen noodzakelijk is. Daarnaast dient een toetsing plaats te vinden op de schaal waarvoor deze eenvoudige methodiek ontwikkeld is namelijk de perceelsschaal. Bij voorkeur moet dit gebeuren voor een brede selectie aan percelen die variëren in fosfaattoestand, grondwatertrap en ontwatering. Aanbevolen wordt om ook de methodiek te vergelijken met een tweedimensionale analyse, omdat de uitspoeling vanuit een perceel via verschillende stroombanen verloopt. Dit om vast te stellen of de procedure in de praktijk ook daadwerkelijk bruikbaar is. Bij deze test dient tevens rekening gehouden te worden met de onzekerheden in parameters, zoals invoerparameters en gehanteerde procesparameters, zodat informatie verkregen kan worden omtrent de bandbreedte van de fosfaatemissies en de betrouwbaarheid van de methodiek op perceelsschaal. Indien de methodiek uiteindelijk op perceelsschaal getest is, dient een definitief protocol voor het kwantificeren van de fosfaatuitspoeling op perceelsschaal vastgelegd te worden.

1 Inleiding

1.1 Achtergronden

1.1.1 Beleidsopgave

In Nederland heeft de rijksoverheid in het kader van de meststoffenwet beleid geformuleerd om de fosfaatuitspoeling uit landbouwgronden te reguleren zodat de chemische kwaliteit van het oppervlaktewater niet verslechtert en indien mogelijk verbetert.

De fosfaatuitspoeling uit landbouwgronden bepaalt in belangrijke mate de kwaliteit van het regionale oppervlaktewater, omdat de puntlozingen door RWZI's en industrie de afgelopen decennia sterk zijn gereduceerd (MNP, 2007). Ondanks de invoering van de mestwetgeving is de fosfaatophoping in de bodem de afgelopen decennia echter nog steeds toegenomen. Ruim de helft van het landbouwareaal is te karakteriseren als fosfaatverzaagd (Schoumans, 2004; MNP, 2004; MNP, 2007). De sterke verlaging van de fosfaatbelasting van landbouwbodems heeft niet doorgewerkt in eenzelfde verlaging (absoluut of procentueel) van de fosfaatvrachten die uit landbouwgronden uit- en afspoelen naar het oppervlaktewater; een dergelijke verlaging wordt ook niet op korte termijn verwacht (MNP, 2004; MNP, 2007; Willems et al., 2008). Verder blijkt dat de nationale milieudoelstellingen (NMP4, 2001) voor het oppervlaktewater (MTR-waarde, 0,15 mg l⁻¹ totaal-P) nog jarenlang zullen worden overschreden. In aanvulling op het realiseren van nationale milieudoelstellingen (NMP4, 2001) eist ook de Europese commissie een aanscherping van het fosfaatbeleid in het kader van de nitraatrichtlijn (1992/60/EC). De Commissie heeft haar beoordeling van het Nederlandse Actieprogramma en derogatieverzoek mede daarvan afhankelijk gemaakt. Op grond van verschillende Europese richtlijnen (Kaderrichtlijn Water, richtlijn nr. 2000/60/EG; Richtlijn gevaarlijke stoffen lozingen oppervlaktewater, 76/464/EG en de Kaderrichtlijn Afvalstoffen, 75/442/EG) dient de emissie van fosfaat naar het oppervlaktewater gereduceerd te worden.

Als gevolg van de veroordeling van Nederland door het Europese Hof van Justitie inzake de implementatie van de Nitraatrichtlijn (d.d. 2 oktober 2003) is het Nederlandse mestbeleid gewijzigd. In de brief van de Minister van LNV en de Staatssecretaris van VROM aan de Tweede Kamer (TK 2003-2004, 28385, nr. 26) is aangegeven dat vanaf 2006 (en deels al in 2005) een nieuw mest- en mineralenbeleid wordt geïntroduceerd, waarbij het stelsel van MINAS en mestafzetcontracten wordt vervangen door een stelsel van gebruiksnormen, die vervolgens gefaseerd worden aangescherpt. Een van de elementen uit deze beleidsbrief, die ook deel uitmaakt van het akkoord met de Europese Commissie van 1 juli 2004 (zie TK 2003-2004, 28385, nr. 37) is een traject voor aanscherping van het fosfaatbeleid. Voor fosfaat is thans in de nieuwe wet vastgelegd dat in 2015 evenwichtsbemesting wordt ingevoerd, om het proces van fosfaatoplading van de bodem die leidt tot belasting van het

oppervlaktewater, tot stilstand te brengen. Dit is tevens een belangrijk onderdeel van de taakstelling van de Kaderrichtlijn Water (richtlijn nr. 2000/60/EG).

Het Kabinet heeft aangegeven dat, in aanvulling op het rijksbeleid, de implementatie van de Kaderrichtlijn Water in toenemende mate op stroomgebiedsniveau zal moeten plaatsvinden. Met de eerste stroomgebiedsbeheersplannen wordt hieraan reeds invulling gegeven. Om uiteindelijk kwetsbare ecosystemen te beschermen, zoals bijv. Natura-2000-gebieden, zullen mogelijk ook extra maatregelen binnen de landbouw genomen moeten worden. Vanuit kosten oogpunt is het van belang om percelen of gebieden te kunnen lokaliseren die het overgrote deel van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater bepalen, zodat gericht maatregelen kunnen worden geïmplementeerd. Een combinatie van het generieke spoor en aanvullend specifiek beleid dient ervoor te zorgen dat wordt voldaan aan nationale en Europese doelstellingen voor de kwaliteit van oppervlaktewater.

1.1.2 Beschikbare instrumenten en methoden

In de jaren '80 is een methodiek ontwikkeld om gebieden met een verhoogd risico voor fosfaatsuitleiding in kaart te brengen. Deze gronden worden aangeduid als 'fosfaatverzadigde gronden' (Van der Zee et al., 1990 a en b; TCB, 1990; Breeuwsma en Schoumans, 1986; Reijerink en Breeuwsma, 1992; Schoumans et al., 2004a). Bij deze methodiek wordt de hydrologische situatie gekarakteriseerd aan de hand van de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG). De fosfaatverzadiging werd in beeld gebracht door de minerale fosfaathopning in de bodem te relateren aan de maximale capaciteit van de bodem om fosfaat te binden (fosfaatbindend vermogen van de bodem). Voor kalkarme zandgronden is afgeleid dat de fosfaatconcentraties in het bovenste grondwater (GHG) op termijn hoger zal zijn dan 0,15 mg totaal-P L⁻¹ en 0,10 mg ortho-P L⁻¹ indien de fosfaatverzadigingsgraad van de bovengrond (maaiveld tot GHG) hoger is dan 25% (Van der Zee, 1990 a en b). Met deze methodiek worden percelen of gebieden in kaart gebracht die een *potentieel* risico vormen voor de belasting van het oppervlaktewater. De methodiek is in de negentiger jaren in de Staatscourant gepubliceerd, echter begin deze eeuw weer ingetrokken, omdat er door de provincies geen gebruik van werd gemaakt om in de regio de fosfaatsuitleiding terug te dringen.

De methodiek van het aanwijzen van fosfaatverzadigde gronden geeft een indruk van mogelijke probleemgebieden maar heeft voor het in kaart brengen van de *actuele* belasting van het oppervlaktewater beperkingen. Een belangrijke beperking van de methodiek is dat uitsluitend gekeken wordt naar de totale fosfaathopning of verzadiging in de zone tot aan de gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG). Voor het vaststellen van de actuele fosfaatbelasting van het oppervlaktewater is informatie over de verdeling van de fosfaathopning in de bodem (fosfaatprofiel) van groot belang, tezamen met de wijze waarop het water uit de bodem naar het oppervlaktewater wordt afgevoerd. Zo zullen percelen die ver van sloten of beken zijn gelegen, ook als zij fosfaatverzadigd zijn, nauwelijks bijdragen aan de belasting van het oppervlaktewater. Anderzijds kunnen gronden met een lage

fosfaatverzadigingsgraad en veel ondiepe afvoer van water wel degelijk bijdragen aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Om deze tekortkomingen te ondervangen is een betere koppeling van de informatie over de fosfaattoestand en de hydrologische situatie (ontwatering) noodzakelijk.

Voor beleidsevaluaties (Evaluatie Mestbeleid, Kaderrichtlijn Water) is het STONE-instrumentarium ontwikkeld (Wolf et al., 2005) om op nationale schaal de nutriëntenemissies uit het landelijke gebied naar het oppervlaktewater te kwantificeren. Het STONE instrumentarium is een mechanistisch model dat de nutriënten (C, N en P) kringlopen in de bodem dynamisch beschrijft inclusief het transport van nutriënten naar het grond- en oppervlaktewater. Dit model koppelt dus informatie over fosfaattoestand en hydrologische situatie waardoor de actuele uitspoeling van fosfaat berekend kan worden. Dit model kent echter een groot aantal fysisch, chemische en biologische parameters en is, gelet op de wijze waarop Nederland is geschematiseerd, vooralsnog alleen voor nationale toepassingen inzetbaar. Om met het model betrouwbare uitspraken te doen op regionale schaal of perceelsschaal is een groot aantal metingen noodzakelijk. Om op deze schaal de actuele belasting van het oppervlaktewater vast te kunnen stellen is behoefte aan eenvoudigere methoden dan STONE.

1.2 Probleemdefinitie en doel

Omdat eenvoudige methoden ontbreken om op regionale schaal en perceelsschaal de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater te kwantificeren, heeft het Ministerie van LNV verzocht om hiervoor methoden te ontwikkelen. Hierbij is gevraagd om zo veel mogelijk gebruik te maken van gegevens die relatief eenvoudig beschikbaar zijn of geïnventariseerd kunnen worden, en die van grote invloed zijn op de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. In dit rapport wordt ingegaan op de ontwikkeling van een instrument voor toepassing op perceelsschaal. De ontwikkeling van een methodiek voor de regionale schaal wordt besproken in een ander rapport (Walvoort et al., 2008).

Het hoofddoel van het onderzoek is het ontwikkelen en beschrijven van een methodiek waarmee de fosfaatbelasting op perceelsschaal eenvoudig kan worden gekarakteriseerd, of kortweg: een methodiek voor het bepalen van een fosfaatlekkend perceel. Met fosfaatlekkende percelen worden landbouwgronden bedoeld die momenteel (sterk) bijdragen aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater.

Voor wat betreft het afleiden van het instrument heeft het Ministerie aangegeven dat “het niet direct de bedoeling is om nieuw onderzoek op te starten, maar eerder de bedoeling is om gebruik te maken van bestaande kennis en inzichten zodat methoden kunnen worden ontwikkeld waarmee landbouwgronden kunnen worden gelokaliseerd die de feitelijke belasting van het oppervlaktewater veroorzaken.” In overleg met het Ministerie van LNV is afgesproken dat in eerste instantie niet het lokaliseren centraal staat, maar het ontwikkelen van een methode om de actuele fosfaatbelasting vanuit een perceel naar het oppervlaktewater vast te kunnen stellen.

Het lokaliseren van de percelen kan in de stap daarna plaatsvinden, mede op basis van de relevante parameters die de actuele fosfaatuitspoeling bepalen.

Het onderhavige onderzoek richt zich dus op het ontwikkelen van een methodiek waarmee fosfaatlekkende percelen/gronden kunnen worden gekarakteriseerd, uitgaande van de processen die de fosfaatbinding in de bodem bepalen en de beschrijving van het watertransport door de bodem naar het oppervlaktewater (mechanistische benadering).

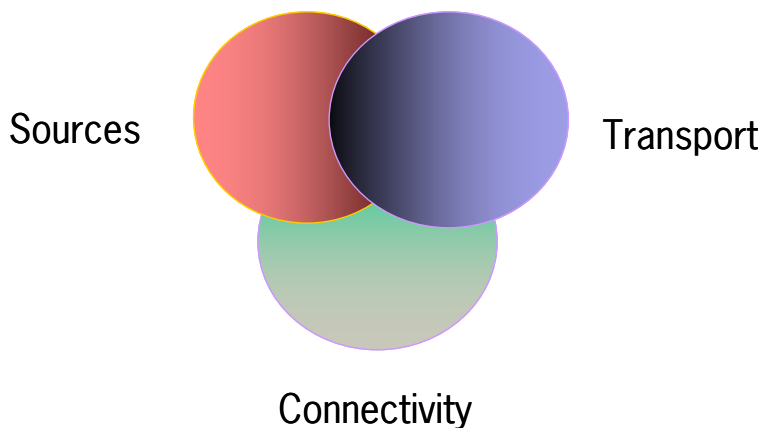
Tot slot wordt opgemerkt dat voor het Ministerie van LNV van belang is dat uiteindelijk de “mate van zekerheid” van resultaten en relaties wordt aangegeven. Dit is een noodzakelijke volgende stap, deze is bij het afleiden van de methodiek nog niet meegenomen. Verder moet de methode wetenschappelijk en (deels) maatschappelijk geaccepteerd zijn/worden. Dit is ondervangen door het rapport door de Commissie van Deskundigen (CDM) van de Meststoffenwet te laten beoordelen. De adviezen zijn in het rapport verwerkt, naar het CDM terug gecommuniceerd en door het CDM voor akkoord bevonden.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de belangrijkste factoren die de fosfaatuitspoeling kunnen beïnvloeden. Hoofdstuk 3 geeft de fysisch-chemische achtergronden van het ontwikkelde model. In dit hoofdstuk worden de processen die in de bodem kunnen optreden en die de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing beïnvloeden beschreven. Daarnaast wordt ingegaan op de beschrijving van de waterafvoer uit de bodem in relatie tot ontwatering. Vervolgens wordt aangegeven hoe deze kennis is gebruikt bij de formulering van het model. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de parameterisatie en onzekerheden en in hoofdstuk 5 wordt de methode op een dataset toegepast. Tot slot worden in hoofdstuk 6 conclusies getrokken en is een aantal (beleids)aanbevelingen gegeven.

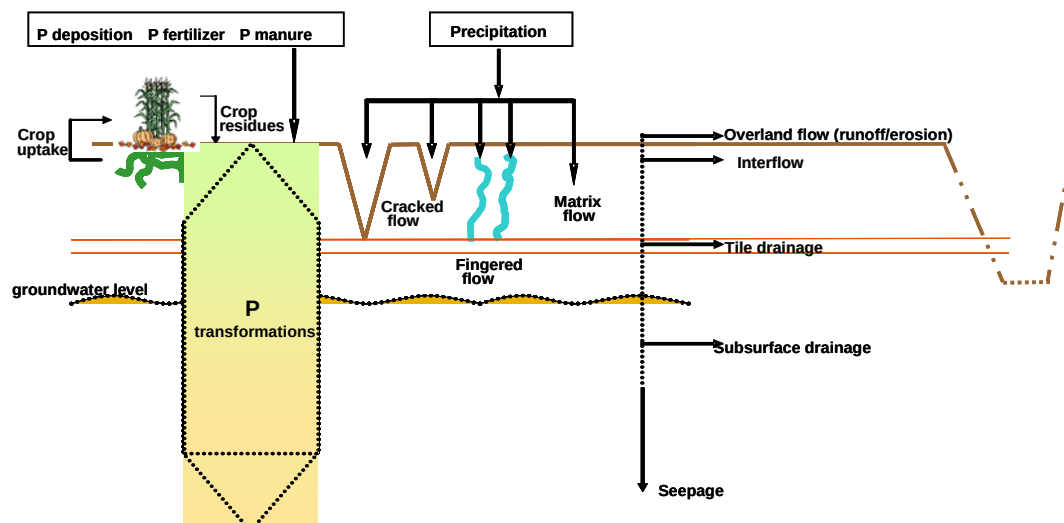
2 Risicofactoren voor fosfaatemissies vanuit landbouwgronden

De kans dat fosfaat vanuit een landbouwperceel uit- en afspoelt naar het oppervlaktewater wordt door een aantal factoren bepaald. Op hoofdlijnen kan gesteld worden dat de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater (fosfaatvracht) bepaald wordt door de fosfaatbronnen (bemesting en bodem) die de fosfaatconcentratie bepalen, samen met de meteorologische condities (waterbron), en de ontwateringkaracteristieken van het perceel die de wijze van waterafvoeren bepalen. Het fosfaat dat van een perceel wordt afgevoerd hoeft niet noodzakelijkerwijs in het oppervlaktewater terecht te komen. Dit hangt af van de connectiviteit van het perceel met het oppervlaktewater. De algemene uitgangspunten zijn weergegeven in figuur 1.



Figuur 1 Schematische weergave van de factoren die in belangrijke mate de fosfaatuitspoeling op lokale schaal beïnvloeden.

Voor de Nederlandse situatie, met relatief vlakke gebieden, hoge grondwaterstanden en een hoge fosfaattoestand van de landbouwgronden, zijn de belangrijkste factoren: de mate van fosfaataccumulatie in de bodem in relatie tot de fosfaatbindingscapaciteit van de bodem, meteorologische omstandigheden en hydrologische situatie (Schoumans et al., 2004b). Figuur 2 geeft een schematische weergave van processen die de fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater kunnen beïnvloeden. Deze zullen hieronder kort worden besproken.



Figuur 2 Schematische weergave van factoren en processen die de fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater beïnvloeden (naar Schoumans en Chardon, 2003).

1) Fosfaattoestand en het gedrag van fosfaat in de bodem

Naarmate de fosfaattoestand van de grond toeneemt, neemt ook de kans toe op fosfaatuitspoeling naar diepere lagen en op uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater. De relatie tussen fosfaatophoping en uitspoeling/afspoeling is afhankelijk van:

- de relatie tussen de ophoping van mineraal-P in de bodem en de nog resterende fosfaatbindingscapaciteit van de bodem;
- ophoping van organisch-P in de bodem (organische stof voorraad);
- vorm waarin het fosfaat/ de organische stof aanwezig is: makkelijk, matig of relatief slecht oplosbaar (fosfaat) respectievelijk afbreekbaar (organische stof).

Het chemisch/biologisch gedrag van fosfaat in de bodem wordt bepaald door het optreden van:

- fosfaatmineralisatie van organisch fosfaat naar mineraal fosfaat;
- fosfaatimmobilisatie van anorganisch fosfaat in organisch fosfaat;
- fysisch/chemische fosfaatbinding van minerale en organische fosfaatverbindingen aan bodembestanddeeltjes (ijzer- en aluminium(hydr)oxiden, kalk, klei). Deze is mede afhankelijk van de pH, redoxpotentiaal, temperatuur en zoutconcentratie;
- in oplossing gaan van particulier P / colloïdale bodemdeeltjes;
- in oplossing gaan van organische P verbindingen.

2) Watertransport

De waterstroming bepaalt waar en wanneer fosfaat oplost en wordt getransporteerd. De waterstroming wordt in belangrijke mate bepaald door a) meteorologische omstandigheden, b) het optreden van maaiveldafstroming (runoff) en c) de wijze van ontwatering en afwatering. Deze zullen hieronder kort worden toegelicht.

a) Bepalende aspecten in meteorologische omstandigheden:

- de jaarlijkse neerslag, verdamping (bodem/gewas) en het neerslagoverschot;
- de variatie in neerslagpatroon (ruimte) en verdeling van de neerslagintensiteit (tijd).

b) Maaiveldstroming hangt sterk af van:

- morfologie van het veld i.e. helling
- bodemgebruiksvorm, gewas/vegetatie en grondbewerking
- infiltratiecapaciteit van de bovengrond (kans op runoff) i.e. de opbouw van het bodemprofiel en de bijbehorende (verdeling van) fysische eigenschappen, het al dan niet voorkomen van preferent transport (via macroporiën, scheuren of doordat bepaalde delen van de bodem water afstoten waardoor “fingered flow” banen ontstaan).
- het aan het maaiveld komen van het grondwater, als resultante van de lokale omstandigheden in relatie tot de regionale waterhuishouding (kwel/wegzijging i.e. hoogteligging en grondwaterstroming).
- aanwezigheid van bufferstrips, bufferzones, wetlands.

c) De ontwaterings- en afwateringstoestand worden bepaald door:

- aanwezigheid van greppels
- aanwezigheid en afstand van het perceel tot sloten, beken, kanalen en rivieren
- aanwezigheid van buisdrainage
- bodemfysische eigenschappen
- het voorkomen van kwel

4) Fosfaatbemesting en management

De invloed van de fosfaatbemesting op de uitspoeling is afhankelijk van:

- hoogte van de fosfaatgift;
- wijze van fosfaattoediening: mestflatten, injectie, onderploegen van dierlijke mest na toediening;
- vorm waarin fosfaat wordt toegediend (makkelijk/langzaam oplosbaar kunstmest, type dierlijke mest, zoals kippen-, varkens-, rundermest);
- moment waarop fosfaat wordt toegediend in relatie tot neerslagpatroon (waaronder kans op incidentele P verliezen).

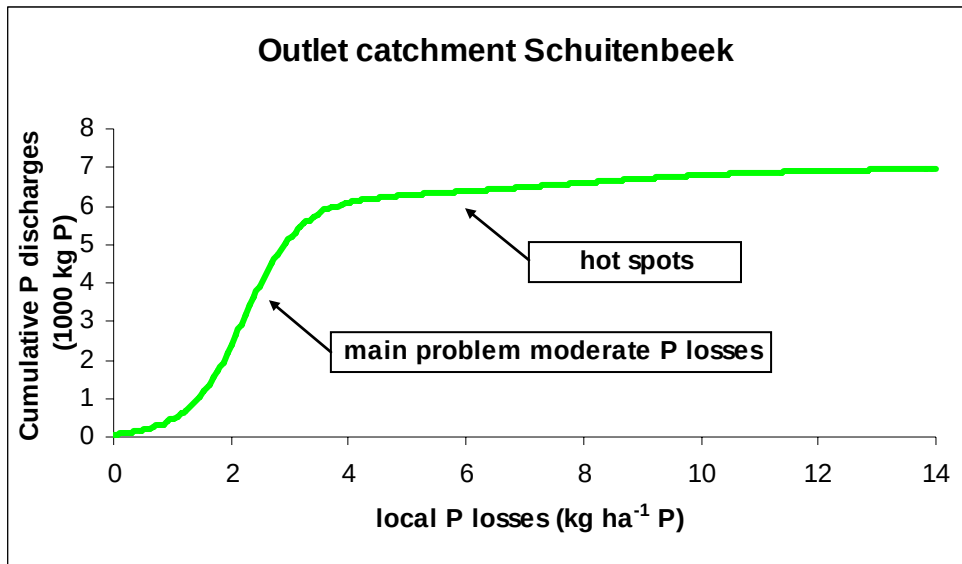
5) Gewas

Het optreden van uitspoeling wordt ook beïnvloed door het verloop van het fosfaatopnamepatroon door de wortels van het gewas over de diepte en in de tijd.

6) Erosie van het maaiveld (helling, bodemeigenschappen, grondgebruik en grondbewerking) en/of afkalving van oeverkanten van het perceel (“bank erosion”)

Figuur 2 maakt duidelijk dat lokaal hoge fosfaatverliezen naar het oppervlaktewater kunnen optreden in een situatie dat hoge fosfaatconcentraties in de bodemoplossing optreden in combinatie met ongunstige situaties in het neerslagpatroon en drainagecondities van het perceel (water kan snel worden afgevoerd naar het oppervlaktewater). In dergelijke situaties is sprake van een “hot spot”. De mate waarin hot spots bijdragen aan de totale fosfaatbelasting van het oppervlaktewater in een stroomgebied is afhankelijk van de algehele situatie in het stroomgebied. Zo is voor het Schuitenbeek aangetoond (Schoumans en Kruijne, 1995) dat er locaties zijn die hoogstwaarschijnlijk op jaarbasis meer dan 10 kg P per ha lekken naar het oppervlaktewater. De bijdrage van deze ‘hot spots’ aan de totale belasting van het

gehele stroomgebied is echter beperkt omdat een veel groter areaal van de landbouwgronden in het stroomgebied een matige fosfaatbelasting van het oppervlaktewater veroorzaakt. Deze matige fosfaatbelasting is nog steeds hoger dan acceptabel wordt geacht (figuur 3). Figuur 3 maakt duidelijk dat de schaal waarop het “fosfaatprobleem” aanschouwd wordt van invloed is op de aanwijzing van de “probleemgebieden”. De figuur benadrukt het belang om een gericht instrumentarium te ontwikkelen waarmee de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater in kaart kan worden gebracht.



Figuur 3 Cumulatieve fosfaatbelasting van het oppervlaktewater uitgezet tegen de fosfaatemissies vanuit verschillende locaties (gesorteerd in oplopende volgorde) (Naar Schoumans and Chardon, 2003).

3 Fosfaatlekkende grond

3.1 Uitgangspunten en afbakening

In hoofdstuk 2 is een opsomming gegeven van de processen en patronen die van invloed zijn op de fosfaatuitspoeling vanuit een perceel naar het oppervlaktewater. In Nederland wordt de uitspoeling van fosfaat voor een belangrijk deel bepaald door de fosfaatophoping in de bodem en de hydrologische conditie (zie H2). Een deel van de in hoofdstuk 2 benoemde processen heeft dus weinig of geen invloed op de actuele uitspoeling van fosfaat. Bij het vaststellen van een P lekkende grond worden daarom veel van deze processen (bemesting, management) verwaarloosd. Daarnaast is over een aantal processen nog onvoldoende kennis beschikbaar. Zo wordt vooralsnog geen rekening gehouden met preferent transport via scheuren en “fingered flow” (zie H2), omdat gevalideerde modelmatige concepten daarvoor nog ontbreken. Ook wordt de afbraak van veen die gedurende het jaar als gevolg van onderbemaling optreedt (“extra mineralisatie”) buiten beschouwing gelaten. Verder is het gedrag en transport van organisch fosfaat en particulier fosfaat in de bodem relatief slecht bekend, zodat uitgegaan wordt van het gedrag van anorganisch fosfaat dat vervolgens via een eenvoudige empirische relatie wordt omgerekend naar totaal fosfaat. Deze procedure is ook gehanteerd bij het afleiden van een fosfaatverzadigde grond (TCB, 1990). Tot slot wordt opgemerkt dat de weersomstandigheden van grote invloed zijn op de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Om deze reden zal het kwantificeren van de fosfaatuitspoeling van een fosfaatlekkend perceel voor het onderhavige onderzoek gebaseerd worden op het gemiddelde van een meteoreeks van 15 jaar (periode 1985-1999). In de ontwikkelde methodiek kunnen echter ook actuele weerjaren worden gebruikt.

3.2 Definitie

Omdat de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater als gevolg van landbouwkundige activiteit hoofdzakelijk tot stand komt via ondiep transport door de bodem of via transport over het maaiveld, kunnen alleen percelen die nagenoeg direct grenzen aan, en afwateren op, het oppervlaktewater een mogelijk verhoogde fosfaatbelasting van het oppervlaktewater veroorzaken.

Onder een fosfaatlekkend perceel wordt verstaan een perceel dat nagenoeg¹ rechtstreeks afwatert op open waterlopen en waarbij als gevolg van de fosfaattoestand in de bodem een (verhoogde) fosfaatbelasting van het open water optreedt.

¹ De term ‘nagenoeg’ wordt gebruikt omdat ook percelen die niet direct aan het oppervlaktewater grenzen (er bevindt zich bijv. een natuurlijke bufferzone tussen het perceel en het oppervlaktewater) toch tot een verhoogde fosfaatbelasting kunnen leiden. Voor de verschillende hydrologische omstandigheden zijn hiervoor afstanden van de perceelsrand tot de sloot uitgewerkt (zie bijlage 1; ca. 10-30 m). Een perceel met buisdrainage watert rechtstreeks af op het open water.

Elk perceel (ook een natuurterrein) dat rechtstreeks afwatert op het open water draagt bij aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Percelen die nagenoeg grenzen aan open waterlopen worden eveneens als rechtstreeks afwaterend beschouwd.

In dit rapport wordt een methode beschreven waarmee de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater vanuit een perceel op eenvoudige wijze kan worden gekarakteriseerd. Dit rapport zal niet specifiek ingaan op de discussie over grenswaarden die al of niet acceptabel zijn maar bij toepassing van het instrument (H5) is voorsnog de grenswaarde gehanteerd die gebruikt is in het protocol fosfaatverzadigde gronden (0,15 mg totaal-P/ l)

3.3 Algemene mathematische beschrijving

De fosfaatbelasting van het oppervlaktewater vanuit een perceel wordt bepaald door het fosfaatconcentratieprofiel in de bodem en de laterale waterafvoer uit de verschillende bodemlagen naar het oppervlaktewater die gedurende het jaar optreedt. In formule:

$$P_{vracht} = \psi \int_{x1}^{x2} \int_{t1}^{t2} C(x,t) \bullet J(x,t) dt dx \quad (7)$$

P_{vracht}	= fosforbelasting van het oppervlaktewater	(kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)
C	= fosfaatconcentratie	(kg m ⁻³)
J	= waterafvoer	(m s ⁻¹)
Ψ	= omrekeningsfactor	(kg m ⁻² .s ⁻¹ naar kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)
x	= diepte	(m)
t	= tijd	(s)

In de volgende paragrafen zal worden beschreven hoe het fosfaatconcentratieprofiel in de bodem en de waterafvoer uit de bodemlagen naar het oppervlaktewater afgeleid kunnen worden op basis van gemeten perceelskenmerken en lokale ontwateringsomstandigheden. Omdat dit onderzoek zich richt op het transport van fosfaat zal allereerst worden ingegaan op de fosfaatreactiemechanismen die in de bodem optreden en de wijze waarop deze processen kunnen worden beschreven.

3.4 Fosfaatconcentratieprofiel in de bodem

3.4.1 Fosfaatreactiemechanismen

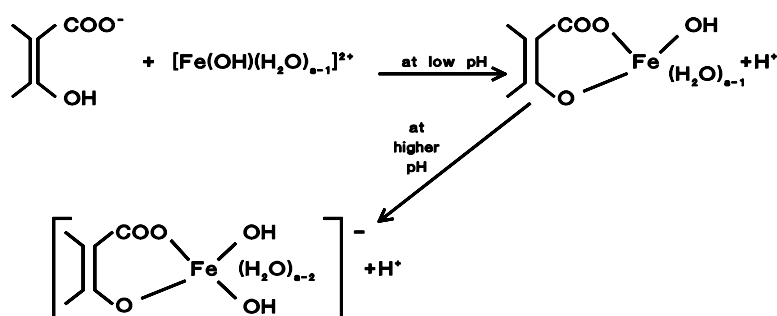
In de landbouw wordt fosfaat veelal in de vorm van kunstmest of dierlijke mest toegediend. Zowel kunstmest als dierlijke mest bestaat voor een aanzienlijk deel (70 - 100%) uit anorganische fosfaatverbindingen (Gerritse, 1977), die ook wel minerale fosfaatverbindingen worden genoemd. In de afgelopen decennia is dan ook veel onderzoek verricht naar de beschrijving van het gedrag van anorganisch fosfaat in de bodem. In landbouwgronden komen de opgeloste anorganische fosfaten veelal voor

als H_2PO_4^- of HPO_4^{2-} , omdat de pH veelal varieert tussen 5 en 7. Deze opgeloste anorganische fosfaten kunnen vervolgens vastgelegd worden aan verschillende bodembestanddeeltjes, zoals (Schoumans et al., 1986):

- Micro-kristallijne Al/Fe-(hydr)oxides
- Al/Fe-(hydr)oxides gebonden aan organische stof of gelegen op kleiplaten
- Randen van kleimineralen
- Kalk

Bij de beschrijving van de reactie van fosfaat met micro-kristallijne Al- en Fe-(hydr)oxiden wordt onderscheid gemaakt in een snel (< 1 dag) verlopende oppervlaktereactie (o.a. Atkinson et al., 1972: goethiet; Breeuwsma and Lyklema, 1973: hematiet; Van Riemsdijk, 1979: gibbsiet) en een langzaam verlopend diffusieproces (Van Riemsdijk, 1979; Barrow, 1983; van der Zee, 1988). De oppervlaktereactie wordt gezien als een liganduitwisseling tussen fosfaationen en een OH^- of H_2O -groep aan het oppervlak van de metaal(hydr)oxiden (Atkinson et al., 1972; Breeuwsma, 1973; Parfitt et al., 1975 en 1977). Voor de beschrijving van het diffusieproces worden verschillende reactiemechanismen gegeven. Van Riemsdijk (1979) en Barrow (1983) beschrijven dit als een diffusie van fosfaat door de vaste fase van metaal(hydr)oxiden, waarbij metaal(hydr)oxiden worden omgezet in een coating van slecht oplosbare metaalfosfaten. Van der Zee (1988) geeft aan dat de diffusie door de vaste fase relatief langzaam verloopt en het waarschijnlijker is dat diffusie door microporiën plaatsvindt, waarna precipitatie optreedt. Madrid en de Arambarri (1985) en Willett et al. (1988) spreken ook van een fosfaatdiffusie in de microporiën van aggregaten echter nu gevolgd door een oppervlaktereactie in de microporiën die vergelijkbaar is met die aan het buitenoppervlak van de Al- en Fe-(hydr)oxiden. In vergelijking tot het geadsorbeerde fosfaat komt het gediffundeerde fosfaat relatief slecht in oplossing, en wordt dan ook wel 'irreversibel gebonden fosfaat' genoemd. Recent onderzoek wijst echter uit dat ook deze 'irreversibele fractie' in principe weer volledig vrij kan komen, indien de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing extreem laag wordt gehouden (Lookman, 1995).

De binding van Al- en Fe-hydroxidekationen (bijv. $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ en $\text{Al}(\text{OH})_2^+$) aan organische stof wordt gezien als een chelaatvorming, waarbij een evenwichtsreactie ontstaat tussen een metaalion en een complexerend agens (ligand). Deze reactie wordt gekarakteriseerd door de vorming van een of meer bindingen (elektrostatisch, covalent e.a.) waarbij een ringstructuur wordt gevormd waarin het metaalion is geïncorporeerd (van Dijk, 1971 a en b; Schnitzer en Kahn, 1972 en 1978) (figuur 4).



Figuur 4 Vorming van een ijzerhumusbelaat (Naar Schnitzer en Kahn, 1972)

De fosfaatbinding aan 'organische stof' vindt plaats aan dergelijke chelaten (Williams, 1960; Dormaar, 1963; Anderson et al., 1974; Appelt, 1975). Dit verklaart ook waarom in veengronden vaak positieve correlaties van P-binding met Al- en Fe-gehalten worden gevonden en veelal een slechte of negatieve correlatie met het percentage organische stof (Daugherty, 1930; Kaila, 1959; Saunders, 1965; Schalscha et al., 1972; Mandel and Islam, 1979; Cuttle, 1983). Appelt et al. (1975) tonen aan dat met name de Al-OH-verhouding van het gecomplexeerde sesquioxide een bepalende factor is en geven aan dat fosfaat hoogstwaarschijnlijk uitwisselt met een OH-groep van Al_xOH_y (figuur 4). Dit reactiemechanisme sluit goed aan bij dat van de microkristallijne Al- en Fe-hydroxiden, aangezien het hier om eenzelfde type liganduitwisseling gaat (OH-groep gebonden aan Al of Fe). Duidelijk is dat bij fosfaatbinding aan organische stof alleen sprake kan zijn van een adsorptiereactie (er treedt geen diffusiereactie op).

Naast fosfaatbinding aan Al- en Fe-(hydr)oxiden en organische stof is ook klei in staat om fosfaat te binden. Randen van kleimineralen zijn veelal positief geladen bij de pH's die in de bodem voorkomen (associatie van protonen aan uitsluitend AlOH-groepen; octaëderlaag), waardoor fosfaat als gevolg van elektrostatische aantrekking kan worden vastgelegd. Deze reactie verloopt snel ($\ll 1$ dag; De Haan, 1965). De adsorptieplekken aan de randen kunnen eventueel afgeschermd worden door de negatieve groepen (COO^- en O^-) van organische stof (N.B. bij 'normale' pH's zijn veel organische moleculen (poly)-anionen).

Daarnaast kunnen de Al- en Fe-hydroxidekationen die geassocieerd zijn met het negatieve oppervlak van kleiplaatjes (evt. als polymeren; Bruggenwert, 1972) met fosfaat reageren, als deze metaalhydroxiden niet ingesloten zijn tussen kleideeltjes en organische stofmoleculen (Stevenson en Ardakani, 1972). Van de sesquioxiden die geassocieerd zijn met het oppervlak van kleiplaatjes mag verwacht worden dat het oppervlak gelijk is aan die van de 'vrije' micro-kristallijne Al/Fe-hydroxiden. Hierdoor moeten deze Al_xOH_y -kleicomplexen in staat worden geacht om een oppervlakte-adsorptiereactie met fosfaat aan te gaan. Onduidelijk is of er ook een diffusiereactie op kan treden bij de sesquioxiden die op de kleiplaatjes zijn gelokaliseerd. Wellicht is dit wel het geval als het hier polymeren van Al- en Fe-hydroxiden betreft. De Haan (1965) geeft aan dat uit de literatuur blijkt dat een specifieke adsorptiereactie (met een kleine capaciteit) voor anionen (soms 'irreversibel') met klei wordt gevonden. Bij deze specifieke reactie is waarschijnlijk

zowel uitwisselbaar Al aan het oppervlak van het kleideeltje betrokken als een (neutrale) hydroxy-aluminiumgroep aan de rand van het kleimineraal.

Bij kalkrijke gronden kan onderscheid gemaakt worden in een snel verlopende oppervlakteractie die reeds optreedt bij lage fosfaatconcentraties en een langzaam verlopende precipitatiereactie (Schoumans en Lepelaar, 1995). De precipitatiereactie bestaat uit verschillende typen reacties, te weten een langzame nucleaire groei van calciumfosfaat op het oppervlak van kalkdeeltjes en de vorming van grotere "kristallen" door de clustering van deze kernen indien zeer hoge fosfaatconcentraties voorkomen (> 100 mg P per liter).

3.4.2 Procesformulering van de fosfaatreacties in de bodem

Fosfaatadsorptie

De oppervlakteracties (elektrostatische en adsorptiereacties) van fosfaat aan bodemdeeltjes zoals microcristallijne Al- en Fe(hydr)oxiden, randen van kleimineralen, organische-sesquioxide-complexen en kalk kunnen beschouwd worden als snelle reacties (< 1 dag). In zandgronden wordt deze reactie beschreven met de Langmuirvergelijking (Van der Zee, 1988). Ook voor veen- en kleigronden en kalkrijke zandgronden kan deze beschrijving voor de snelle reactie gehanteerd worden (veen: Schoumans, 1999; kalkrijk zand: Schoumans en Lepelaar, 1995):

$$Q = \frac{K \cdot c \cdot Q_m}{1 + K \cdot c} \quad (8)$$

met

Q	= gehalte reversibel gebonden fosfaat	(mmol kg ⁻¹ P)
K	= k _a /k _d = adsorptieconstante	(m ³ mol ⁻¹)
c	= fosfaatconcentratie	(mol m ⁻³)
Q _m	= maximale hoeveelheid reversibel gebonden fosfaat	(mmol kg ⁻¹ P)

Voor kalkarme zandgronden wordt binnen het protocol fosfaatverzadigde zandgronden (Van der Zee, 1990 a en b) uitgegaan van de volgende gemiddelde procesparameters voor de beschrijving van de reversibele adsorptiereactie:

Q _m	= maximale adsorptie capaciteit P = β (Al _{ox} + Fe _{ox})	(mmol kg ⁻¹)
β	= maximale adsorptie fractie (= 0,5 / 3)	(-)
Al+Fe	= som van oxalaat extraheerbaar aluminium (Al _{ox}) and ijzer (Fe _{ox})	(mmol kg ⁻¹)
K	= Langmuir affiniteitsconstante (= 35 / 31)	(l mg ⁻¹)
k _d	= Langmuir desorptieconstante (= 0,2)	(d ⁻¹)

Fosfaatdiffusie (absorptie)

Naast deze reversibele fosfaatadsorptiereactie treedt in de bodem ook de 'irreversibele' fosfaatdiffusioreactie (S) op aan de (vrije) amorfe aluminium- en ijzerhydroxiden en mogelijk ook aan de aluminium- en ijzerhydroxiden die gelokaliseerd zijn op het kleioppervlak.

Van der Zee (1988) toont aan dat het fosfaaddiffusieproces bij amorphe aluminium- en ijzerhydroxide in principe een willekeurige functie is van de blootstellingsintegraal (Van der Zee, 1988). Dat wil zeggen de fosfaaddiffusie/precipitatiereactie wordt bepaald door de fosforconcentratie die in het bodemvocht heerst en de tijd waarmee de grond hieraan blootgesteld wordt (blootstellingsduur). Voor zandgronden stelt hij de volgende vergelijking voor:

$$S = a_0 + a_1 \ln(I) + a_2 \ln^2(I) \quad (9)$$

S	= gehalte fosfaat dat a.g.v. fosfaaddiffusie is vastgelegd	(mol kg ⁻¹)
I	= blootstellingsintegraal	(-)
	= $\gamma \int (c - c_p) dt$	(-)
γ	= parameter om I dimensieloos te maken	(mol ⁻¹ m ³ h ⁻¹)
c	= fosfaatconcentratie	(mol m ⁻³)
c _p	= concentratie waarboven de diffusie/precipitatiereactie optreedt	(mol m ⁻³)
t	= reactietijd	(h)
a ₀ , a ₁ en a ₂	zijn fittingsparameters	(mol kg ⁻¹)

Omdat bij hoge concentraties/lange reactietijden S naar oneindig oploopt, wordt door van der Zee ook wel een alternatieve vergelijking gehanteerd die aan een maximum (S_{max}) is gebonden (van der Zee en Gjaltema, 1992):

$$S = \frac{S_{\max}}{1 + B_s I^{K_s}} = S_{\max} \frac{(I)^{K_s}}{(I)^{K_s} + B_s} \quad (10)$$

S _{max}	= maximale hoeveelheid fosfaat dat agv fosfaaddiffusie kan worden vastgelegd	(mol kg ⁻¹)
B _s	= diffusie/precipitatie parameter	(-)
K _s	= diffusie/precipitatie parameter	(-)

Het nadeel van beide vergelijkingen voor de beschrijving van de fosfaaddiffusiereactie (S) is dat deze niet gedefinieerd is voor negatieve waarden van I (desorptie situatie). Dit betekent dat bij deze procesformulering het gediffundeerde fosfaat per definitie volledig irreversibel gebonden is. Lookman (1995) geeft aan dat de fractie 'irreversibel' gebonden fosfaat echter niet altijd als volledig irreversibel beschouwd kan worden.

Met de fosfaatprocesformulering die in ANIMO is geïmplementeerd (Schoumans, 1995; Groenendijk et al., 2005), kan enerzijds worden aangesloten bij de procesbeschrijving die gehanteerd is bij de definitie van een fosfaatverzadigde zandgrond (waarbij de fosfaatophoping gesplitst wordt in twee pools Q en S) en kan anderzijds ook rekening worden gehouden met de mate van reversibiliteit van de 'irreversibele' fractie (S). Het nadeel van de gehanteerde procesbeschrijving voor S is dat deze bestaat uit een som van een aantal diffusie-precipitatietermen, waardoor een min of meer empirische vergelijking ontstaat:

$$\frac{dS}{dt} = \sum_{i=1}^n \alpha_i (K_i c^{N_i} - S_i) \quad (11)$$

K_i	= Freundlich fosfaatsorptieconstante van term i	$\text{kg m}^{-3} (\text{m}^{-3} \text{mol}^{-1} \text{P})^{1/N_i}$
N_i	= Freundlich machtcomponent van term i	(-)
α_i	= fosfaatsorptiesnelheid	(d^{-1})

Deze benadering kan gehanteerd worden voor zowel de kalkloze zandgronden, klei- en veengronden als voor de kalkrijke zandgronden (Schoumans, 1995; Schoumans en Lepelaar, 1995; Schoumans, 1999)

Fosfaatsorptie

Indien uitgegaan wordt van een opsplitsing in twee onafhankelijk verlopende processen Q en S dan dient de totale hoeveelheid gesorbeerd fosfaat (F) als volgt berekend te worden:

$$F = Q + S \quad (12)$$

De chemische schematisatie in twee afzonderlijke processen (Q en S) ligt onder andere ten grondslag aan de definitie van een fosfaatverzadigde grond (Van der Zee et al., 1990a en b). De capaciteit van de bodem om fosfaat te binden (F) wordt ook wel fosfaatbindend vermogen (FBV) genoemd.

Door Freese et al. (1995) wordt echter ook een procesformulering gehanteerd, waarbij een dergelijke strikte scheiding voor de totale fosfaatsorptiereactie ($F=Q+S$) niet wordt gemaakt (Freese et al., 1995):

$$F = F_{\max} \frac{K c}{1 + K c} \frac{(k I)^m}{1 + (k I)^m} \quad (13)$$

Ook voor deze procesformulering geldt echter weer dat deze niet gedefinieerd is voor desorptiesituaties (negatieve waarden van I, de blootstellingsintegraal, zie (9)).

F	= totale fosfaatsorptie	(mol kg^{-1})
$F_{\max}$	= maximale fosfaatsorptie	(mol kg^{-1})
K	= Langmuirconstante	($\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$)
k	= diffusie-precipitatie constante	(-)
m	= machtsterm	(-)

Fosfaatprecipitatie

Bij relatief hoge fosfaatconcentraties in de bodemoplossing kunnen ook precipitatiereacties optreden. Bij lage pH's (< 4) wordt dit veroorzaakt doordat een deel van de aluminium- en ijzer(hydr)oxiden oplossen, waardoor relatief hoge Al- en Fe-concentraties ontstaan en aluminium- en ijzerfosfaatprecipitaten zoals varisciet en strengiet kunnen worden gevormd. Ook in gronden waarin geen fosfaat meer wordt vastgelegd, dit zijn gronden die voor 100% met fosfaat zijn verzadigd, kan na bemesting bij hogere pH's (> 5,5) een precipitatiereactie optreden. De Haan en Van

Riemsdijk (1986) vonden in de toplaag (0,2 m - mv.) van een sterk fosfaatverzadigde grond dat na een dierlijke mestgift de fosfaatconcentratie gebufferd werd door dicalciumfosfaat, waarbij fosfaatconcentraties in de bodemoplossing ontstonden van 150 mg l⁻¹ P.

3.4.3 Afleiding fosfaatconcentratieprofiel in de bodem

Principe

Het vaststellen van het verloop van de fosfaatconcentratie in het bodemprofiel van een perceel is lastig, omdat hiervoor vochtonttrekkingscups in het veld geplaatst moeten worden of bodemvocht gecentrifugeerd moet worden uit bemonsterd bodemmateriaal. Vandaar dat zal worden aangesloten bij een meting die in de landbouwpraktijk gangbaar is in de bemestingsadvisering, namelijk het Pw-getal (Sissingh, 1971). Het Pw-getal wordt vooralsnog gebruikt voor bouwlandpercelen, maar zal in dit protocol ook gehanteerd worden voor grasland en andere teelten waar het PAL-getal wordt gebruikt (soms in combinatie met het Pw-getal). Aangetoond is dat het Pw-getal en de bodemkenmerken die de fosfaatbindingscapaciteit bepalen (zoals in kalkloze zand, klei- en veengronden het oxalaatextraheerbaar Al- en Fe-gehalte) een relatie vertonen met de fosfaatevenwichtsconcentratie in de bodemoplossing (Schoumans, 1997 en Schoumans en Groenendijk, 2000). De vereenvoudigde relatie die in deze studie gehanteerd wordt, is gebaseerd op het uitgangspunt dat bij de bepaling van het Pw-getal (extractie) de hoeveelheid fosfaat die in oplossing gaat verwaarloosd wordt ten opzichte van de totale hoeveelheid fosfaat die in het monster aanwezig is. De relatie is dan als volgt te beschrijven (Schoumans, 1997):

$$P_w = 137,42 \cdot C_e \cdot \left(1 - 0,9722 e^{-K k_d \beta (Al+Fe) \left(1 - \frac{K C_e}{1 + K C_e} \right) t y} \right) \quad (14)$$

P_w	= Pw-getal	(mg P ₂ O ₅ l ⁻¹)
C_e	= fosfaatevenwichtsconcentratie in oplossing	(mg l ⁻¹)
β	= maximale adsorptiefractie	(-)
Al+Fe	= som van oxalaat extraheerbaar aluminium (Al _{ox}) and ijzer (Fe _{ox})	(mmol kg ⁻¹)
K	= Langmuir affiniteitsconstante	(l mg ⁻¹)
k_d	= Langmuir desorptieconstante	(d ⁻¹)
t	= schudtijd na incubatie	(d ⁻¹)

y duidt op de factor voor de conversie van eenheden naar mg P₂O₅ per liter grond. Deze waarde bedraagt voor een bouwvoormonster van een zandgrond ongeveer:

$$y = \frac{V_{grond} M_p \rho_d}{V_w 10^3} = \frac{1,2 \cdot 31 \cdot 1300}{72 \cdot 10^3} = 0,67 \quad (15)$$

V_{grond}	= volume van de bodem voor analyse (1,2 ml) = 1,2·10 ⁻⁶	(m ³)
V_w	= volume water gebruikt bij de Pw-methode (72 ml) = 72·10 ⁻⁶	(m ³)
ρ_d	= bulk dichtheid bouwvoor zandgrond = 1300	(kg m ⁻³)

$$\begin{aligned} M_p &= \text{molmassa van fosfaat} = 31 && (\text{mg mmol}^{-1}) \\ 10^3 &= \text{omrekeningsfactor} && (\text{van l naar m}^{-3}) \end{aligned}$$

Kortom, indien het Pw-getal en het oxalaatextraheerbaar aluminium en ijzergehalte van de bovengrond geanalyseerd worden (laag 1), dan kan de evenwichtsconcentratie ($C_{e,1}$) berekend worden met vergelijking (14). Verder kan de totale hoeveelheid fosfaat die in de bodem reversibel gebonden is (Q_1) ook ingeschat worden met behulp van de Langmuirvergelijking, volgens:

$$Q_1 = \frac{K C_{e,1} \beta (Al + Fe)_{ox,1}}{1 + K C_{e,1}} \quad (16)$$

Door in het monster niet alleen Al_{ox} en Fe_{ox} te meten, maar direct ook het oxalaat extraheerbaar fosfaat (P_{ox}), wordt tevens een indruk gekregen van de hoeveelheid fosfaat die relatief slecht beschikbaar is in de bodem:

$$S_1 = P_{ox,1} - Q_1 \quad (17)$$

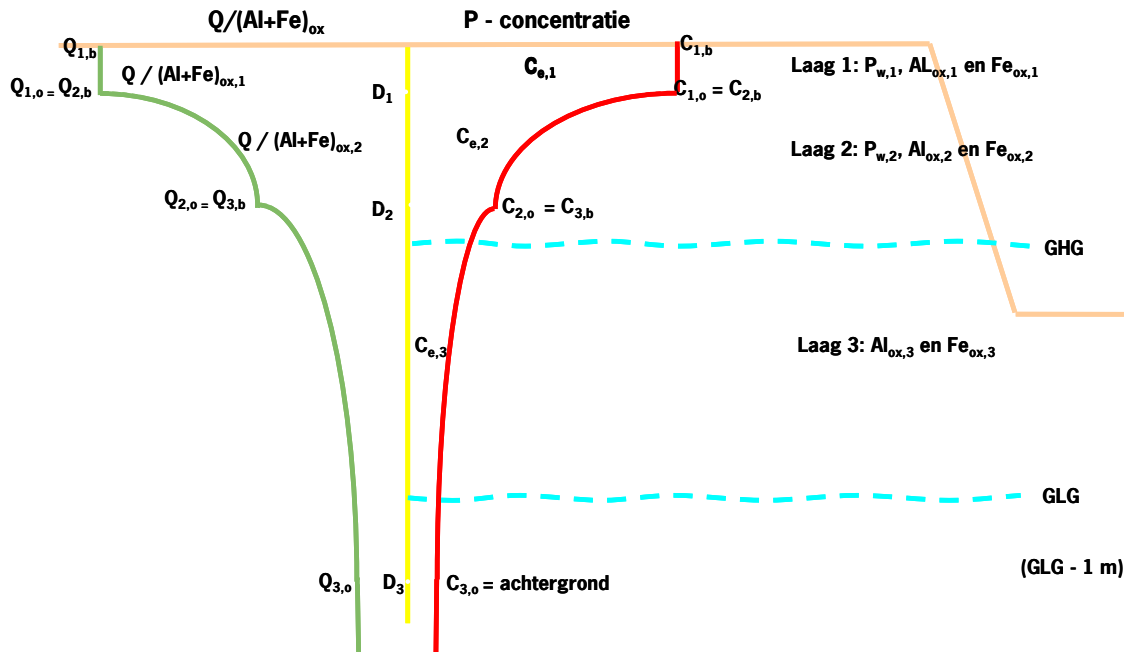
$$\begin{aligned} P_{ox,1} &= \text{hoeveelheid oxalaat extraheerbaar P in laag 1} && (\text{mmol kg}^{-1}) \\ S &= \text{hoeveelheid slecht oplosbaar P in de bodemlaag} && (\text{mmol kg}^{-1}) \end{aligned}$$

Afleiden concentratieprofiel

De ontwikkelde methodiek is er op gebaseerd dat van twee bodemlagen de parameters Pw, Al_{ox} en Fe_{ox} worden bepaald (evt. ook P_{ox}). Het betreft hier de bouwvoor (0-20 cm) en de laag daaronder (20-50 cm). Dit omdat de fosfaat-indringingsdiepte in de bodem veelal niet groter is dan 50 cm (Schoumans, 2004).

Voor de bovengrond/bouwvoor (laag 0-20 cm) wordt aangenomen dat deze regelmatig wordt geploegd (bouwland) of eens in de paar jaar wordt gescheurd (grasland). We veronderstellen daarom dat de bouwvoor homogeen is; dat wil zeggen dat in de gehele laag eenzelfde gemiddelde fosfaatconcentratie heerst en dat deze concentratie ook vanuit de bouwvoor uitspoelt naar het oppervlaktewater en naar de laag daaronder. Dit betekent dat de bovenkant van de laag onder de bouwvoor (D_1 =grenslaag op 20 cm) ook in evenwicht is met deze concentratie (Figuur 5).

Indien van de laag onder de bouwvoor ($D_1 - D_2$ cm – mv) ook het Pw getal, (P_{ox}), Al_{ox} en Fe_{ox} wordt bepaald, kan voor deze laag de gemiddelde fosfaatconcentratie worden berekend, en de gemiddelde hoeveelheid fosfaat die makkelijk in oplossing gaat (Q_2). Ook in deze situatie kan de hoeveelheid fosfaat die slecht in oplossing gaat voor deze laag worden afgeleid ($S_2 = P_{ox,2} - Q_2$). Het is echter niet aannemelijk dat deze gemeten gemiddelde fosfaattoestand over de gehele diepte gelijk is, omdat in tegenstelling tot de bouwvoor deze laag niet wordt bewerkt. Aangezien fosfaat sterk wordt gesorbeerd dringt fosfaat min of meer als een blokfront de bodem in. Als gevolg van diffusie/dispersie zal het front wel enigszins “uitgerekt” zijn. Om deze reden wordt voor de eenvoud aangenomen dat de geadsorbeerde hoeveelheid fosfaat (Q) exponentieel afneemt met de diepte, zoals in figuur (5) is aangegeven.



Figuur 5 Schematische weergave van het fosfaatconcentratieprofiel als functie van de diepte

Aan de hand van de gemeten P_w in de bouwvoor kan met vergelijking 14 de concentratie in de bouwvoor worden berekend. De bouwvoor is homogeen en dus is hiermee ook de concentratie bekend van het water dat uit de bouwvoor uitspoelt en in de tweede laag inspoelt ($c_{2,b} = c_{1,0} = c_{e,1}$). Met deze concentratie kan de hoeveelheid reversibel gebonden fosfaat aan de bovenzijde van de tweede laag ($Q_{2,b}$) worden berekend volgens:

$$Q_{2,b} = \frac{K C_{e,1} \beta (Al + Fe)_{ox,2}}{1 + K C_{e,1}} \quad (18)$$

Om het concentratieprofiel in de tweede laag af te leiden is uitgegaan van een exponentiële afname van Q met de diepte (berekend volgens twee opties: convex en concaaf)

$$Q(z) = Q_b e^{-k z} \quad (19)$$

met

z = diepte in de beschouwde laag ($z=0$: inspoeling vanuit de bovenliggende laag) (cm)

Q_b = geadsorbeerde hoeveelheid fosfaat bovenin de beschouwde laag (mmol kg^{-1})

De parameter k kan afgeleid worden uit de gemiddelde fosfaatconcentratie die in laag 2 heerst en die berekend kan worden uit de P_w met behulp van vergelijking 14. Voor de gemiddelde fosfaatconcentratie in de laag D_1 – D_2 cm - mv. geldt verder dat:

$$\overline{C_{D_1-D_2}} = \frac{\int_{D_1}^{D_2} C(z) dz}{\int_{D_1}^{D_2} dz} = \frac{1}{(D_2 - D_1)} \int_{D_1}^{D_2} C(z) dz \quad (20)$$

Aangezien de evenwichtsconcentratie op een willekeurige diepte afgeleid kan worden uit de Langmuirvergelijking volgens:

$$C(z) = \frac{Q(z)}{K (Q_m - Q(z))} \quad (21)$$

volgt hieruit voor de evenwichtsconcentratie:

$$\overline{C_{D_1-D_2}} = \frac{1}{K (D_2 - D_1)} \int_{D_1}^{D_2} \frac{Q(z)}{Q_{m,2} - Q(z)} dz \quad (22)$$

Substitutie van Q_z door vergelijking (19) levert dan

$$\overline{C_{D_1-D_2}} = \frac{1}{K (D_2 - D_1)} \int_{D_1}^{D_2} \frac{Q_b e^{-k z}}{Q_{m,2} - Q_b e^{-k z}} dz \quad (23)$$

De oplossing van deze integraal voor de gemiddelde concentratie in deze laag, kan dan als volgt berekend worden:

$$\overline{C_{D_1-D_2}} = \frac{1}{K (D_2 - D_1)} \frac{1}{k Q_b} \ln \left(\frac{Q_{m,2} - Q_b e^{-k D_2}}{Q_{m,2} - Q_b e^{-k D_1}} \right) \quad (24)$$

De gemiddelde concentratie in vergelijking 24 is gelijk aan de uit de Pw berekende gemiddelde concentratievergelijking ($C_{e,2}$, vergelijking 14). Doordat zowel $Q_{m,2}$ ($=\beta$ (Al+Fe)_{ox}), $Q_{b,2}$ (vgl 18), D_2 als D_1 bekend zijn volgt hieruit een waarde voor k . Indien k heel groot wordt (oneindig) is de gemiddelde concentratie in de laag minimaal.

De geadsorbeerde hoeveelheid fosfaat onderin de betreffende laag ($Q(D_2)$) en de daarbij behorende concentratie die uitspoelt naar de derde laag ($C(D_2)$), volgt dan uit resp. vergelijking 19 en 21.

Voor de diepere ondergrond wordt aangenomen dat aan de onderrand van het bodemprofiel (op een diepte van circa 1 m beneden GLG; zie 3.5) en daaronder, de fosfaatachtergrondsconcentratie heerst, waarmee het diepere bodemprofiel op evenwicht is (C_3). Dergelijke achtergrondsconcentraties dienen voor de verschillende geohydrologische regio's te worden vastgesteld. Ter illustratie van de methodiek wordt voornamelijk uitgegaan van bestaande datasets, zoals de data die voor landelijke milieuevaluaties met STONE zijn gehanteerd (Wolf et al., 2005) of uit grondwaterdata van TNO zijn afgeleid (Rozemeijer et al., 2005). Uitgaande van deze achtergrondsconcentratie (C_3) en de fosfaatconcentratie die uit de bovenliggende laag (D_1-D_2) uitspoelt op diepte D_2 , kan ook een concentratieprofiel voor de diepere

ondergrond (laag van D_2 tot GLG-1m) afgeleid worden. Hiervoor is het echter ook noodzakelijk een schatting te hebben van het oxalaat extraheerbaar Al en Fe gehalte in dit traject. Omdat de fosfaatconcentraties in de diepe ondergrond laag zijn, wordt aangenomen dat deze informatie uit het bodemkundig informatiesysteem aangereikt kan worden voor de verschillende grondsoorten.

Doordat zowel C_2 (inspoelingsconcentratie uit laag 2) als C_3 (achtergrondsconcentratie) bekend zijn, kunnen resp. Q_{3b} en Q_{3o} uit de Langmuirvergelijking (vergelijking 8) berekend worden. Ook voor dit traject wordt aangenomen dat de geadsorbeerde hoeveelheid fosfaat exponentieel afneemt met de diepte:

$$Q(z) = Q_b e^{-kz} \quad (25)$$

De k -waarde voor dit traject wordt dan

$$k = \frac{1}{(D_3 - D_2)} \ln \left(\frac{Q(D_2)}{Q(D_3)} \right) \quad (26)$$

Met

$Q(D_2) = Q_2$ = geadsorbeerde hoeveelheid fosfaat bovenin de beschouwde laag berekend op basis van de inspoelingsconcentratie

$Q(D_3) = Q_3$ = geadsorbeerde hoeveelheid fosfaat onderin de beschouwde laag berekend op basis van de achtergrondsconcentratie

Vervolgens kan het concentratieprofiel in de diepe ondergrond weer vastgesteld worden op basis van vergelijking 21.

Zoals gezegd wordt aangenomen dat dieper in het profiel (dieper dan 1 meter beneden GLG) het profiel op evenwicht is met de achtergrondsconcentratie. Dit betekent dat de gemiddelde concentraties daaronder altijd gelijk is aan de fosfaatachtergrondsconcentraties.

Volgens bovenstaande procedure is het gehele minerale fosfaatconcentratieprofiel als functie van de diepte vastgelegd ($C(z)$). Hiervoor is het dus noodzakelijk dat een bemonstering in twee lagen wordt uitgevoerd en dat informatie uit de diepte ondergrond wordt aangeleverd met betrekking tot Al_{ox} en Fe_{ox} (bijv. gebaseerd op data uit het bodemkundige informatiesysteem van Alterra) en fosfaatachtergrondsconcentraties (bijv. uit grondwatermeetnetten, zoals deze ook voor STONE landelijk zijn geschematiseerd). Indien verder verondersteld wordt dat de bouwvoor als geheel op evenwicht is en dat in de laag daaronder het makkelijk beschikbare fosfaat exponentieel afneemt met de diepte is een volledig fosfaatprofiel te reconstrueren. De tekstbox aan het eind van deze paragraaf geeft in algemene zin de procedure.

Bij het protocol fosfaatverzadigde gronden (TCB, 1990) is een vaste verhouding tussen P-totaal en ortho-P gehanteerd van 3:2. Bekend was dat de variatie erg groot

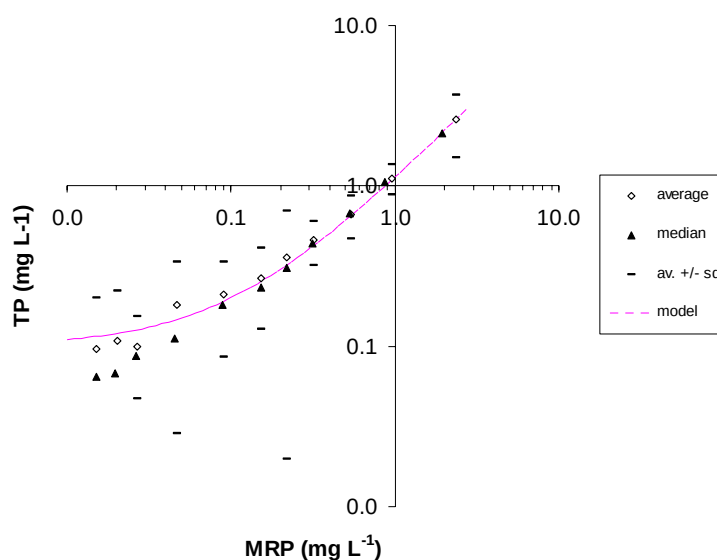
is, echter er waren onvoldoende gegevens voorhanden om een mogelijk ander verband af te leiden. Op basis van analyse van de ortho-P en totaal-P gehalten van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) wordt een exponentiële relatie tussen totaal-P en ortho-P gevonden (Chardon et al., 2007). Deze relatie is afgeleid op basis van grondwatermonsters voor zand- en veengronden, slootwater van veengronden en drainwater van kleigronden. Voor het afleiden van de relatie is de set van metingen verdeeld in 13 gelijke concentratieklassen. Voor deze klassen zijn de gemiddelde totaal-P en ortho-P concentraties berekend. De spreiding binnen deze klassen is echter groot. Figuur 6 geeft een beeld van de gehanteerde relatie en vergelijking 27 geeft de beschrijving van de gehanteerde relatie.

$$TP = 1.1 * orthoP + 0.1 * e^{-orthoP} \quad (27)$$

met

TP = totaal-P concentratie (mg l⁻¹)

$orthoP$ = ortho-P concentratie (mg l⁻¹)



Figuur 6 Relatie tussen Totaal P en Molybdaat Reactive P (MRP; grotendeels ortho-P) (naar Chardon et al., 2007)

Ondanks de onzekerheid blijkt uit deze relatie dat bij lage concentraties (< 0.2 mg l⁻¹) de verhouding totaal-P : ortho-P hoger is dan 3:2, de verhouding die gebruikt is in het protocol fosfaatverzadigde gronden. Bij hoge concentraties daalt de verhouding naar 1:1. Bij validatie van deze relatie bleek dat het globale beeld dat met vergelijking 27 beschreven werd ook in andere (internationale) datasets wordt teruggevonden. Vooral nog is daarom in PLEASE gebruik gemaakt van vergelijking 27, ondanks de aanzienlijke onzekerheid in de exacte relatie tussen totaal-P en ortho-P.

Procedure voor de beschrijving van de relatie tussen het Pw-getal en de ortho-P evenwichtsconcentratie en het fosfaatconcentratieprofiel met de diepte in de bodem:

$$Pw = 137,42 \cdot C_e \cdot \left(1 - 0.9722 e^{-K_{kd} \beta AlFe \left(1 - \frac{K C_e}{1 + K C_e} \right) t y} \right)$$

Formulering van het verloop van de fosfaatconcentratie beneden de bouwvoor:

$$C(z) = \frac{Q_b e^{-k z}}{K(Q_{m,i} - Q_b e^{-k z})}$$

Formulering van de gemiddelde fosfaatconcentratie in de beschouwde laag:

$$\overline{C_{D_1-D_2}} = \frac{1}{K(D_2 - D_1)} \frac{1}{k Q_b} \ln \left(\frac{Q_{m,2} - Q_b e^{-k D_2}}{Q_{m,2} - Q_b e^{-k D_1}} \right)$$

Laag 1 (bouwvoor: 0-20 cm)

- $D_0 = 0$ en $D_1 = 20$:

- Pw-getal (vgl 14) $\rightarrow C_{e,1} = C_{1b} = C_{1o} \quad \rightarrow Q_1 = Q_{1,o} = Q_{1,b}$

Laag 2 (ondiepe ondergrond : 20 – 50 cm)

- $D_1 = 20$ en $D_2 = 50$:

- $C_{2b} = C_{1o}$

$\rightarrow Q_{2,b}$

- Pw-getal (vgl 14) $\rightarrow C_{e,2} = C_{gem, D2-D1}$

$\rightarrow k \rightarrow Q_{2,o}$

Laag 3 (diepere ondergrond : 50 – (GLG+100) cm)

- $D_2 = 50$ en $D_3 = \text{GLG}$ minus 1 meter

- $C_{3b} = C_{2o}$

$\rightarrow Q_{3,b}$

- $C_{3o} = C_{\text{achtergrond}}$

$\rightarrow Q_{3,o} \rightarrow k$

Laag 4 (diepe ondergrond > GLG + 100 cm)

- $C_x = C_3$

$\rightarrow Q_x$

Op basis van het ortho-P profiel wordt het fosfaatconcentratieprofiel voor totaal-P berekend via:

$$TP = 1.1 * orthoP + 0.1 * e^{-orthoP}$$

In geval dat er sprake is van een perceel dat via buisdrainage gedraineerd wordt, wordt de gemiddelde fosfaatconcentratie die via de drainbuizen uitspoelt naar het oppervlaktewater gebaseerd op de fosfaatconcentratie in de bodemlaag over het traject 20 cm boven en 20 cm onder de diepteligging van de drainbuis ten opzichte van maaiveld.

3.5 Waterafvoerprofiel in relatie tot ontwatering

Uit de analyses met het modelinstrumentarium STONE blijkt dat de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater hoofdzakelijk wordt veroorzaakt door de ondiepe transportroutes door en over de bodem (Willems et al., 2005; Schoumans et al., 2004b).

In de met water onverzadigde zone verloopt de waterstroming bijna geheel in verticale richting. In de waterverzadigde zone, onder de grondwaterstand, verloopt de stroming zowel in verticale als in horizontale richting. De horizontale stromingscomponenten leiden tot transport van stoffen naar het oppervlaktewater. Alleen wanneer horizontale stroming in met fosfaat aangerijkte lagen optreedt, zal dit leiden tot een verhoogde fosfaatbelasting van het oppervlaktewater.

Ook incidentele waterafvoer over het maaiveld leidt tot een verhoogde fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Dit transport over het maaiveld naar het oppervlaktewater treedt op als:

- er een laagje water op het maaiveld staat doordat in natte omstandigheden het bodemprofiel geheel verzadigd is, of als bij hoge neerslagintensiteit de infiltratiecapaciteit van de bodem te klein is om de neerslag direct te laten infiltreren als gevolg van bodemcompactie;
- de plassen op het maaiveld afstromen naar het oppervlaktewater (als gevolg van bolling / greppels);

Naarmate er meer restanten van bemesting aanwezig zijn op het bodemoppervlak en/of het toplaagje meer met fosfaat verzadigd is, zal deze transportroute belangrijker zijn.

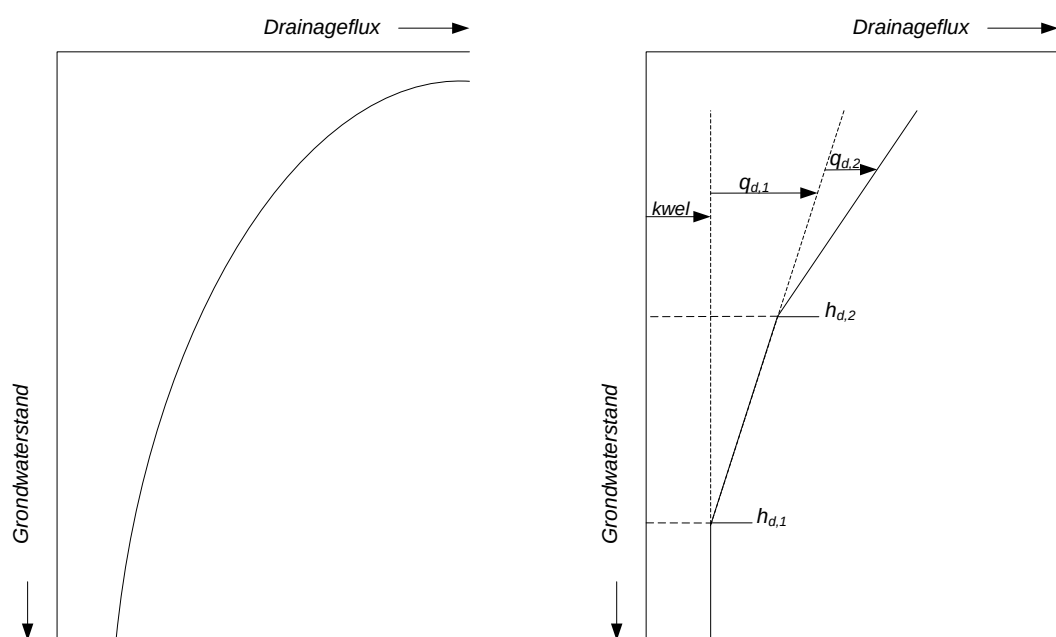
Vooralsnog wordt verondersteld dat de volgende drie hydrologische aspecten een belangrijke rol spelen bij de belasting van het oppervlaktewater met fosfaat:

- diepte van de grondwaterstand over het jaar;
- (jaarlijkse totale) waterafvoer uit de bodemlagen van waaruit laterale afvoer optreedt naar de ondiepe drainagemiddelen;
- runoff over het maaiveld naar het oppervlaktewater.

Waterafvoer

De hydrologie van een perceel kan eenvoudig worden beschreven door de totale waterafvoer in te schatten met een grondwaterstand - afvoerrelatie, waarbij de grondwaterstanden zijn gedefinieerd in termen van een grondwaterstandduurlijn.

Figuur 7 geeft schematisch het verband tussen de grootte van de laterale waterafvoer en de grondwaterstand, en staat bekend als de grondwaterstand - afvoerrelatie (Van Bakel, 1986). In hydrologische modellen is het gangbaar om deze relatie te lineariseren tot enkele rechte lijnstukken (Figuur 7).



Figuur 7 Schematische weergave van de niet-lineaire grondwaterstand - afvoerrelatie (links), en van de linearisatie van deze relatie (rechts)

De lijnstukken in de gelineariseerde relatie duiden op verschillende drainagesystemen die bijdragen aan de ontwatering (greppel, sloot, beek etc), zodra de grondwaterstand boven het drainageniveau komt. Alle ontwateringsystemen hebben een eigen drainageniveau en drainageweerstand. Naarmate de grondwaterstand hoger is, neemt de totale waterafvoer toe. Met de gelineariseerde grondwaterstand - afvoerrelatie kan de afvoer q_{dr} (mm d⁻¹) als functie van de grondwaterstand berekend worden volgens:

$$q_{dr} = 10 * \left(\frac{\max(0, Gws - h_{d,1})}{r_1} + \frac{\max(0, Gws - h_{d,2})}{r_2} \right) \quad (28)$$

waarin

q_{dr}	= drainageflux	(mm d ⁻¹)
$h_{d,1}$	= drainageniveau van het “diepere” drainagesysteem	(cm – mv)
$h_{d,2}$	= drainageniveau van het “ondiepe” drainagesysteem	(cm – mv)
r_1	= drainageweerstand van het “diepere” drainagesysteem	(d)
r_2	= drainageweerstand van het “ondiepe” drainagesysteem	(d)
Gws	= grondwaterstand	(cm – mv)

De factor 10 duidt op de conversie van eenheden.

De drainageniveaus $h_{d,1}$; $h_{d,2}$ kunnen rechtstreeks afgeleid worden uit veldkenmerken (diepte van de resp. de slootbodem (h_{d1}) en greppels (h_{d2}) ten opzichte van het maaiveld.

Voor deskstudies (hoofdstuk 5) kan het drainageniveau in vrij afwaterende zandgebieden worden afgeleid uit de grondwaterstandduurlijn, door te veronderstellen dat een bepaald ontwateringsysteem gedurende een bepaalde tijd van het jaar droog staat.

Het criterium hiervoor hangt af van het landschapstype en is niet a priori te geven. In de navolgende uitwerking is verondersteld dat de diepte van een greppel ($b_{d,2}$; *drainageniveau 2*), gelijk is aan de GHG. Dit veronderstelt dat een greppel langjarig gemiddeld slechts 1-2 maanden per jaar water afvoert. De diepteligging van een sloot ($b_{d,1}$; *drainageniveau 1*) wordt voor ondiep ontwaterde systemen (GLG < 120 cm; grondwatertrappen I t/m IV) geschat als de diepte waarbij de sloot 6 maanden per jaar water afvoert en de grondwaterstand dus ook gedurende 6 maanden beneden dit niveau ligt. Voor de diep ontwaterde systemen (GLG ≥ 120 cm; grondwatertrappen V t/m VIII) wordt verondersteld dat de sloot gedurende 3 maanden droog staat (grondwaterstand gedurende 9 maanden boven dat niveau). Dit zijn de diep ontwaterde sloten die op wat grotere afstanden liggen. Voor de gebieden met de laagste grondwaterstanden betreft het hier slechts de beken die voorkomen.

De drainageweerstand (r) is met de formule van Ernst (1962) als volgt te berekenen:

$$r = r_{\text{vert}} + r_{\text{hor}} + r_{\text{rad}} + r_{\text{intr}} \quad (29)$$

Hierin zijn r_{vert} , r_{hor} , r_{rad} en r_{intr} resp. de verticale, de horizontale, de radiale en de intree weerstand, die als volgt worden berekend:

$$r_{\text{vert}} = \frac{D^*}{k_v} \quad (30)$$

$$r_{\text{hor}} = \frac{L^2}{8 \sum k_h D} \quad (31)$$

$$r_{\text{rad}} = \frac{L}{\pi \sqrt{k_h k_v}} \ln \left(\frac{\alpha D_r}{B} \right) \quad (32)$$

$$r_{\text{intr}} = L \frac{c_i}{B} \quad (33)$$

Hierin is:

D	Dikte van de watervoerende laag	(m)
D_r	Dikte van de laag waardoor radiale stroming plaatsvindt	(m)
D^*	Dikte van de laag boven drainniveau	(m)
L	Slootafstand	(m)
B	Natte omtrek van drain of sloot	(m)
k_h	Horizontale doorlatendheid	(m d ⁻¹)
k_v	Verticale doorlatendheid	(m d ⁻¹)
c_i	Specifieke intree weerstand per m slootbreedte	(d)
α	Geometriefactor. Bij brede ondiepe sloten is α gelijk aan 1 en voor drainbuizen is α gelijk aan $4/\pi$	(-)

Door de bijbehorende grootheden per ontwateringssysteem in de formule in te vullen, kunnen r_1 en r_2 worden berekend. De verticale en de horizontale weerstand zijn onder gangbare Nederlandse omstandigheden verwaarloosbaar ($=0$). Wanneer r_1 en r_2 op 0 worden gesteld dan gaat de formule over in een lineaire relatie tussen de weerstand en de slootafstand: $r = L \cdot \left(\frac{1}{\pi \sqrt{k_h k_v}} \ln \left(\frac{\alpha D_r}{B} \right) + \frac{c_i}{B} \right)$. Verder geldt dat de factor $\frac{\alpha D_r}{B}$ voor kleinere waterlopen groter is dan voor grotere waterlopen. In deze studie wordt aangenomen dat voor de weerstanden de volgende betrekkingen gelden:

$$\begin{aligned} r_1 &= \kappa L_1 \\ r_2 &= 1.2 \kappa L_2 \end{aligned} \quad (34)$$

De factor 1.2 is geïntroduceerd om de grotere waarde van $\frac{\alpha D_r}{B}$ in de radiale weerstand van systeem 2 aan te geven. De factor κ moet worden gecalibreerd.

Indien de totale waterafvoer uit het profiel bekend is kan de factor κ iteratief worden opgelost met behulp van vergelijking (28) en (34). Het netto-neerslagoverschot kan voor verschillende grondsoort – bodemgebruikscombinaties over het algemeen goed berekend kan worden (van Bakel et al., 2007). Om een correcte schatting van κ te krijgen dient het netto-neerslagoverschot dat lokaal wordt afgevoerd, gecorrigeerd te worden voor kwel (extra wateraanvoer uit de diepe ondergrond) of wegzijging (extra waterafvoer naar de diepere ondergrond). Bij deze benadering wordt er dus vanuit gegaan dat het netto-neerslagoverschot op jaarbasis, al dan niet gecorrigeerd voor kwel en wegzijging, lokaal via de sloten en greppels worden afgevoerd, zijnde het wateroverschot.

Voor het oplossen van vergelijking (28) dient verder het verloop van de grondwaterstand gedurende het jaar bekend te zijn. Aangezien het ondoenlijk is om voor elk perceel het verloop van de grondwaterstand in de tijd te meten of te modelleren, wordt een vereenvoudigde benadering toegepast, die gebaseerd is op gepubliceerde grondwaterstandsduurlijnen. Deze benadering heeft het voordeel dat een koppeling met de grondwatertrappenkaart kan worden gelegd, omdat de grondwaterstandsduurlijnen worden beschreven met de GHG en GLG. Uitgaande van een frequentieverdeling van de grondwaterstanden kan voor alle grondwaterklassen (Gt-classes) het verloop van de drainageflux worden berekend door rekening te houden met de tijd dat de grondwaterstand zich op een bepaalde diepte bevindt.

Van der Sluijs (1982) heeft voor verschillende grondwatertrappen de grondwaterstandsduurlijnen afgeleid (figuur 8) op basis van informatie over de gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG). De grondwaterstandsduurlijn wordt beschreven met de volgende formule:

$$Gws = \beta_{0,f} + \beta_{1,f} GHG + \beta_{2,f} GLG \quad (35)$$

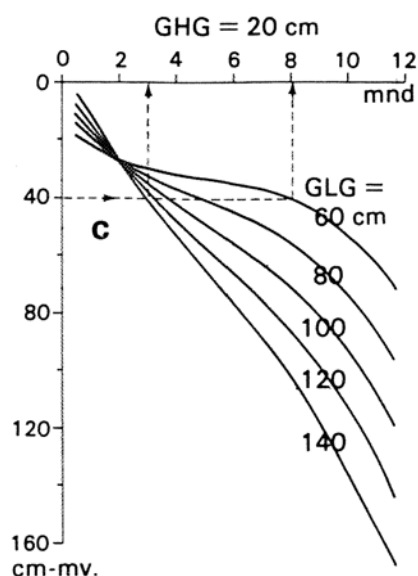
met

$$\beta_{0,f} = 8,9 + 0,1025 T - 1,189 T^2 + 0,08882 T^3$$

$$\begin{aligned}\beta_{1,f} &= 0,97 + 0,01333 T + 0,01583 T^2 + 0,00059 T^3 \\ \beta_{2,f} &= -0,23 + 0,1228 T\end{aligned}$$

waarin

Gws = stand van het grondwater ten opzichte van maaiveld (cm – mv)
 GHG = gemiddeld hoogste grondwaterstand (cm – mv)
 GLG = gemiddeld laagste grondwaterstand (cm – mv)
 T = lengte van de periode waarbij de grondwaterstand ondieper is (maand)



Figuur 8 Grondwaterstandsduurlijnen voor grondwatertrap III

Uit de grondwaterstandsduurlijn wordt voor elke diepte in het profiel berekend hoe lang het grondwater zich op deze diepte bevindt. (De aanleg van buisdrainage in percelen leidt meestal tot een GHG dieper dan 40 cm (Gt IV of Gt VI). Het effect van buisdrainage komt dus tot uitdrukking in de grondwaterstandsduurlijn.)

Vervolgens kan voor ieder tijdvak, bijvoorbeeld in stappen van 2 weken, uit de duurlijn de grondwaterstand afgelezen worden (vgl. 35). Op basis van deze grondwaterstand kan een flux worden berekend met de grondwaterstand-afvoerrelatie (vgl. 28). Door deze fluxen te vermenigvuldigen met de lengte van het tijdvak (2 weken) en de termen te sommeren verkrijgt men de jaarlijkse afvoerflux. Deze flux is gelijk aan het netto-neerslagoverschot verhoogd met de jaarlijkse kwelaanvoer of verlaagd met de jaarlijkse wegzijging uit het perceel naar grotere diepte

Om deze bewerking mogelijk te maken wordt vergelijking 35 zo herschreven dat de periode waarin de grondwaterstand zich gedurende een jaar bevindt, rechtstreeks kan worden berekend als functie van de diepte in het profiel. Dit levert de volgende derdemachtsvergelijking op

$$\alpha_1 T^3 + \alpha_2 T^2 + \alpha_3 T + \alpha_4 = 0 \quad (36)$$

met

$$\alpha_1 = 0,0883 + 0,005993GHG$$

$$\alpha_2 = -1,19 - 0,01583GHG$$

$$\alpha_3 = 1,025 + 0,0133GHG + 0,1225GLG$$

$$\alpha_4 = 8,9 + 0,97GHG - 0,23GLG - D_x$$

Deze vergelijking kan opgelost worden en levert drie wortels op waaronder een reële en twee complexe oplossingen:

$$T_1 = \frac{-\alpha_2}{3\alpha_1} - \frac{2^{1/3}(-\alpha_2^2 + 3\alpha_1\alpha_3)}{3\alpha_1c} + \frac{c}{3\alpha_1 2^{1/3}}$$

$$T_2 = \frac{-\alpha_2}{3\alpha_1} + d_1 \frac{(-\alpha_2^2 + 3\alpha_1\alpha_3)}{3\alpha_1 c 2^{2/3}} - d_2 \frac{c}{6\alpha_1 2^{2/3}}$$

$$T_3 = \frac{-\alpha_2}{3\alpha_1} + d_2 \frac{(-\alpha_2^2 + 3\alpha_1\alpha_3)}{3\alpha_1 c 2^{2/3}} - d_1 \frac{c}{6\alpha_1 2^{2/3}}$$

met

$$c = -2\alpha_2^3 + 9\alpha_1\alpha_2\alpha_3 - 27\alpha_1^2\alpha_4 + (i\sqrt{p})^{1/3} \text{ en}$$

$$p = 4(-\alpha_2^2 + 3\alpha_1\alpha_3)^3 + (-2\alpha_2^3 + 9\alpha_1\alpha_2\alpha_3 - 27\alpha_1^2\alpha_4)^2$$

De grondwaterstandsduurlijnen geven een beschrijving van de grondwaterdynamiek voor de duur van 0,5 tot 11,5 maand. Gedurende een maand per jaar zal het grondwater ondieper of dieper staan dan volgens de duurlijnen wordt aangegeven. Voor diepe grondwaterstanden (duurlijn > 11,5 maand) is dat geen probleem omdat de P afvoer vanuit die zones klein is. Door het verwaarlozen van extreem hoge grondwaterstanden zal de fosfaatafvoer echter worden onderschat, doordat juist in de bovenste bodemlagen veel fosfaat aanwezig is. De informatie over de omvang van de waterfluxen in zeer natte perioden is beperkt. In het model is aangenomen dat de totale waterafvoer in zeer natte perioden gelijk is aan 50 mm bij zeer natte profielen, en exponentieel afneemt met de GHG bij dieper ontwaterde profielen. Voor het berekenen van de waterfluxen in deze periode ($J_{0.5}$ in mm) is de volgende formule gehanteerd:

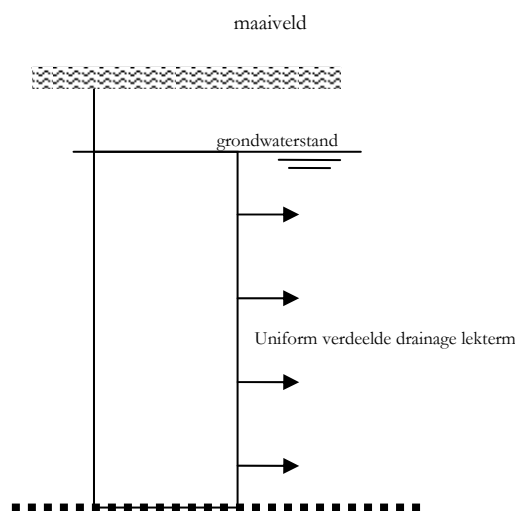
$$J_{0.5} = 5,0 + 45,0 e^{-0,015 GHG} \quad (37)$$

Van deze flux is aangenomen dat 5 mm over het maaiveld afstroomt, van de resterende flux is aangenomen dat deze homogeen verdeeld is over de zone van maaiveld tot de diepte waarop de duurlijn bij een halve maand zich bevindt.

Stroombanenpatroon

In het voorafgaande is een methode voor het berekenen van de waterafvoer afgeleid, maar is nog geen uitspraak gedaan over de diepte waarop het water door de bodem stroomt. De verdeling van de totale waterafvoer over de diepte is nodig om $J(x,t)$ in vgl. 7 te berekenen.

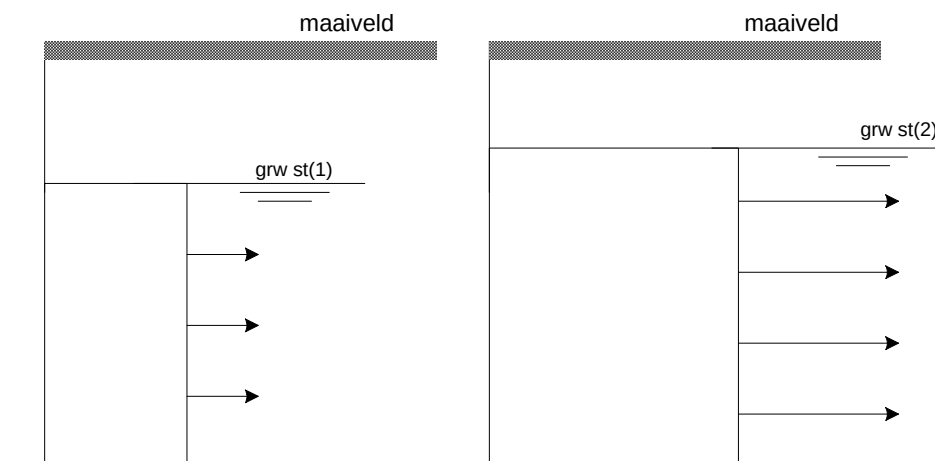
In pseudo tweedimensionale transportmodellen zoals SWAP en ANIMO wordt de verblijftijdspreiding van uittredend grondwater benaderd door middel van een (horizontale drainage) lekterm in de verticale stromingsvergelijking (van Dam et al., 1997; Groenendijk et al., 2005). De totale lekterm is gelijk aan de drainageflux (laterale waterafvoer), en is verdeeld over de diepte. De manier waarop deze lekterm is verdeeld over de diepte heeft invloed op de verdeling van reistijden van het uittredende grondwater. Een uniforme verdeling is het meest eenvoudig en wordt doorgaans gehanteerd voor een enkelvoudig ontwateringssysteem in de genoemde modellen (Figuur 9). Door diverse auteurs is aangetoond dat deze verdeling tot goede resultaten leidt voor situaties waarin de diepte van het bodemprofiel kleiner is dan $\frac{1}{4}$ van de gemiddelde slootafstand tussen de percelen (Ernst, 1973; de Vries, 1975).



Figuur 9 Uniforme verdeelde laterale drainage lekterm zoals gebruikt in SWAP-ANIMO

De grondwaterstand heeft op twee manieren invloed op de verdeling van de drainage lekterm (figuur 10):

- bij hogere grondwaterstanden komt de bovengrens van de zone met laterale stroming ook hoger te liggen
- bij hogere grondwaterstanden neemt de drainafvoer meer dan evenredig toe (figuur 7), met een hogere intensiteit van de drainage lekterm over de gehele diepte als gevolg.



Figuur 10 Verdeling en grootte van de laterale drainage lekterm bij een lagere (links) en een hogere grondwaterstand (rechts)

Voor de bodemzone waarbinnen het totale wateroverschot wordt afgevoerd, wordt aangenomen dat bij wegzijgingsprofielen de meeste afvoer naar de sloot plaatsvindt in de zone tot 1 meter beneden GLG. Het water dat zich dieper bevindt komt via diepere transportbanen (over grotere afstanden) elders in het gebied in het oppervlaktewater terecht. Over het algemeen betreft het hier “geschoond / gefilterd” water (fosfaatarm).

De procedure voor de berekening van het langjarige gemiddelde laterale flux profiel is als volgt:

- bereken het netto neerslagoverschot vermeerderd met de wateraanvoer via kwel of verminderd met de waterafvoer via wegzijging. Dit is het wateroverschot dat lokaal tot afvoer komt;
- maak een beginschatting van de factor κ voor de twee ontwateringsystemen;
- bereken per halve maand (24 tijdvakken) de grondwaterstand en de bijbehorende waterafvoer per laagdikte (bijv. laagjes van 5 cm);
- vergelijk de gesommeerde waterafvoer met het netto-neerslagoverschot;
- stel zo nodig de factor κ bij en herhaal de bovenstaande procedure net zolang tot convergentie is bereikt;
- Voor elk tijdvak van twee weken is nu de grondwaterstand met de bijbehorende waterafvoer beschikbaar;
- Verdeel de waterafvoer per half jaar uniform met de diepte. Hiervoor gelden twee opties:
 - Voor greppels en sloten wordt de grondwaterstand als bovengrens gekozen en wordt de ondergrens gekozen in afhankelijkheid van de aan- of afwezigheid van kwel. Voor profielen zonder kwel of wegzijging is aangenomen dat het waterttransport beperkt is tot de zone tot 0,5 meter beneden GLG. Voor kwelprofielen is aangenomen dat het water wordt afgevoerd in de zone tot 1 meter beneden GHG.
 - Voor percelen met buisdrainage wordt verondersteld dat het gehele wateroverschot via de drainbuizen wordt afgevoerd. De fosfaatconcentratie

wordt bepaald door de gemiddelde fosforconcentratie uit de laag 20 cm boven en 20 cm onder de diepteligging van de drainbuis.

- Sommeer de laterale fluxprofielen per laagdikte over de 24 tijdvakken tot jaarlijkse laterale fluxen per laag.

Voorbeeld

Op een graslandperceel met Gt-III*, zonder drainbuizen en met de hieronder gegeven eigenschappen levert deze procedure de in Figuur 11 getoonde jaarlijkse drainagefluxen op, berekend voor laagjes van 5 cm.

Hydrologische eigenschappen van een grasland locatie met GT III

GHG = 40 cm – mv

GLG = 110 cm – mv

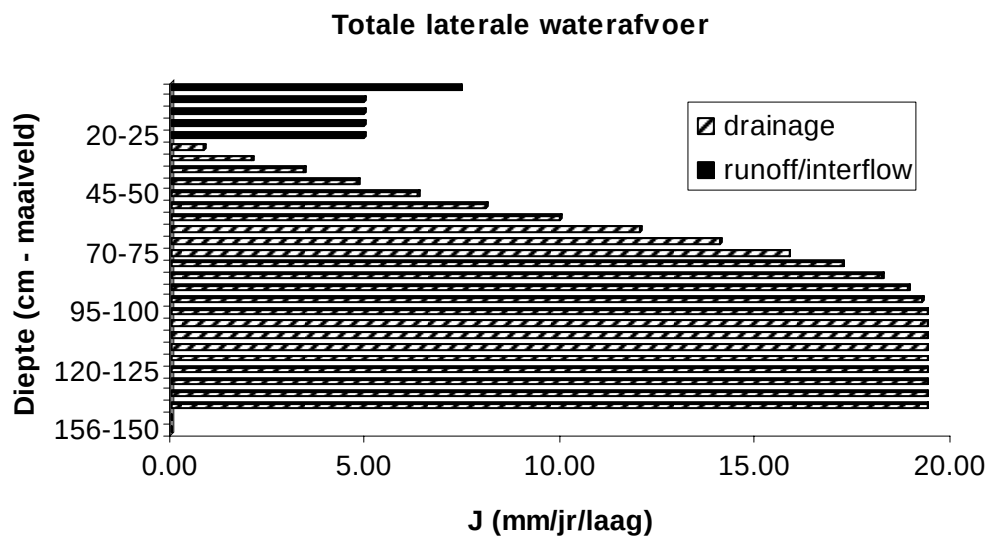
NN = 257 mm jaar⁻¹

Kwel/Wegzijging = 98 mm jaar⁻¹ (positief getal is een kwelsituatie)

h_{d1} = 100 cm – mv

h_{d2} = 40 cm – mv

De dikte van het afwaterende pakket is voor dit kwelprofiel gelijk gesteld aan GHG + 1.0 m dat wil zeggen 1.4 m. De parameter κ is gecalibreerd op de totale laterale waterafvoer (netto neerslagoverschot + kwel) van 355 mm jaar⁻¹ en bedraagt 10.4 d m⁻¹. De weerstanden komen hiermee op 1040 dagen voor systeem 1 en 312 dagen voor systeem 2. Runoff/interflow is berekend met vergelijking 37 en is conform de modelaannamen homogeen verdeeld over de zone tussen maaiveld en de diepte waarop de grondwaterstandsduurlijn voor een halve maand ligt (25 cm).



Figuur 11 Voorbeeld van de verdeling van de laterale waterflux per laag van 5 cm (J , mm jaar⁻¹). Runoff/interflow en drainage als functie van de diepte.

3.6 Berekening fosfaatbelasting oppervlaktewater

Zoals in paragraaf 3.3 is aangegeven kunnen de fosfaatvrachten uit een perceel berekend worden uit het profiel van het verloop van de fosfaatconcentratie met de diepte en de laterale waterafvoer naar het oppervlaktewater met de diepte (vgl. 38).

$$P_{vracht} = \psi \int_0^x \int_0^t C(x,t) \bullet J(x,t) dt dx \quad (38)$$

C = fosfaatconcentratie (mg l⁻¹)

J = waterafvoer (mm jaar⁻¹)

Ψ = omrekeningsfactor van g m⁻² naar kg P ha⁻¹ = 10

Deze vergelijking kan vereenvoudigd worden tot:

$$P_{vracht} = \psi \int_0^x C_{1\text{ jaar}}(z) \bullet J_{1\text{ jaar}}(z) dz \quad (39)$$

In paragraaf 3.4 is de algemene formulering gegeven van het verloop van de fosfaatconcentratie voor de verschillende bodemlagen (i):

$$C(z) = \frac{Q(z)}{K (Q_m - Q(z))} \quad (40)$$

In paragraaf 3.5 is de algemene formulering gegeven van het verloop van de laterale drainageflux voor de verschillende bodemlagen (i):

$$J(z) = q_{dr}(z) T \quad (41)$$

Uit het product van beide volgt op eenvoudige wijze een schatting van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater vanuit een perceel.

Voor een praktijktoepassing dienen de volgende gegevens verzameld te worden:

a) Meting op het perceel:

- fosfaattoestand van de bouwvoor (P_w , P_{ox} , Al_{ox} , Fe_{ox})
- fosfaattoestand van de onderliggende laag (P_w , P_{ox} , Al_{ox} en Fe_{ox})
- GHG en GLG (cm – mv)
- Diepte van de drainagemiddelen (h_{d1} =sloot en/of h_{d2} =greppel)
- Ligging perceel ten opzichte van sloot

b) Algemene kaart informatie

- Achtergrondsconcentratie / waterkwaliteit kwelwater
- Al- en Fe-gehalte van de diepe ondergrond
- De weerstand van de drainagemiddelen (r_1 en r_2). Indien deze niet bekend zijn dan kunnen ze lokaal geschat worden uit de som van het jaarlijkse netto-neerslagoverschot en de jaarlijkse kwel of wegzijging (mm jaar⁻¹) en verhouding van de drainafstand van de beide drainagemiddelen.

In principe kan deze algemene kaartinformatie eenmalig voor de verschillende landschappelijke regio's worden afgeleid. In hoofdstuk 5 is deze methodiek voor een regionale toepassing uitgewerkt.

De methode die hier beschreven is om een fosfaatlekkende grond/perceel te karakteriseren zal worden aangeduid met de Engelse benaming PLEASE (**P**hosphorus **LE**Aching from **S**oils to the **E**nvironment)

Uit de beschrijving in dit hoofdstuk blijkt dat de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater geschat kan worden door zowel het fosfaatconcentratieprofiel in de bodem af te leiden als de laterale waterafvoer uit de verschillende bodemlagen. Voor een goede analyse van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater op perceelsschaal zou feitelijk een volledige tweedimensionale analyse van de stroombanen, en daarmee de stroming van het fosfaattransport door de bodem naar het oppervlaktewater, gekwantificeerd moeten worden. Aanbevolen wordt om een dergelijke studie uit te voeren voor verschillende combinaties van bodemgebruik, bodem en Gt, en de uitkomsten daarvan te vergelijken met deze vereenvoudigde methodiek. Dit om de effecten van deze simplificatie te kwantificeren en mogelijke verbeterpunten aan te brengen. Het lijkt raadzaam om deze vergelijking eerst uit te voeren voordat een test in de praktijk wordt uitgevoerd, zodat het opstellen van een definitief protocol voor fosfaatlekkende gronden goed onderbouwd kan worden.

4 Parameterisatie en onzekerheden

De uitkomsten en de onzekerheden van de voorspelling worden bepaald door:

- de onzekerheid van de lokaal vastgestelde invoerparameters en de gevoeligheid van het model voor deze parameters;
- de onzekerheden van en de gevoeligheid voor de generieke parameters;
- de aannamen in het afgeleide modelconcept.

In dit hoofdstuk zal ingegaan worden op de afleiding van de invoerparameters en de onzekerheid in de lokale invoerparameters en de generieke modelparameters. De aannamen in het model zijn behandeld in hoofdstuk 3 en worden hier verder buiten beschouwing gelaten. In hoofdstuk 5 zal globaal ingegaan worden op de onzekerheden in de afvoerschattingen van de Schuivenbeek.

4.1 Lokale invoerparameters

De methode voor het karakteriseren van fosfaatlekkende gronden berekent op basis van de lokale fosfaattoestand (Pw-getal en fosfaatachtergrondconcentratie) en het fosfaatbindend vermogen van de bodem (Al_{ox} en Fe_{ox}) het fosfaatconcentratieprofiel in de bodem. Op basis van de gemiddeld hoogste (GHG) en gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG), de niveaus van de drainagemiddelen en het netto-neerslagoverschot in combinatie met de mate waarin kwel of wegzijging optreedt wordt de waterflux naar het oppervlaktewater berekend als functie van de diepte. Deze invoergegevens kunnen allemaal lokaal gemeten of afgeleid worden uit literatuurgegevens.

De fosfaattoestand en het fosfaatbindend vermogen kunnen bepaald worden door grondbemonstering en bodemchemische analyses. De onzekerheid in de fosfaattoestand en het fosfaatbindend vermogen wordt bepaald door de steekproeffout en de onnauwkeurigheid van de chemische analyse. Voor Pw-getal en P-Al liggen bij een duplo bepaling de steekproeffout en de analysefout in dezelfde orde van grootte (Brus en Spätjens, 1997). De totale procentuele steekproeffout in bijv. het Pw-getal bedraagt circa 9% (Brus en Spätjens, 1997). De onzekerheid in de oxalaat extractie is iets kleiner dan in het Pw-getal (zie overzicht in Schoumans et al., 2004a), en het is dus aannemelijk dat de steekproeffout van het fosfaatbindend vermogen vergelijkbaar of kleiner is dan van Pw.

De achtergrondconcentratie van fosfaat in het grondwater (op 1 m onder de GLG) kan bepaald worden door bemonstering van grondwater. Als alternatief kan gebruik gemaakt worden van landelijke gegevens van kwelconcentraties zoals deze worden aangetroffen in het grondwatermeetnet van het RIVM, of van kaartmateriaal (bijv. nationale schematisatie van de ondergrond ten behoeve van STONE). Ook voor verschillende geohydrologische situaties in Nederland zijn gegevens beschikbaar (Rozemeijer et al., 2005). De mediane waarden liggen tussen de 0,0 mg l⁻¹ in

Peelhorst en Maasdal tot $0,5 \text{ mg P l}^{-1}$ in de Waddenregio (Rozemeijer et al., 2005). De variatie in de kwelconcentraties is aanzienlijk en het 75 percentiel ligt tussen de $0,0 \text{ mg P l}^{-1}$ op de Peelhorst en $1,1 \text{ mg P l}^{-1}$ in Noord- en Zuid-Holland.

De GHG en GLG kunnen goed in het veld worden geschat aan de hand van bodemkenmerken. De betrouwbaarheid van de schatting hangt af van de bodemeenheid en de Gt. De GHG en GLG kunnen onder natte omstandigheden nauwkeuriger worden geschat dan onder droge omstandigheden. Het 95% betrouwbaarheidsinterval van de GHG schatting ligt tussen de 10-20 cm bij Gt I en II, 15-20 cm bij Gt III en IV, 20-40 cm bij Gt V (van der Gaast et al., 2006). Bij zeer droge gronden (GT VII en VIII) varieert het betrouwbaarheidsinterval meestal tussen de 40 en 60 cm. Het interval kan echter oplopen tot 120 cm in droge keileemprofielen waar hydromorfe kenmerken moeilijk zijn vast te stellen. Het betrouwbaarheidsinterval voor het vaststellen van de GLG ligt meestal zo'n 5 -10 cm hoger.

De niveaus van de drainagemiddelen kunnen in het veld worden bepaald. Indien deze diepten niet bekend zijn kan een vuistregel gebruikt worden waarbij de diepte gerelateerd wordt aan de GHG en GLG. In het hier uitgewerkte voorbeeld is het drainageniveau van het ondiepe drainagemiddel gelijk gesteld aan de GHG. Het drainageniveau van het diepe drainagemiddel is berekend uit de duurlijnen zodat bij ondiepe grondwaterstanden (GLG <120 cm) dit drainagemiddel 6 maanden per jaar watervoerend is en bij diepere grondwaterstanden 9 maanden per jaar. In het laatste geval betreft het hier diep ontwaterde percelen die op grote afstand liggen. In feite zijn de diepten van de ontwateringsystemen regiospecifiek en zouden ze per landschapstype moeten worden vastgesteld.

Indien geen lokale schattingen van de drainageweerstand beschikbaar zijn kunnen deze eenvoudig afgeleid worden uit de som van het jaarlijkse netto neerslagoverschot en de jaarlijkse kwelaanvoer (zie hoofdstuk 3.5). Langjarige netto-neerslagoverschotten kunnen voor verschillende bodem-gewascombinaties redelijk goed geschat worden (van Bakel et al., 2007). Van veel gebieden zijn kwelkaarten beschikbaar waaruit de kwelflux kan worden afgeleid. Het betreft hier echter meestal kwelfluxen op grote diepte, waarvan een deel mogelijk niet afgevoerd wordt naar het lokale oppervlaktewater. Daarnaast kunnen kwelfluxen lokaal sterk verschillen, waardoor het moeilijk is om op basis van de ligging van de locatie de exacte kwelflux uit de kaart af te leiden. Dit probleem kan deels ondervangen worden door de informatie van de kwelkaart te relateren aan de grondwaterstand (bv. door de gemiddelde kwelflux te berekenen voor de verschillende Gt klassen) zodat de lokale informatie over GHG en GLG op een juiste wijze gerelateerd wordt aan de regionale informatie over de kwelflux (zie ook hoofdstuk 5). Het is duidelijk dat de onzekerheid in de omvang van totale waterflux naar het oppervlaktewater toeneemt indien minder lokale informatie voorhanden is over de mate van kwel en wegzijging die in de regio optreedt.

4.2 Generieke modelparameters

Het model maakt gebruik van generieke parameters om, met behulp van de desorptie-eigenschappen van de grond, de fosfaatconcentraties in de bodem te berekenen uit de fosfaattoestand en het fosfaatbindend vermogen (vgl. 8 en 9, hoofdstuk 3.4.2). Voor het berekenen van de laterale waterfluxen wordt gebruik gemaakt van grondwaterstandsduurlijnen. Deze duurlijnen bevatten een aantal (generieke) parameters waarmee op basis van de GHG en GLG het verloop van de grondwaterstand gedurende het jaar kan worden berekend (vgl. 34, hoofdstuk 3.5).

De fosfaatconcentraties in het bodemprofiel worden berekend met behulp van de Langmuir affiniteitconstante (K), de Langmuir desorptieconstante (k_d) en de adsorptiefractie (β). Voor deze parameters zijn dezelfde generieke waarden gebruikt als voor het protocol fosfaatverzadigde gronden (van der Zee et al., 1990a en b). De waarde voor $K = 35 \text{ m}^3 \text{ mol}^{-1}$, $k_d = 0,2 \text{ d}^{-1}$ en $\beta = 0,167$. De Langmuir affiniteitconstante (K) is afgeleid op basis van metingen op ruim 100 kalkloze zandgronden. Het 95% betrouwbaarheidsinterval ligt tussen de 10 en $100 \text{ m}^3 \text{ mol}^{-1}$ (van der Zee et al., 1990a). Voor de constanten k_d en β zijn dergelijke betrouwbaarheidsintervallen niet vastgesteld. Aangenomen mag worden dat β veelal zal variëren tussen 0,1 en 0,2 en k_d tussen 0,14 en $0,26 \text{ d}^{-1}$. Onlangs werden voor 33 veengronden de parameters K en β vastgesteld (Chardon et al., 2007). De K bedroeg $33,4 \text{ m}^3 \text{ mol}^{-1}$, met een standaard fout van 12,7 en β bedroeg 0,041 met een standaardfout van 0,00095. Voor andere gronden zoals kleigronden en kalkhoudende zandgronden zijn de beschikbare metingen vrij beperkt (Schoumans, 2004).

De regressiecoëfficiënten in de relatie voor de duurlijn als functie van GHG en GLG zijn vastgesteld op basis van metingen en analyses door Van der Sluijs (1982) en Van der Sluijs en De Gruijter (1985). In Ten Cate et al. (1995) wordt melding gemaakt van een restspreiding van 12,5 cm voor $f=0,5$ of 11,5 maand en 8,5 cm voor $f=6$ maanden per jaar, waarbij f de tijdsduur in maanden per jaar is waarin de grondwaterstand ondieper is dan een bepaalde waarde.

5 Toepassing voor het Schuitenbeekgebied

Het stroomgebied van de Schuitenbeek bevindt zich in de Gelderse vallei tussen Putten, Nijkerk en Voorthuizen. De Schuitenbeek watert af op het Wolderwijd-Nuldernauw. Het gebied bestaat vrijwel geheel uit zandgronden. Ongeveer 70% van het gebied is cultuurgrond waarvan 80% in gebruik is als grasland.

Aan het einde van de jaren tachtig van de vorige eeuw is in het Schuitenbeekgebied de fosfaattoestand van de bodem in kaart gebracht op basis van een gestratificeerde steekproef (ruim 260 punten; Breeuwsma et al., 1989). Voor de steekproef is het gebied verdeeld in cellen van 2 bij 2 km. Als strata voor de steekproef dienden clusters van bodem en Gt die op basis van de bodemkaart 1:50.000 werden onderscheiden (tabel 1).

*Tabel 1 Onderscheidde Bodem*Gt clusters in het stroomgebied van de Schuitenbeek*

Gt groep	Bodem	Areaal (ha)	Bodemgroep
Nat	(p)Zg, AB	532	Beekeerdgronden, beekvaaggronden en venige beekdalgronden
Matig nat	(p)Zg, AB	354	Zie 1 (p)Zg, AB
	AS	229	Stuifzand
	Hn	1653	Veldpodzol
Nat/Droog	EZ	133	Bruine bekeerd
	Hn, (c)Y	602	Veldpodzol en looppodzol
	zEZ, cHn	897	Zwarte bekeerd en Laarpodzol
Droog	(g)Hd	422	Haarpodzol
	AS	28	Stuifzand
	Hn,(c)Y	2066	Veldpodzol en looppodzol

¹ Gt-groep nat: II, III, IIIb, V, Vb, III/V; matig nat: VI, III/IV, III/VI, V/VI; nat/droog: Associaties van V met VI, VII en/of VIII en droog: VI/VII, VII, VIII, VI/VIII

Van de bemonsterde bodemlagen is de ophoping van (mineraal) fosfaat in de bodem (P_{ox}) en het fosfaatbindend vermogen bepaald (Al_{ox} en Fe_{ox}). Op basis van deze gegevens is de mate van fosfaatverzadiging berekend en is een schatting gemaakt van het areaal fosfaatverzadigde gronden. De destijds verzamelde gegevens zijn gebruikt om de P-lekkage uit het gebied te berekenen met behulp van de PLEASE methode. De P-lekkage is op ieder bemonsterd punt berekend. De gegevens zijn vervolgens geclusterd op basis van bovengenoemde strata.

De met PLEASE berekende P-lekkage kan vergeleken worden met de gemeten fosfaatafvoer bij het benedenstroomse uitstroompunt van de Schuitenbeek, om na te gaan of de ontwikkelde methodiek plausibele resultaten oplevert. Daarbij moet rekening worden gehouden met literatuurgegevens over de retentie die nog in het oppervlaktewater optreedt voor dit gebied.

5.1 Invoergegevens voor berekening P-lekkage

Parameters voor berekening van het fosfaatconcentratieprofiel

Voor het berekenen van het concentratieprofiel zijn de volgende gegevens noodzakelijk:

- Het fosfaatbindend vermogen van de bodem die berekend wordt uit het Al_{ox} en Fe_{ox} gehalte van de lagen 0-20 cm, 20-50 cm, 50 cm tot 1 m beneden GLG (=GLG-1m)
- Pw-getal van de lagen 0-20 en 20-50
- P concentratie op 1 m onder GLG niveau

Het fosfaatbindend vermogen is eind jaren '80 bepaald met een gestratificeerde steekproef waarbij op ruim 260 locaties Al_{ox} en Fe_{ox} werden bepaald in de verschillende bodemlagen. Tijdens deze steekproef werden bodemlagen bemonsterd tot een maximale diepte van 120 cm - mv. Om invoer voor het model te genereren zijn de bemonsterde lagen geaggregeerd naar de 3 modellagen (0-20 cm, 20-50 cm en 50 cm - GLG-1m). Indien de ondergrens van de onderste modellaag dieper ligt dan 120 cm-maaiveld is aangenomen dat het Al_{ox} - en Fe_{ox} -gehalte in deze laag gelijk is aan dat in de onderste bemonsterde bodemlaag.

Helaas is het Pw-getal van de bodemlagen tijdens de steekproef niet vastgesteld. Voor 65% van de profielen kon de Pw van de bodemlagen tot 50 cm - mv nog bepaald worden door analyse van gearchiveerde monsters. Voor de resterende lagen is het Pw-getal geschat op basis van het P_{ox} gehalte. De Pw kan geschat worden op basis van het P_{ox} gehalte volgens (Schoumans et al., 1991):

$$Pw = 0.04 P_{ox} \rho 71 \quad (42)$$

waarin:

Pw = Pw-getal (mg P_2O_5 l⁻¹)

P_{ox} = oxalaat extraheerbaar P (mmol kg⁻¹)

ρ = bulkdichtheid (g cm⁻³)

71 = conversiefactor (van mmol P naar mg P_2O_5)

De factor 0,04 heeft een standaardafwijking van 0,027. De R^2 van de vergelijking bedraagt 0,63.

Het Pw-getal kan ook geschat worden op basis van de fosfaatbezetting van het adsorptiecomplex ($P_{ox}/(Al+Fe)_{ox}$) in de bodem. De relaties tussen Pw-getal en fosfaatbezetting is gebaseerd op twee datasets: een set van 234 monsters van bovengrond en ondergrond (tot 50 cm) op 84 locaties in voornamelijk zandgronden (Lexmond et al., 1982) en een set van 74 monsters van de bovengrond (0-30 cm) van zandgronden (Schoumans et al., 1991). Op basis van beide datasets is de volgende relatie afgeleid (Chardon, 1994):

$$P_w = 481 \left(\frac{P_{ox}}{(Al + Fe)_{ox}} \right)^{1.43} \quad (43)$$

waarin:

P_w	= Pw-getal	(mg P_2O_5 l ⁻¹)
P_{ox}	= oxalaat extraheerbaar P	(mmol kg ⁻¹)
$(Al+Fe)_{ox}$	= som van Al_{ox} en Fe_{ox}	(mmol kg ⁻¹)
ρ	= bulkdichtheid	(g cm ⁻³)
481	= conversiefactor	

De R^2 van deze vergelijking bedraagt 0,87.

Bij lage gehalten van Al_{ox} en Fe_{ox} is het verschil tussen beide methoden beperkt. Bij hoge $(Al+Fe)_{ox}$ -gehalten (> 150 mmol kg⁻¹) leidt formule 42 tot een overschatting van het Pw-getal in situaties met een lage verzadigingsgraad.

Voor de schatting van het Pw-getal zou formule 43 de voorkeur genieten. In dit geval is uit pragmatische overwegingen echter gebruik gemaakt van een combinatie van beide formules en wel zodanig dat normaliter het Pw-getal berekend wordt volgens vergelijking 42, maar bij $(Al+Fe)_{ox}$ -gehalten boven de 150 mmol kg⁻¹ volgens vergelijking 43. Deze methode is gekozen omdat formule 42 simpeler is en gebruikt is voor het analyseren van de onzekerheden in de berekende afvoer. Alleen bij hoge $(Al+Fe)_{ox}$ -gehalten (zoals in ijzerrijke oerlagen) ontstaan irreële Pw-getallen. Deze treden niet op met vergelijking 43.

De P concentratie op 1 m onder GLG is gelijk gesteld aan 0,023 mg P l⁻¹ op basis van de mediane kwelconcentratie in midden Nederland (Rozemeijer et al., 2005).

Parameters voor het berekenen van de laterale drainage

Voor het berekenen van de laterale drainage zijn de volgende gegevens noodzakelijk:

- GHG en GLG
- Diepte van de drainagemiddelen
- Weerstand van de drainagemiddelen of het netto neerslagoverschot en de kwelflux

De GHG en GLG zijn tijdens de steekproef op de boorpunten vastgesteld aan de hand van hydromorfe kenmerken.

De diepte van de drainagemiddelen was niet bekend en is geschat met behulp van een vuistregel waarbij de diepte gerelateerd wordt aan de GHG en GLG (zie hoofdstuk 4.1. Het drainageniveau van het ondiepe drainagemiddel is gelijk gesteld aan de GHG. Het drainageniveau van het diepe drainagemiddel wordt berekend uit de grondwaterstandsduurlijnen zodanig dat bij ondiepe grondwaterstanden (GLG <120 cm) dit drainagemiddel 6 maanden per jaar watervoerend is en bij diepe grondwaterstanden 9 maanden per jaar.

Voor het vaststellen van de weerstanden van de drainagemiddelen kon gebruikt gemaakt worden van een kaart met drainageweerstand (van der Gaast et al., 2007).

De nauwkeurigheid van deze kaart was echter te gering om deze direct te kunnen koppelen aan de puntgegevens van GHG en GLG. In plaats daarvan is gebruik gemaakt van het netto neerslagoverschot voor de verschillende gewassen (tabel 2) en een kwelkaart van het gebied (zie ook hoofdstuk 4). Het netto neerslagoverschot van het gebied is gebaseerd op een jaarlijkse neerslag van 750 mm (De Bilt) en landelijk gemiddelde evapotranspiratie voor de verschillende gewassen (van Bakel et al., 2007). De kwelkaart is gebaseerd op regionale berekeningen met SWAP voor het stroomgebied van de Schuitenbeek (Jansen et al., 2006) De kwelkaart is vervolgens geclusterd naar groepen van grondwatertrappen (Tabel 2).

Tabel 2 Netto neerslagoverschot en kwel (mm jaar⁻¹) voor verschillende vormen van landgebruik en groepen van grondwatertrappen in het Schuitenbeekgebied

	Netto neerslagoverschot			Kwelflux ¹⁾
	Gewas			
Gt groepering ²⁾	Gras	Maïs	Akkerbouw	
Nat	257	383	348	98
Gemiddeld	239	326	291	-5
Droog	246	312	289	-174

¹ Postieve flux is kwel, negatieve flux is wegzijging,

² nat: grondwatertrappen (Gt) I, II, II*, III en III*, gemiddeld: Gt IV, V, V*, VI en droog: Gt VII en VII*

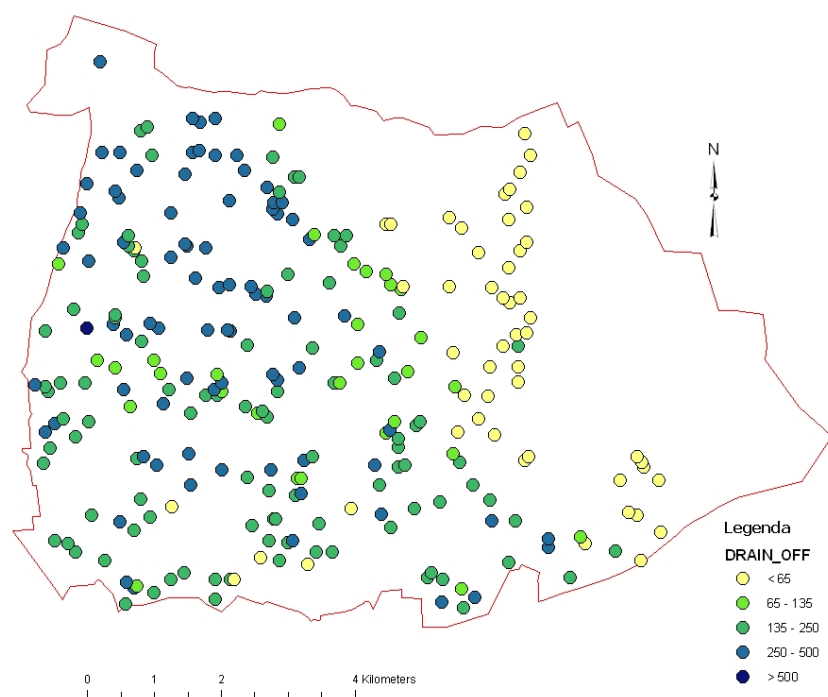
5.2 Resultaten

Berekende waterfluxen, fosfaatconcentraties, fosfaatfluxen

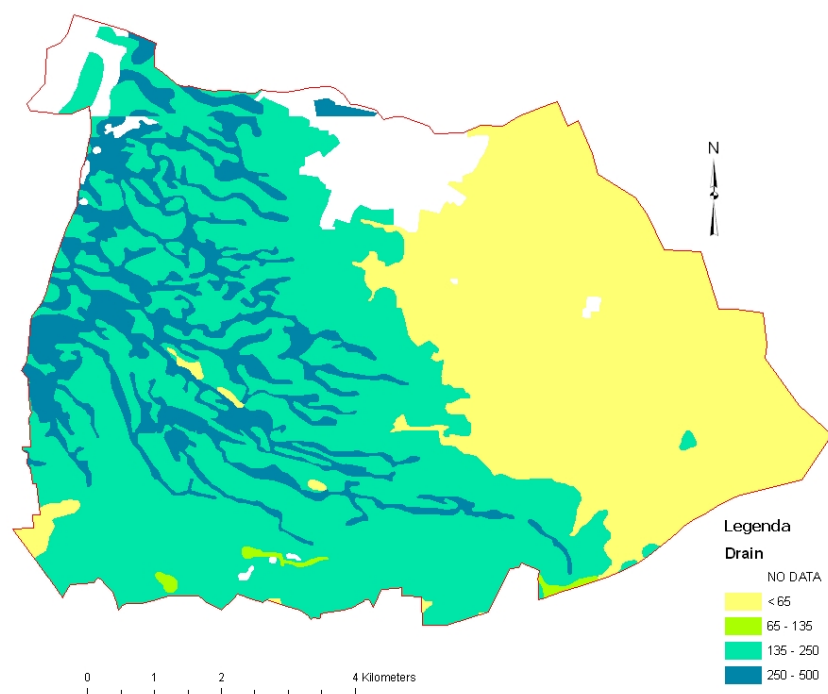
De met PLEASE berekende waterflux naar het oppervlaktewater is gemiddeld 206 mm jaar⁻¹ (tabel 3). Het 5- en 95-percentiel van de berekende waterfluxen zijn respectievelijk 27 en 356 mm jaar⁻¹. Lage fluxen worden gevonden op de Veluwe aan de oostzijde van het stroomgebied. Hoge fluxen treden op aan de (noord-)westkant van het gebied in de beekdalen van de Schuitenbeek en de verschillende zijbeken (figuur 12a en b).

Tabel 3 Berekende gemiddelde, mediaan, 5 en 95% van de water- en fosfaatflux (n=260) naar het oppervlaktewater en de fosfaatconcentraties in het stroomgebied van de Schuitenbeek

	Waterflux mm jaar ⁻¹	Fosfaatafvoerflux kg P ha ⁻¹ jaar ⁻¹		Concentratie mg P l ⁻¹	
		Totaal-P	Ortho-P	Totaal-P	Ortho-P
Gemiddelde	206	0.7	0.4	0.29	0.18
Mediaan	233	0.4	0.2	0.19	0.09
5%	27	0.0	0.0	0.11	0.02
95%	356	1.8	1.5	0.60	0.49



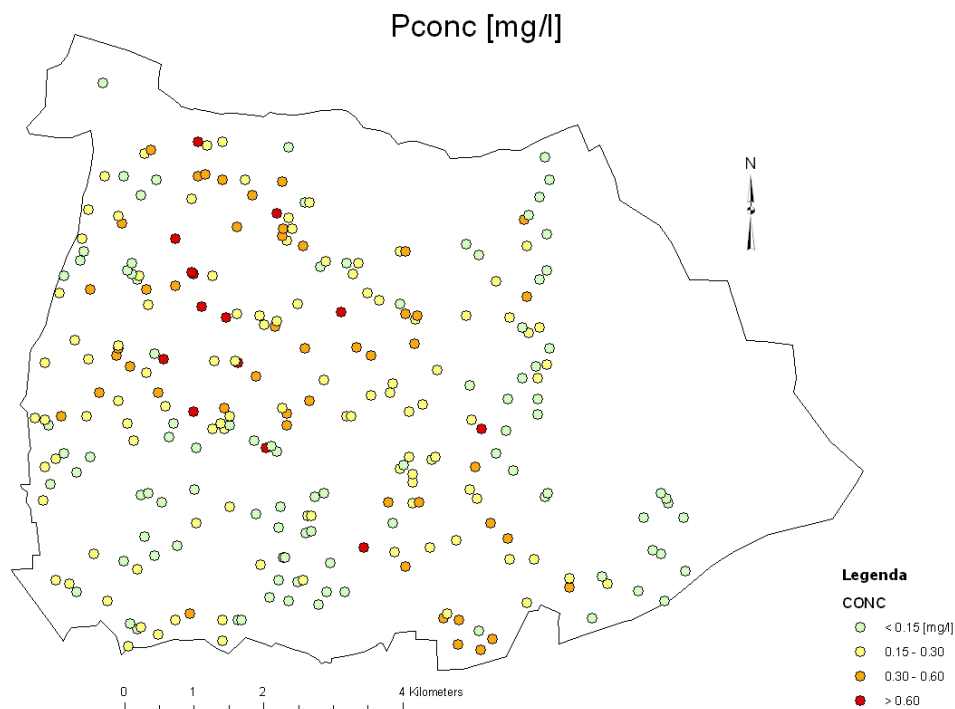
Figuur 12a Berekende waterfluxen (mm jaar⁻¹) naar het oppervlaktewater voor de onderzochte locaties in het Schuilenbeekgebied..



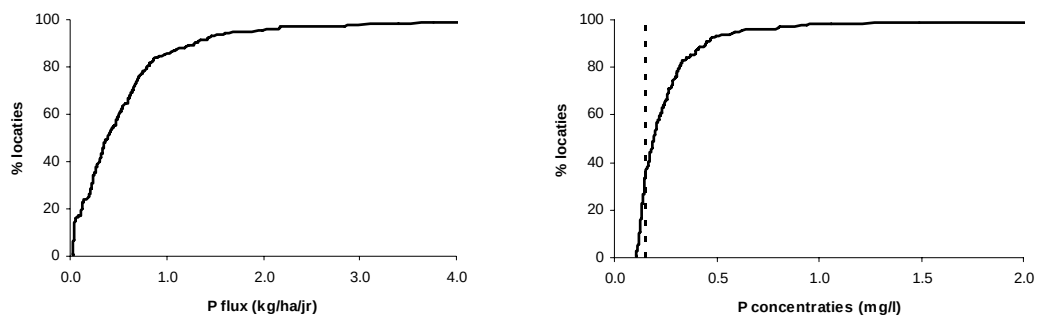
Figuur 12b Berekende gemiddelde waterfluxen (mm jaar⁻¹) geaggregeerd naar bodem-Gt cluster

De berekende gemiddelde fosfaatconcentratie (totaal-P) in het uitspoelende water bedraagt 0,3 mg P l⁻¹ (tabel 3; figuur 13). Op 33% van de locaties ligt de concentratie in het uitspoelende water lager dan 0,15 mg l⁻¹, de richtinggevende waarde voor totaal-P in het oppervlakte water (figuur 14). Hogere concentraties komen voor in het landbouwgebied in het westen van het stroomgebied maar ook hier zijn op veel plaatsen de concentraties lager dan 0,3 mg l⁻¹ (figuur 13). Zeer hoge concentraties (> 0,6 mg l⁻¹) komen lokaal voor in het noordwesten van het stroomgebied. Deze punten bevinden zich vooral in natte gronden waar water uitspoelt door de fosfaatrijke bovengrond.

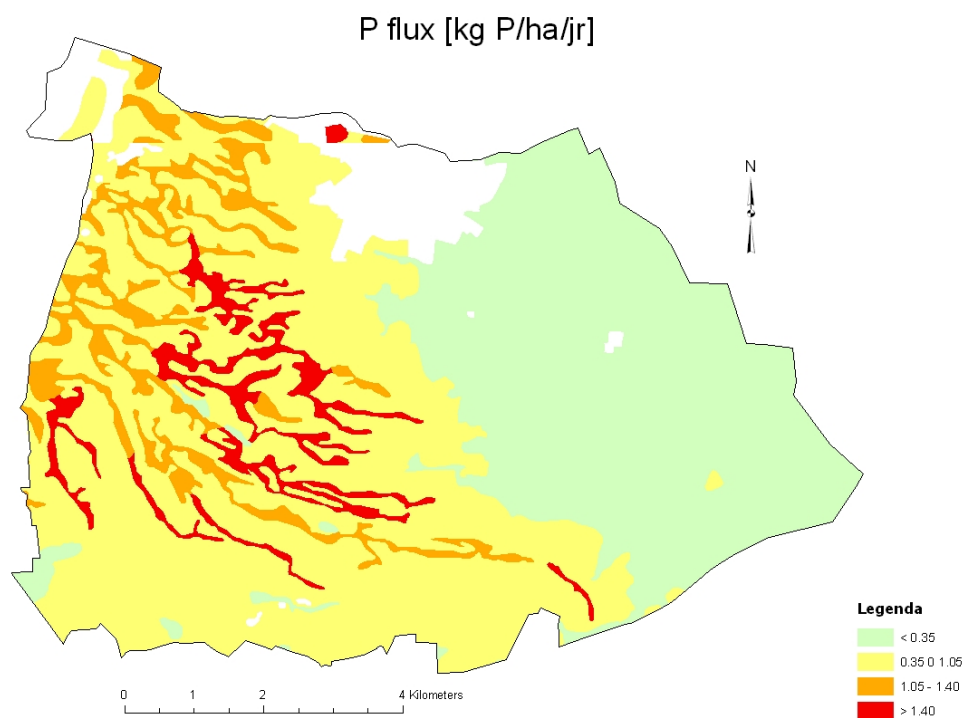
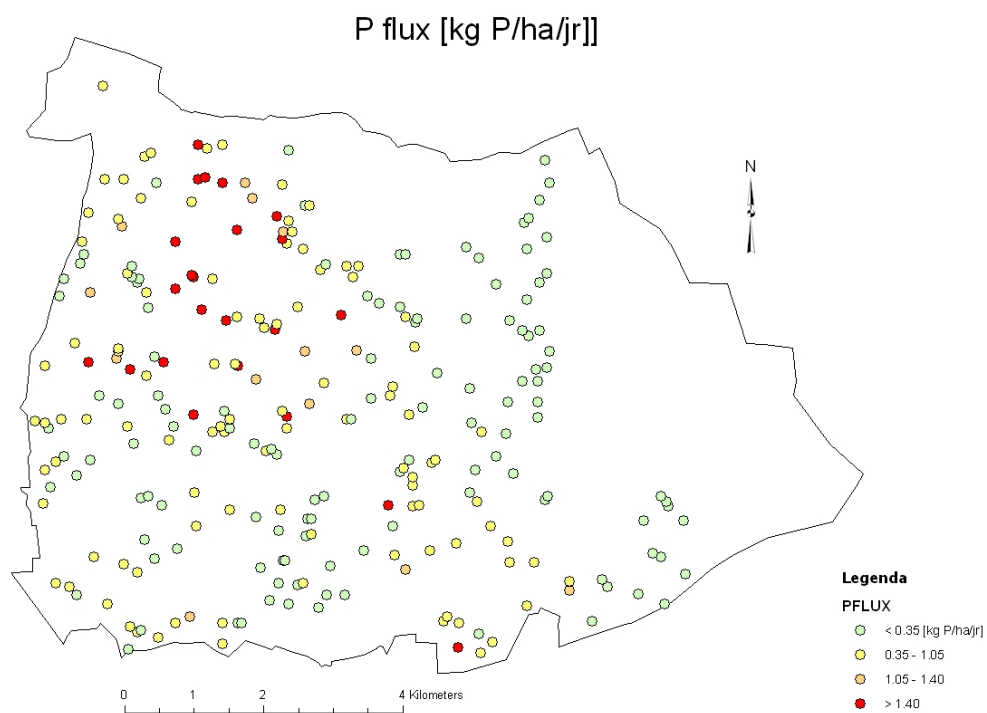
De fosfaatuitspoeling (n=260 locaties) bedraagt gemiddeld 0,7 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹, de mediaan ligt lager op 0,4 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹. Op 75% van de locaties is de P uitspoeling lager dan 0,7 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹ en het 95 percentiel ligt op 1,8 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹ (Figuur 14). Het patroon van de fosfaatuitspoeling (figuur 15) lijkt veel op dat van de waterfluxen (Figuur 12) en wordt gekenmerkt door hoge fluxen in de beekdalen in het noordwesten en zeer lage fluxen op de Veluwe in het oosten van het gebied. Binnen het gebied met hoge waterfluxen liggen echter duidelijk delen met hoge uitspoeling (rode kleuren, >1,4 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹) en delen met lagere uitspoelingsfluxen (gele kleuren). Relatief lage fluxen worden vooral in het zuidelijk deel van het gebied aangetroffen.



Figuur 13 Totaal-P concentraties (mg P l⁻¹) in het uitspoelende water voor de onderzochte locaties in het Schuilenbeekgebied



Figuur 14 Cumulatieve frequentieverdeling van de totale P uitspoeling (links) en de fosfaatconcentratie in het uitspoelende water (rechts)



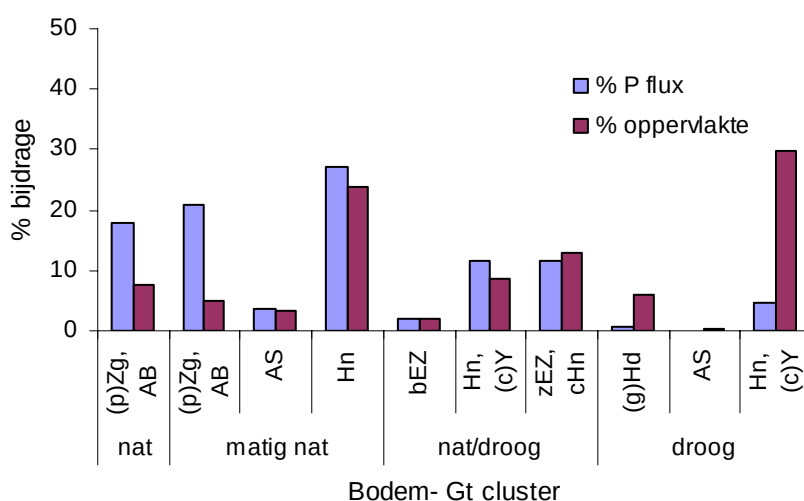
Figuur 15 Berekende fosfaatfluxen naar het oppervlaktewater voor de onderzochte locaties in het Schuivenbeekgebied (boven) en de gemiddelde P-fluxen per bodem-Gt cluster.

Totale P-afvoer uit het stroomgebied van de Schuitenbeek

Het debiet en de fosfaatafvoer is continu gemeten bij het uitstroompunt van de zuidelijke tak van de Schuitenbeek (punt 25210: Jansen et al., 2006). Om met PLEASE de totale fosfaatvrucht voor dit deel van het Schuitenbeekgebied te schatten moeten de puntgegevens opgeschaald worden naar vlakdekkende informatie. De opschaling is uitgevoerd op basis van de gemiddelde fosfaatflux per bodem-Gt cluster. Deze gemiddelde waarden zijn vervolgens gebruikt om de totale afvoer van het Schuitenbeek gebied te schatten. Op deze wijze wordt een totale P-afvoer berekend van 2435 kg P jaar⁻¹ en een waterafvoer van 7.7 miljoen m³ jaar⁻¹. De waterafvoer en de fosfaatafvoer zijn beide iets (12%) lager dan de gemeten afvoer van de Schuitenbeek van 8.8 miljoen m³ jaar⁻¹ en 2768 kg P jaar⁻¹ in de periode 1998-1994. (Jansen et al., 2006).

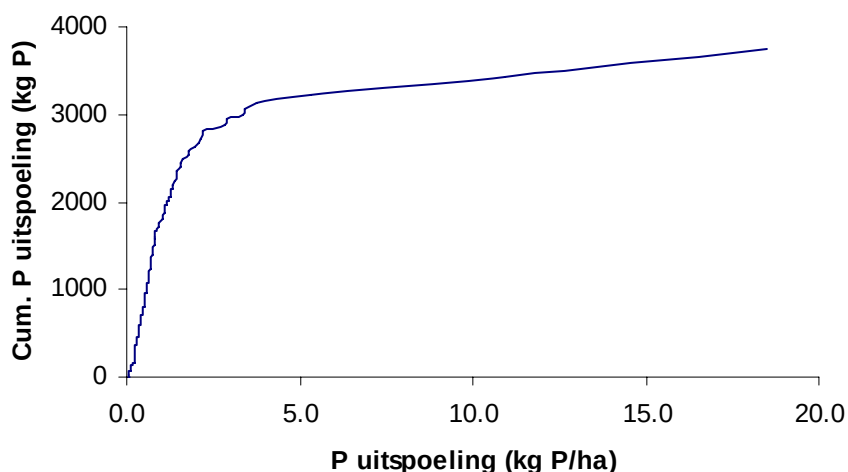
In de praktijk zal een deel van het fosfaat dat uitspoelt in de sloot worden vastgelegd (retentie) door opname via de afvoer van slootvegetatie of binding aan het slib. De naar vlak geaggregeerde berekeningen van PLEASE is lager dan de geschatte belasting van het oppervlaktewater op basis van de berekende afvoer. Dit verschil neemt toe als er ook rekening wordt gehouden met retentie. De afwijking tussen beide schattingen kan veroorzaakt worden door een onderschatting van de uitspoeling met PLEASE, door onnauwkeurigheden in het bepalen van de afvoer van het stroomgebied, onzekerheid in de grote van de retentie of als gevolg van het feit dat de bijdrage van andere bronnen (erfafvoeren, ongerioleerde lozingen e.d.) niet meegenomen is. Een onderschatting van de belasting van het oppervlaktewater met PLEASE kan te wijten zijn aan onzekerheden in modelinvoer of modelparameters, aannamen / vereenvoudigingen die gemaakt zijn. Vervolgens kunnen nog discrepanties optreden bij het interpoleren van de puntinformatie naar vlakdekkende informatie.

Voor het totale stroomgebied van de Schuitenbeek wordt de hoogste gemiddelde en mediane P-afvoer wordt gevonden op het cluster met natte (gem. 1,3 en mediaan 0,7 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹) en matig natte eerdgronden en beekdalgronden (gem. 2,2 en mediaan 0,8 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹). Deze twee clusters zorgen voor 39% van de gemiddelde P-afvoer terwijl zij slechts 12% van het oppervlakte van het stroomgebied innemen (Figuur 16). De bijdrage van de overige matige natte gronden (stuifzanden en veldpodzolen) aan de P belasting (31 %) is vrijwel evenredig met de oppervlakte (27%) van deze clusters. De gemiddelde uitspoeling op deze clusters bedraagt 0,6 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹. Hetzelfde geldt voor de categorie met associaties van natte en droge gronden. De gemiddelde uitspoeling op deze clusters bedraagt 0,6 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹. De droge gronden dragen duidelijk minder bij (6%) aan de P uitspoeling dan op basis van de oppervlakte (36%) verwacht mag worden.



Figuur 16 Bijdrage van de verschillende bodem-Gt clusters aan de P belasting van het oppervlaktewater en het aandeel van de clusters aan het totale oppervlak van het Schuitenbeek gebied. Voor namen clusters zie tabel 1.

Uit bovenstaande cijfers blijkt dat een belangrijk deel van het oppervlak van het Schuitenbeekgebied een matige uitspoeling heeft en dat een klein areaal natte gronden naar verhouding veel bijdraagt aan de belasting van het oppervlaktewater.



Figuur 17 Cumulatieve fosfaatbelasting van het Schuitenbeekgebied als functie van de uitspoeling van de verschillende locaties zoals berekend met PLEASE.

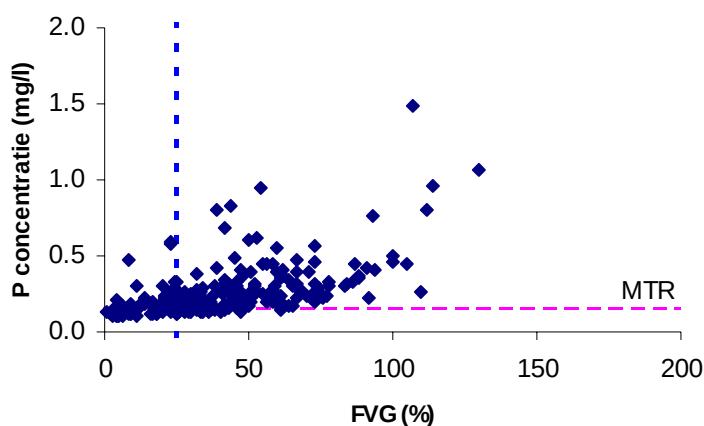
De belangrijke rol van gronden met een matige uitspoeling komt ook naar voren als de bijdrage van de verschillende percelen aan de totale belasting wordt geanalyseerd (Figuur 17). Bij de constructie van deze figuur is er vanuit gegaan dat elk punt in een bodem-Gt cluster een evenredig deel van het oppervlakte van het cluster vertegenwoordigt. Uit deze figuur blijkt dat 25% van de belasting van de Schuitenbeek afkomstig is van percelen met een uitspoeling van minder dan 0,5 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹, 50% van de belasting komt van percelen met een uitspoeling van minder

dan 1 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹ en 75 % van de fosfaatbelasting is afkomstig van percelen met minder dan 2,8 P ha⁻¹ jaar⁻¹.

Zijn de fosfaatverzadigde gronden fosfaatlekkend?

In de jaren '80 is een methodiek ontwikkeld om gebieden met verhoogde risico's voor fosfaatsuitspoeling in kaart te brengen aan de hand van de fosfaatverzadigingsgraad (FVG, zie ook hoofdstuk 1). Met die methode kunnen percelen/gebieden in kaart worden gebracht die een *potentieel* risico vormen voor de belasting van het oppervlaktewater. Met de in dit rapport beschreven methode kunnen percelen in kaart worden gebracht waarvan de *actuele* concentratie in het uitspoelende water boven een bepaalde concentratie ligt. In dit kader is het interessant om te weten of deze nieuwe methode leidt tot andere inzichten mbt risicogebieden dan de methode van de fosfaatverzadigde gronden.

De met PLEASE berekende gemiddelde fosfaatconcentratie in het uitspoelende water van de bemonsterde punten neemt toe met de verzadigingsgraad (Figuur 18). Een hogere FVG leidt in de meeste gevallen tot een hogere P concentratie in het uitspoelende water. De variatie in berekende fosfaatsuitspoelingconcentraties is vooral bij een hoge fosfaatverzadiging aanzienlijk en relaties (lineair of exponentieel) tussen FVG en de P concentraties in het uitspoelende water zijn dan ook matig ($r^2 < 0.35$).



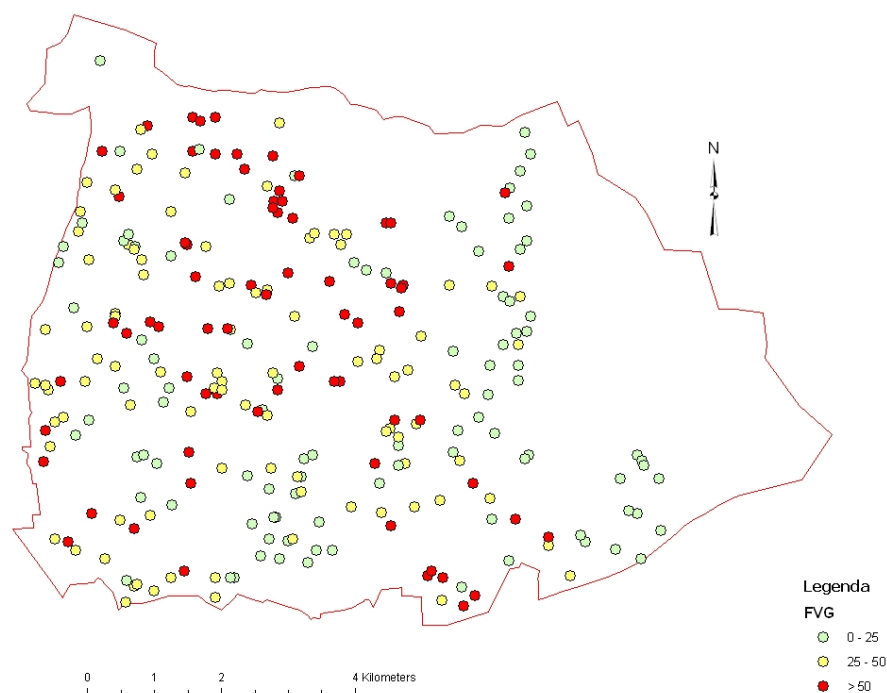
Figuur 18 Relatie tussen fosfaatverzadigingsgraad (FVG,%) en de door PLEASE berekende fluxgewogen gemiddelde concentratie in het uitspoelende water voor de 260 locaties in het Schuitenbeekgebied, en de grenswaarden voor fosfaatverzadigde gronden en de MTR waarde voor totaal-P concentraties in het oppervlaktewater.

Van de 260 locaties in het Schuitenbeek waarbij de fosfaatverzadigingsgraad is bepaald en de fosfaatsuitspoeling is berekend met PLEASE blijkt dat 64% van de locaties fosfaatverzadigd is en dat 67% van de locaties een gemiddelde uitspoelingconcentratie hebben van meer dan 0,15 mg P/l. Van de fosfaatverzadigde gronden blijkt 8% een fosfaatconcentratie in het uitspoelende water te hebben van minder dan 0,15 mg/l. Van de niet fosfaatverzadigde gronden blijkt dat 11% van de fosfaatconcentraties toch boven de MTR waarden ligt. Van deze groep blijkt echter een groot deel de MTR waarde maar licht te overschrijden (mediane uitspoelings-

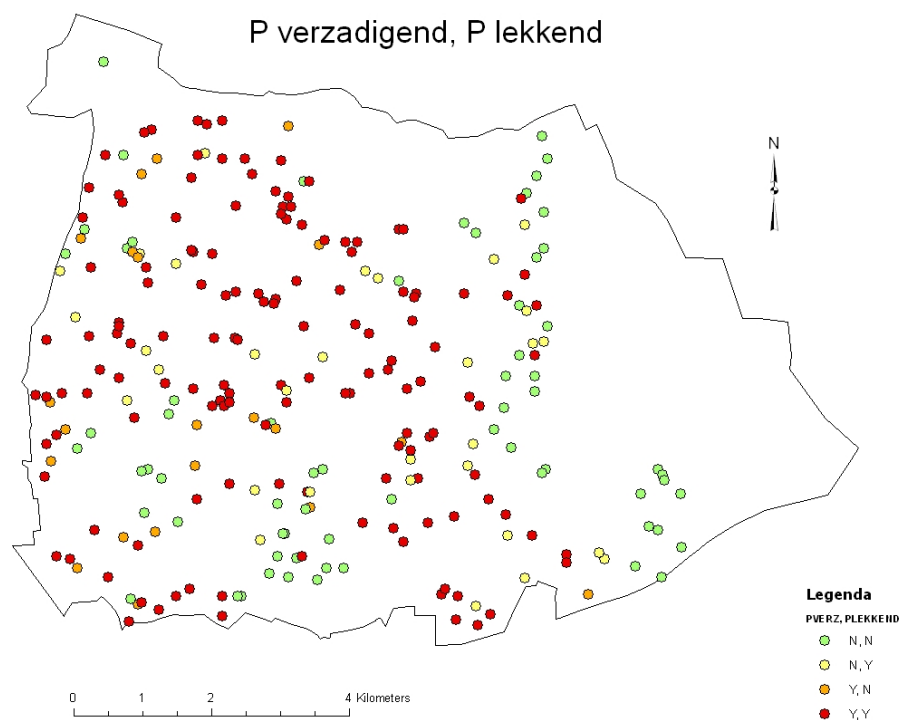
concentratie $0,18 \text{ mg l}^{-1}$). Het vóórkomen van verschillen in de resultaten van beide methodieken kent een aantal mogelijke oorzaken. De belangrijkste zijn:

- bij PLEASE wordt de verdeling van fosfaat met de diepte bepaald aan de hand van metingen, terwijl bij het protocol fosfaatlekkende gronden uitgegaan wordt van een homogene verdeling van het fosfaat over de zone tot GHG.
- bij PLEASE wordt de concentratie in oplossing berekend met behulp van het Pw-getal, terwijl in het protocol fosfaatlekkende gronden P_{ox} gebruikt wordt om de concentratie te berekenen. Het Pw-getal geeft een directere schatting van de actuele P concentraties in het bodemvocht (Schoumans, 1997; Schoumans en Groenendijk, 2000). Bij het berekenen van de fosfaatconcentratie uit P_{ox} wordt een grove aanname gedaan over de verhouding reversibel/irreversibel gebonden P.

Daarnaast wordt vooral bij lage concentraties rond of beneden de MTR waarde de uitkomst beïnvloed door de wijze waarop totaal-P berekend wordt uit ortho-P. Het protocol fosfaatlekkende gronden neemt een verhouding van 2:3 aan voor ortho-P: totaal-P. In PLEASE wordt totaal-P berekend met vergelijking 21. Dit leidt tot een verhouding ortho-P:totaal-P van 1:2 bij een ortho-P concentratie van $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ waardoor eerder de grens van $0,15 \text{ mg l}^{-1}$ totaal-P wordt overschreden.



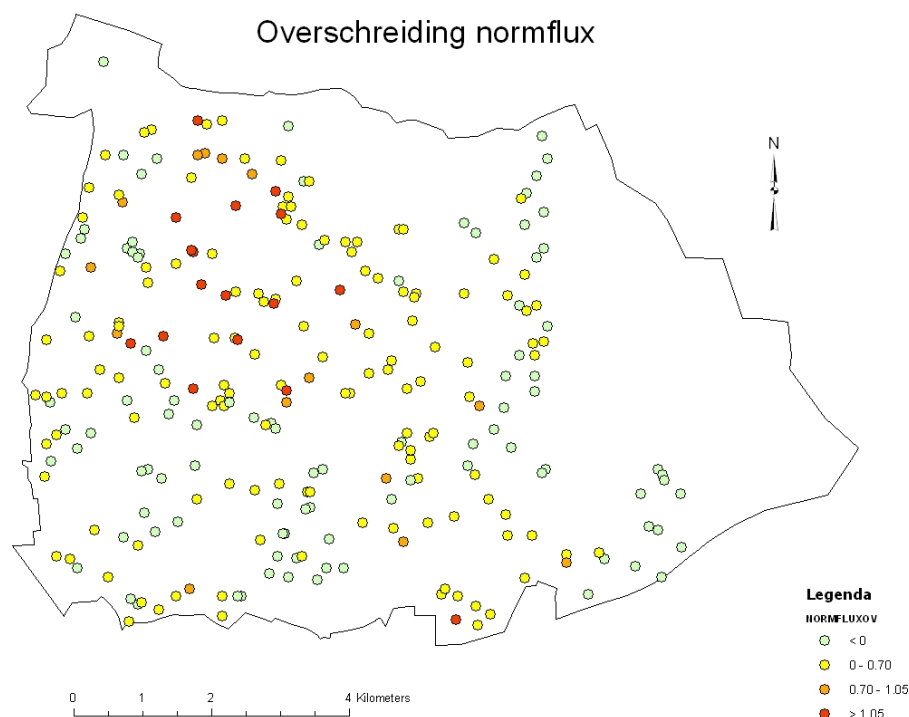
Figuur 19 Fosfaatverzadigingsgraad van de bemonsterde locaties in het Schuitembeekgebied



Figuur 20 Overzicht van de ligging van fosfaatverzadigde gronden ($P_{verz} = 'Y'$) en gronden waarbij de uitspoelingsconcentratie boven de MTR waarde ($0,15 \text{ mg l}^{-1}$) ligt ($P_{lek} = 'Y'$)

Figuur 19 geeft een beeld van de FVG van de locaties en Figuur 13 een beeld van de gemiddelde fosfaatconcentratie van het uit- en afspoelingswater. Figuur 20 geeft een regionaal beeld van de mismatch tussen FVG 25% en een gemiddelde totaal P-concentratie van $0,15 \text{ mg P l}^{-1}$. Niet lekkende en niet verzadigde gronden (groene kleur) komen vooral voor op de drogere gronden in het oosten en zuiden van het stroomgebied. Het aantal lekkende locaties die ook fosfaatverzadigd zijn (rode kleur) treden vooral op in het noordelijke en westelijke deel van het stroomgebied. De lekkende gronden die niet-fosfaatverzadigd zijn (gele kleur) en de combinatie fosfaatverzadigd en niet-lekkend komen verspreid over het gebied voor.

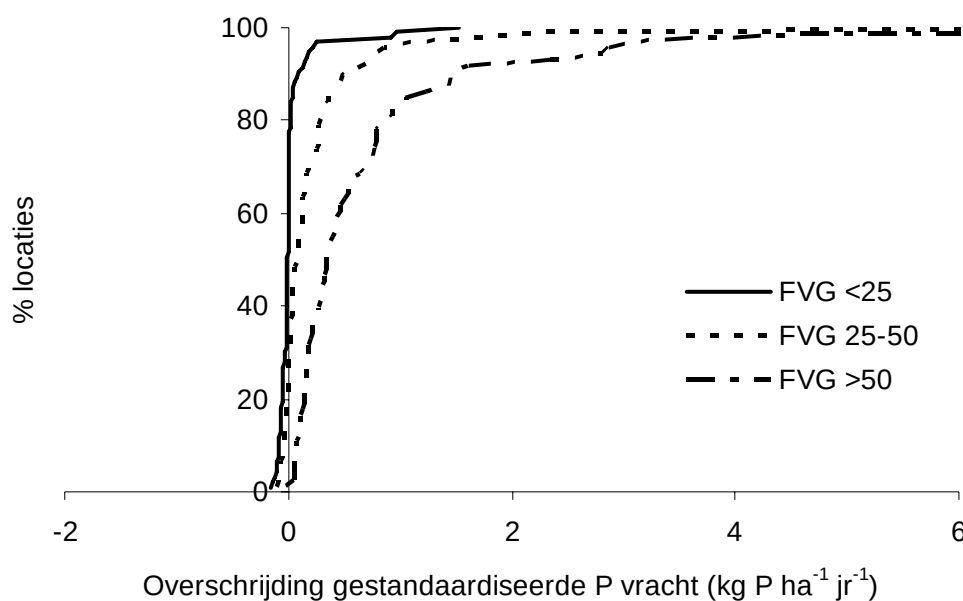
Voor de Kaderrichtlijn water (KRW) is het relevant welke gebieden/locaties sterk bijdragen aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Een locatie met een gemiddelde uitspoelingsconcentratie boven de $0,15 \text{ mg P l}^{-1}$ in combinatie met een lage waterafvoer draagt in beperkte mate bij aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Figuur 15 geeft een beeld van de met PLEASE berekende fosfaatvrachten van de bemonsterde locaties in het Schuivenbeekgebied. Vooral in de relatief natte delen van het Schuivenbeekgebied (gronden met een hoge grondwaterstand) worden hoge fosfaatvrachten berekend.



Figuur 21 Overschrijding van de gestandaardiseerde fosfaatvracht op de onderzochte locaties in het Schuitenbeekgebied

Indien verondersteld wordt dat de gemiddelde fosfaatconcentratie van het uit- en afspoelende water niet hoger mag liggen dan $0,15 \text{ mg l}^{-1}$ totaal-P, dan kan voor alle locaties berekend worden in welke mate deze norm wordt overschreden. Hiervoor is voor elke locatie een gestandaardiseerde P-vracht uitgerekend op basis van het lokale neerslagoverschot (tabel 2) en de MTR waarde van $0,15 \text{ mg l}^{-1}$. De mediane gestandaardiseerde P-vracht voor het Schuitenbeek gebied bedraagt $0,35 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ en varieert tussen $0,04 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ op de droogste gronden en $0,97 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ op de natste locaties.

Figuur 21 geeft van de afzonderlijke locaties de overschrijding van de gestandaardiseerde P-vracht weer. Op de niet-fosfaatverzadigde gronden (FVG < 25%) is op 31% van de locaties de uitspoelingsflux hoger dan de gestandaardiseerde P-vracht (figuur 22). Het 90 percentiel van de overschrijdingen bedraagt $0,10 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Op de matig fosfaatverzadigde gronden (FVG 25-50%), bedraagt de mediane overschrijding $0,07 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ en liggen de 10 en 90 percentielen op resp. $-0,04$ en $0,51 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Op een deel (10%) van de zwaar fosfaatverzadigde gronden (FVG > 50%) loopt de overschrijding van de gestandaardiseerde fosfaatvracht op tot meer dan $1,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. De mediane overschrijding bedraagt op deze gronden $0,34 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Op de betreffende locatie wordt de gestandaardiseerde fosfaatvracht met een factor twee overschreden.



Figuur 22 Cumulatieve frequentieverdeling van de afwijking tussen de P uitspoelingsflux en de gestandaardiseerde fosfaatvracht (flux bij een MTR waarde van 0.15 mg/l) voor niet fosfaatverzadigde gronden, matig fosfaatverzadigde en sterke fosfaatverzadigde gronden.

Tot slot wordt opgemerkt dat de bijdrage van een locatie aan de fosfaatvracht die geheel benedenstrooms uit het gebied wordt afgevoerd, ook afhankelijk is van de ligging in het gebied. Een deel van het fosfaat in het oppervlaktewater wordt namelijk weggevangen door planten of blijft achter in de waterbodem (dit wordt retentie genoemd). Naarmate de afstand tussen de locaties en het uitstroompunt groter is, zal meer fosfaat onderweg worden weggevangen; dit aspect is in deze studie niet meegenomen. Het kan bij stroomgebiedanalyses wel gebeuren zodat uiteindelijk een effectieve bijdrage van een locatie aan de vracht op het benedenstroomse uitstroompunt aangegeven kan worden (in verband met bijv. het afwentelingprincipe).

Onzekerheid in de berekende totale P-afvoer

De totale P-afvoer van de Schuitenbeek is bepaald door de waterfluxen en totaal-P-concentraties die voor de verschillende locaties zijn berekend, geclusterd naar de bij de bemonstering gedefinieerde 10 clusters van bodem en Gt combinaties (tabel 1). De variatie binnen de clusters is aanzienlijk en de P-vrachten zijn voor een aantal clusters zeer scheef verdeeld waardoor het gemiddelde mogelijk geen goed beeld geeft van de afvoer van het cluster.

De onzekerheid in de met PLEASE berekende P-afvoer wordt behalve door de wijze van opschaling beïnvloed door de invoergegevens, modelparameters, gemaakte aannamen/versimpeling van de werkelijkheid. Om een indruk te geven van de onzekerheid van de modeluitkomsten is voor een beperkt aantal parameters de

invloed op de P-uitspoeling bepaald. Deze analyse is uitgevoerd voor Pw, de kwelconcentratie, de grondwaterstand en het fosfaatbindend vermogen. Onzekerheden in de andere parameters of onzekerheden die voortkomen uit het modelconcept (bv. interpolatie P-gehalte met de diepte) zijn vooralsnog niet bestudeerd.

Het model is gerund met (i) hoge en lage kwelconcentraties, (ii) hogere en lagere grondwaterstanden, (iii) hogere en lagere Pw-getallen, en (iv) een hoger en lager fosfaatbindend vermogen. Deze parameters zijn onzeker doordat ze niet op het perceel gemeten zijn (kwelconcentraties, deel van de Pw's) of door de onzekerheid in ruimte (Gt, fosfaatbindend vermogen). Daarnaast kunnen onnauwkeurigheden in de bepaling een rol spelen. In deze eerste analyse is hierin geen onderscheid gemaakt. De invloed van de factoren is afzonderlijk bepaald en geeft slechts een grove indruk van de te verwachten onzekerheid. Voor de kwelconcentraties is gebruik gemaakt van het 25 en 75 percentiel voor midden Nederland van resp. 0,006 en 0,046 mg l⁻¹ (Rozemeijer et al., 2005). De GHG en GLG zijn voor deze berekeningen met resp. 10 cm verhoogd of verlaagd. Voor de schatting van de boven- en ondergrens van het Pw-getal is gebruik gemaakt van het gemiddelde en de standaardafwijking in de parameter die de relatie weergeeft tussen Pw-getal en P_{ox}. Het gemiddelde bedroeg 0,04 en de standaardafwijking 0,027. Voor de gevoeligheidsanalyse is de coëfficiënt daarom gevarieerd tussen de 0,013 en 0,067 (zie ook vergelijking 42). Het fosfaatbindend vermogen is met 20% verhoogd en verlaagd

Tabel 4 Invloed van kwelconcentratie, Gt en Pw-getal en het fosfaatbindend vermogen op de gemiddelde berekende afvoer van de Schuitenbeek.

Parameter	Verandering in P afvoer			
	ondergrens		bovengrens	
	(kg P jaar ⁻¹)	%	(kg P jaar ⁻¹)	%
kwelconcentratie	-197	-5	184	5
Gt	-13	-0	550	15
Pw	-1685	-45	8885	236
Fosfaatbindend vermogen	802	21	-476	-13

De onzekerheid in de kwelconcentratie heeft een vrij geringe ($\pm 5\%$) invloed op de berekende fosfaatafvoer (Tabel 4). Een verhoging van de grondwaterstand, door het aannemen van een 10 cm hogere GHG en GLG leidt tot een toename van de berekende afvoer met 15%. Een verlaging van de grondwaterstand heeft nauwelijks invloed op de afvoer. De schatting van het Pw-getal uit P_{ox} is zeer bepalend voor de berekende verliezen: lagere Pw waarden leiden tot een 45% lagere afvoer en hogere Pw waarden tot een 236% hogere P afvoer. Een juiste bepaling van het Pw-getal is dus essentieel voor een betrouwbare berekening van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Naast het Pw getal heeft ook het fosfaatbindend vermogen duidelijk invloed op de berekende P-afvoer. Een 20% lager fosfaatbindend vermogen leidt tot een 21 % hogere P afvoer. Een 20% hoger fosfaatbindend vermogen leidt tot een verlaging van de uitspoeling met 13%. Op grond van deze ruwe gevoeligheidsanalyse wordt geconcludeerd dat voor toepassingen in de praktijk het van cruciaal belang is dat het Pw-getal wordt gemeten, daarnaast is een redelijke schatting van het fosfaatbindend vermogen essentieel.

6 Conclusies en aanbevelingen

Nagegaan is in hoeverre het mogelijk is om de actuele fosfaatuitspoeling vanuit een perceel naar het oppervlaktewater op eenvoudige wijze te kwantificeren aan de hand van meetbare en karteerbare kenmerken.

De ontwikkelde methode, genaamd PLEASE (**P**hosphorus **LEA**ching from **S**oils to the **E**nvironment), berekent de fosfaatvracht naar het oppervlaktewater op basis van het produkt van het fosfaatconcentratieprofiel in de bodem en de laterale waterafvoer met de diepte. De ontwikkelde methode is volledig gebaseerd op de beschrijving van fosfaatreactiemechanismen in de bodem die ook ten grondslag liggen aan de definitie van een fosfaatverzadigd perceel en in het nationale nutriëntenemissie model voor landbouwgronden (STONE) is geïmplementeerd.

Verder is afgeleid dat een vrij ontwaterend perceel zonder buisdrainage niet fosfaatlekkend is indien de afstand van de perceelsrand tot de sloot meer dan 10 meter (dun watervoerend pakket) of 30 meter (diep watervoerend pakket) is. Voor een perceel dat via een buisdrainagesysteem wordt gedraineerd geldt dit niet.

De perceelskenmerken die vastgesteld dienen te worden om de P uitspoeling te kwantificeren, zijn:

- Pw-getal van de lagen 0-20 en 20-50 cm
- Oxalaatextraheerbaar Al en Fe van dezelfde lagen
- GHG en GLG
- Diepte van de drainagemiddelen (sloten en/of greppels)
- Perceelsafstand tot de sloot en/of aanwezigheid van buisdrainage

Voor de verschillende landschappelijke regio's in Nederland dient aanvullend de volgende informatie beschikbaar te zijn.

- Jaarlijkse netto neerslagoverschot (bodem – gewascombinaties)
- Jaarlijkse kwelaanvoer van water (voor groepen van grondwatertrappen)
- Fosfaatachtergrondconcentratie in de diepere ondergrond (1 m onder GLG niveau)
- Oxalaatextraheerbaar Al en Fe in de ondergrond (dieper dan 50 cm) voor de verschillende geologische formaties.

Om na te gaan welke problemen in de praktijk kunnen worden waargenomen, is de methode toegepast in het Schuitenbeekgebied waar ruim 260 locaties in het verleden zijn bemonsterd. Niet alle bovenstaande parameters waren bekend. Met name het Pw-getal moest op een deel van de locaties geschat worden uit P_{ox} , Al_{ox} en Fe_{ox} die wel waren gemeten.

Aan de zuidelijke tak van de Schuitenbeek wordt voor de periode 1989-1994 op basis van afvoermetingen een fosfaatafvoer geschat van $2768 \text{ kg P jaar}^{-1}$ (continue

meetpunt). De naar vlak geaggregeerde fosfaatuitspoeling uit de bodem, berekend met PLEASE op basis van puntgegevens, levert een waarde van 2435 kg P jaar⁻¹. De met PLEASE berekende afvoer is (12%) lager dan de totale geschatte belasting van het oppervlaktewater. Ook de waterafvoer is 12 % lager dan de gemeten afvoer van het stroomgebied. Indien rekening gehouden wordt met een retentie van fosfaat in het oppervlaktewater, wordt een hogere totale fosfaatvracht uit het gebied verwacht. Het verschil tussen de geschatte belasting in het Schuitenbeekgebied en de verwachte belasting kan voortkomen uit modelaannamen, gehanteerde generieke modelparameters in plaats van regio specifieke modelparameters, de opschaling van punt/perceel naar gebied, het verwaarlozen van lokale bronnen aan de totale belasting van het oppervlaktewater en/of onzekerheid in de 'gemeten' fosfaatvrachten.

Het ruimtelijk beeld van de fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater in het Schuitenbeekgebied geeft een beeld dat ook redelijkerwijs verwacht mag worden. Een verhoogde fosfaatbelasting van het oppervlaktewater treedt op in gebieden met hoge grondwaterstanden in combinatie met gronden met een hoge fosfaatverzadigingsgraad. Deze gronden zijn voornamelijk gelegen in de beekdalen in het noordwestelijk deel van het stroomgebied. In dit deel van het gebied komen relatief veel gronden voor met een FVG > 50 %. In dit gebied komen ook de gronden voor met de hoogste overschrijding van de gestandaardiseerde fosfaatvracht (fosfaatvracht bij een concentratie van 0,15 mg l⁻¹). De mediane overschrijding bedraagt op deze gronden 0,34 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹. Hiermee wordt de gestandaardiseerde fosfaatvracht met bijna een factor twee overschreden. Plaatselijk loopt de overschrijding van de gestandaardiseerde fosfaatvracht op tot meer dan 7 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹.

Om vast te stellen of PLEASE in de praktijk ook geschikt is om lokaal (perceelsniveau) de actuele fosfaatvracht in te schatten dient een toetsing plaats te vinden voor de afzonderlijke combinaties van fosfaattoestand, grondwatertrap, ontwatering en landgebruik. Hierbij dient wel rekening gehouden te worden met de onzekerheden in parameters die er zijn (modelinvoergegevens van de locaties en modelparameters en regio specifieke kenmerken). Aanbevolen wordt om ook de methodiek te vergelijken met een twee-dimensionale analyse, omdat de uitspoeling vanuit een perceel via verschillende stroombanen verloopt. Tevens wordt aanbevolen om een vergelijking met STONE uit te voeren omdat de methode een simplificatie is van de processen die in STONE beschreven zijn.

Aanbevolen wordt om voor de verschillende landschappelijke regio's eenmalig de belangrijkste gebiedskenmerken vast te leggen die als basisinformatie voor PLEASE gehanteerd worden.

Tevens wordt aandacht gevraagd voor de wijze waarop de invloed van maaiveldafvoer (runoff) kan worden ingebracht in de bestaande methodiek. Hierbij dient rekening gehouden te worden met de effecten van de verdeling van de neerslagintensiteit in ruimte en tijd.

Tot slot wordt opgemerkt dat met de PLEASE methodiek het eenvoudige mogelijk is om het effect van maatregelen op perceelsschaal door te rekenen. Dit is van belang omdat de effectiviteit van maatregelen op verschillende schaalniveaus anders uitwerkt gelet op de wijze van hydrologische schematisatie en ontwatering op verschillende schaalniveaus. Voor wat betreft de maatregelen kan o.a. gedacht worden aan lagere fosfaatgiften dan de gewasafvoer op fosfaatlekkende gronden (verlaging van het fosfaatophoping of Pw-getal, Chardon et al., 2008) of maatregelen die ingrijpen op waterafvoeren (bijv. in het kader van natuurontwikkeling of anti-verdrogingsmaatregelen waarbij de GHG en de GLG worden verhoogd).

Literatuur

75/442/EG. Europese Unie. Kaderrichtlijn Afvalstoffen.

2000/60/EG. Europese Unie. Kaderrichtlijn Water.

76/464/EG. Europese Unie. Richtlijn gevaarlijke stoffen lozingen oppervlaktewater

Anderson, G., et al., 1974. A comparison of the sorption of inorganic ortho-phosphate and inositol hexaphosphate by six acid soils. *Journal of Soil Science* 25: 51-62.

Appelt, H., N.T. Coleman & P.F. Pratt, 1975. Interactions between organic compounds, minerals and ions in volcanic-ash-derived soils: II. Effects of organic compounds on the adsorption of phosphate. *Soil Science Society of America Proceedings* 39: 628-630.

Atkinson, R.J., A.M. Posner & J.P. Quirk, 1972. Kinetics of heterogeneous isotopic exchange reactions. Exchange of phosphate at the, α -FeOOH aqueous solution interface. *J. Inorg. Nuclear Chem.* 34: 2201-2211.

Bakel, P.J.T. van, H.Th.L. Massop, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors & T. Kroon, 2007. Actualisatie Hydrologie voor Stone 2.3; Aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets. Wageningen, Wettelijk Onderzoekstaken Natuur en Milieu, Wageningen, WOT-rapport 57

Bakel, P.J.T. van, 1986. Planning, design and operation of surface water management systems. A case study. Proefschrift Landbouw Hogeschool, Wageningen.

Barrow, N.J., 1983. On the reversibility of phosphate sorption by soils. *Journal of Soil Science* 34: 751-758.

Boer, W.A. de, G.L. Negate, H.P. Oosterom & J. Pankow, 1996. Afvoer van water, stikstof en fosfaat in het Schuitenbeek – stroomgebied. Deel 2: Beekafvoeren 1988-1994. DLO-Staring Centrum, Wageningen, rapport 424.2

Breeuwsma, A. & J. Lyklema, 1973. Physical and chemical adsorption of ions in the electrical double layer on hematite (α -Fe₂O₃). *J. Colloid Interface Sci.*, 43: 437-448.

Breeuwsma, A., & O.F. Schoumans, 1986. Fosfaatophoping en -uitspoeling in de bodem van mestoverschotgebieden. Bodembeschermingsreeks, nummer 74. Staatsuitgeverij 's-Gravenhage.

Breeuwsma, A., J.G.A. Reijerink, O.F. Schoumans, D.J. Brus & H. van der Loo, 1989. Fosfaatbelasting van bodem, grond- en oppervlaktewater in het stroomgebied van de Schuitenbeek. Staring Centrum Wageningen, Rapport 10.

Brus, D.J. & L.E.E.M. Späthjens, 1997. Een nieuwe steekproefstrategie voor de inventarisatie van de fosfaattoestand van percelen. Rapport 516.1, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Bruggenwert, M.G.W. 1972. Adsorption of aluminium ions on the clay mineral montmorillonite. Agric. Res. Rep. No. 768. Wageningen.

Cate, J.A.M ten, A.F. van Holst & H. Kleijer, 1995. Handleiding bodemgeografisch onderzoek : richtlijnen en voorschriften Technisch Document 19. DLO-Staring Centrum, Wageningen.

CBS, 2007. Statline, CBS. Voorburg.

Chardon, W.J., 1994. Relationship between phosphorus availability and phosphorus saturation index. Rapport 19, AB-DLO, Haren.

Chardon, W.J, G. Mol, C. van der Salm & F. Sival., 2007. De sorptie van ortho-PO₄ in veengronden en kalkrijke zandgronden en het belang van organisch gebonden P. Alterra rapport 1480, Alterra, Wageningen.

Chardon, W.J., M. Pleijter, C. van der Salm, O.F. Schoumans & O. Oenema Milieukundige gevolgen van aanscherping en differentiatie van fosfaat-gebruiksnormen in de landbouw. Alterra rapport 1571., Alterra, Wageningen.

Cuttle, S.P., 1983. Chemical properties of upland peats influencing the retention of phosphate and potassium ions. Journal of Soil Science 34: 75-82.

Dam, J.C. van, J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat, P.E.V. van Walsum, P. Groenendijk & C.A. van Diepen. Theory of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment. Technical Document 45. DLO-Winand Staring Centre, Wageningen.

Daughy, J.L., 1930. The fixation of phosphate by a peat soil. Soil Science 29: 23-35.

Dijk, H. van, 1971a. Colloid chemical properties of humic matter. In: McLaren, A.D. and J. Skujins (Eds.). Soil biochemistry. Vol. 2. Marcel Dekker, New York:16-35.

Dijk, H. van, 1971b. Cation binding of humic acids. Geoderma 5:53-67.

Dormaer, J.D., 1963. Humic acid associated phosphorus in some soils of Alberta. Can. J. Soil Sci. 43: 235-241.

Ernst, L.F., 1962. Groundwater flow in the saturated zone and its calculation when horizontal parallel open conduits are present. Pudoc, Wageningen. Verslagen Landbouwkundige Onderzoekingen no. 67.15.

Ernst, L.F., 1973. Calculation of transport time of groundwater in the saturated zone, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Nota755. in Dutch

Freese D., van Riemsdijk W.H. & S.E.A.T.M van der Zee (1995) Modeling phosphate-sorption kinetics in acid soils. *European J Soil Science* 46: 239–245.

Gaast, J.W.J. van der, H.R.J. Vroon & M. Pleijter, 2006. De grondwaterdynamiek in het waterschap Regge en Dinkel. Rapport 1335, Alterra, Wageningen.

Gaast, J.W.J. van der, H.Th.L. Massop, H.R.J. Vroon & I.G. Staritsky, 2007. Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken. *H₂O* 19: 65-68.

Gerritse, R.G., 1977. Phosphorus compounds in pig slurry and their retention in the soil. In: *Utilization of manure by land spreading*. (Voorburg, ed.). CEC publication EUR 5672e: 257-277.

Groenendijk, P., L.V. Renaud & J. Roelsma, 2005. Prediction of Nitrogen and Phosphorus leaching to groundwater and surface waters; Process descriptions of the animo4.0 model. Wageningen, Alterra, rapport 983, 114 pp.

Haan, F.A.M. de, 1965. The interaction of certain inorganic anions with clays and soils. *Agr. Res. Rep.* 655, Wageningen.

Haan, F.A.M. de, & W.H. van Riemsdijk, 1986. Behaviour of inorganic contaminants in Soil. In: *Contaminated Soil* (J.W. Assink and W.J. van den Brink, eds.) Martinus Nijhoff Publ., Dordrecht: 19-32.

Jansen, H.C., M.E. Sicco Smit, T.P. Leenders, F.J.P. van der Bolt & L.V. Renaud, 2006. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitembeek. Monitoring stroomgebieden 8-II, Wageningen, Alterra, Alterra rapport 1387.

Kaila, A., 1959. Retention of phosphate by peat samples. *J. Sci. Agr. Soc. Finland*, 31(3): 215-225.

Lookman, R., 1995. Phosphate chemistry in excessively fertilised soils. Ph. D. thesis Catholic University of Leuven, Leuven, Belgium.

Madrid, L. & P. de Arambarri, 1985. Adsorption of phosphate by two iron oxides in relation to their porosity. *Journal of Soil Science*, Vol. 36: 523-530.

Mandel, R. & A. Islam, 1979. Inositol phosphate esters in some surface soils of Bangladesh. *Geoderma* 22: 315-321.

Parfitt, R.L., R.J. Atkinson & R.St.C. Smart, 1975. The mechanism of phosphate fixation by iron oxides. *Soil Sci. Soc. Am. Soc.*, 39: 837-841.

Parfitt, R.L., A.R. Fraser, J.D. Russell & V.C. Farmer, 1977. Adsorption on hydrous oxides. II. Oxalate, benzoate and phosphate on gibbsite. *J. Soil Sci.*, 28: 40-47.

MNP, 2004. Mineralen beter geregeld. Milieu en Natuurplanbureau. Milieu en Natuurplanbureau, Rapportnr. 500031001, RIVM, Bilthoven. 170 p.

MNP, 2007. Werking van de Meststoffenwet 2006. Overgang van verliesnormenstelsel naar een gebruiksnormenstelsel: evaluatie van werking in verleden (1998-2005), heden (2006-2007) en toekomst (2008-2015) Milieu- en Natuurplanbureau (MNP), Bilthoven, MNP-publicatienummer 500124001

NMP4, 2001. Vierde Nationaal Milieubeleidsplan 4. 'Een wereld en een wil: werken aan duurzaamheid'.

Riemsdijk, W.H. van, 1979. Reaction Mechanisms of phosphate with $\text{Al}(\text{OH})_3$ and a sandy soil. Ph.D. thesis, Agricultural University, Wageningen.

Rozemeijer, J., J. Griffioen & H. Passier, 2005. De concentratie van fosfaat in regionaal kwelwater in Nederland, TNO rapport 005.105B0710, TNO, Utrecht.

Saunders, W.M., 1965. Phosphate retention by New Zealand soils and its relationship to free sesquioxides, organic matter and other soil properties. New Zealand Journal of Agricultural Research 8: 30-57.

Schalscha, E.B., P.F. Pratt, T. Kingo & J. Amar. 1972. Effect of phosphate salts as saturating solutions in CEC determinations. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36: 912-914.

Schnitzer M. & Kahn, S.U., 1972. Humic Substances in the Environment. Dekker, New York.

Schnitzer M. & Kahn, S.U., 1978. Soil organic matter. Elsevier, Amsterdam.

Schoumans, O.F., 1995. Beschrijving en validatie van de procesformulering van de abiotische fosfaatreacties in kalkloze zandgronden. DLO Winand Staring Centre, Rapport 381, Wageningen, The Netherlands.

Schoumans, O.F., 1997. Relation between phosphate accumulation, soil P levels and P leaching in agricultural land. Rapport no. 146. Staring Centrum Wageningen.

Schoumans, O.F., 1999. Beschrijving van het gedrag van anorganisch fosfaat in veengronden. Alterra Rapport 522.

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

Schoumans, O.F. & R. Kruijne, 1995. Onderzoek naar maatregelen ter vermindering van de fosfaatuitspoeling uit landbouwgronden. Eindrapport. Rapport no. 374. Staring Centrum Wageningen.

Schoumans, O.F., & P. Lepelaar, 1995. Emissie van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt. Procesbeschrijving van het gedrag van anorganisch fosfaat in kalkrijke zandgronden. Rapport 387.1. Alterra, Wageningen.

Schoumans, O.F., 1997. Relation between phosphate accumulation, soil P levels and P leaching in agricultural land. Staring Centrum Wageningen, Rapport no. 146, 47 pp.

Schoumans, O.F. & P. Groenendijk, 2000. Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. J. Environ. Qual. 29 (2000), 1: 111-116.

Schoumans, O.F. & W.J. Chardon, 2003. Risk assessment methodologies for predicting phosphorus losses. Journal of plant nutrition and soil science 166 (4; aug): 403-408

Schoumans, O.F., A. Breeuwsma, A. El Bachrioui-Louwerse & R. Zwijnen, 1991. De relatie tussen bodemvruchtbaarheidsparameters Pw- en Pal-getal, en fosfaatverzadiging bij zandgronden. Rapport 112, Staring centrum, Wageningen.

Schoumans, O.F., W. de Vries & A. Breeuwsma, 1986. Een fosfaattransportmodel voor toepassing op regionale schaal. Stiboka, Rapport nr. 1951.

Schoumans, O.F., P.A.I. Ehlert & W.J. Chardon, 2004a. Evaluatie van methoden voor het karakteriseren van gronden die in aanmerking komen voor reparatiebemesting. Rapport 730.3. Alterra, Wageningen

Schoumans, O.F., L. Renaud, H.P. Oostrom & P. Groenendijk, 2004b. Lot van het fosfaatoverschot. Rapport 730.5. 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.

Sluijs, P. van der, 1982. De grondwatertrap als karakteristiek van het grondwaterstandsverloop. H₂O 15: 42-46.

Sluijs, P. van der, 1990. Grondwatertrappen; in: W.P. Locher en H. de Bakker (red.), Bodemkunde van Nederland. Deel 1, Algemene bodemkunde. Malmberg, Den Bosch.

Stevenson F.J. and M.S. Ardakani, 1972. Organic matter reactions involving micronutrients in soils. In: Mortvedt, J.J., P.M. Giordano and W.L. Lindsay (Eds.): Micronutrients in agriculture. Proc. Symp. Muscle Shoals, Alabama. S.S.S.A. Madison: 79-114.

TCB (Technische Commissie Bodembescherming), 1990. Advies van de Technische Commissie Bodembescherming ten behoeve van de hantering van het protocol fosfaatverzadigde gronden. Advies aan de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 6-3-1990.

TK 2003-2004, 28385, nr. 26. Brief van de Minister van LNV en de Staatssecretaris van VROM aan de Tweede Kamer inzake het mest- en mineralenbeleid vanaf 2006

TK 2003-2004, 28385, nr. 37. Brief van de Minister van LNV en de Staatssecretaris van VROM aan de Tweede Kamer inzake het mest- en mineralenbeleid vanaf 2006 en de aanscherping van de normen.

Vries, J.J. de, 1975. Some calculations methods for the determination of travel times of groundwater, AQUA-VU, series A, Vol. 51, pp 3-15.

Willems, W.J., Schoumans, O.F. & G. Velthof, 2005. Milieukwaliteit en verlies-normen: achtergrondrapport deelproject Milieu van de Evaluatie Meststoffenwet 2004. Rapport 500031002/2005, MNP, Bilthoven.

Willems, W.J., A.H.W. Beusen, L.V. Renaud, H.H. Luesink, J.G. Conijn, G.J. v.d. Born, J.G. Kroes, P. Groenendijk, O.F. Schoumans & H. v.d. Weerd, 2007. Prognose milieugevolgen van het nieuwe mestbeleid. Achtergrondrapport Evaluatie Meststoffenwet 2007. MNP rapport nr 500124002.

Williams, E.G. 1960. Some aspects of phosphate retention and availability in soils. Int. Congr. of Soil Sci., Trans. 7th 3: 602-611.

Willett, I.R., C.J. Chatres and T.T. Nguyen, 1988. Migration of phosphate into aggregated particles of ferrihydrite. Journal of Soil Science, Vol. 39: 275-282.

Walvoort, D.J.J., et al. 2008. Derivation of a metamodel to estimate P leaching from soils. Alterra Report in prep.

Wolf, J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rötter & H. van Zeijts, 2005. The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands. Environmental Modeling and Software 18, 597-617.

Zee, S.E.A.T.M. van der, 1988. Transport of reactive contaminants in heterogeneous soil systems. Ph.D., Agricultural University, Wageningen.

Zee, S.E.A.T.M. van der, W.H. van Riemsdijk & F.A.M. de Haan, 1990a. Het protocol fosfaatverzadigde gronden. Deel I: Toelichting. Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding. Landbouwuniversiteit Wageningen.

Zee, S.E.A.T.M. van der, W.H. van Riemsdijk & F.A.M. de Haan, 1990b. Het protocol fosfaatverzadigde gronden. Deel II: Technische Uitwerking. Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding. Landbouwuniversiteit Wageningen.

Zee, S.E.A.T.M. van der, & A. Gjaltema, 1992. Simulation of phosphate transport in soil columns. I: Model development. Geoderma, 52: 87-109.

Bijlage 1 Breedte van de P-belastende zone

Door Groenendijk (pers. med. en in prep²) is een relatie afgeleid waarmee op basis van een stroombanenconcept en de de indringingsdiepte van een sterk adsorberende stof te schatten welk deel van het perceel bijdraagt aan de directe fosfaatbelasting van het oppervlaktewater.

$$x_p = \left(\frac{H + \frac{R+S}{R} y_d}{\pi} \right) \cosh^{-1} \left(\cos \left(\frac{\pi y_d}{H} \right) - \frac{L}{2} \frac{\sin \left(\frac{\pi y_d}{H} \right)}{\frac{R}{R+S} H + y_d} \right) + \frac{L}{\pi} \frac{R+S}{R} \cot^{-1} \left(\cot \left(\frac{\pi y_d}{H} \right) - \frac{\exp \left(\cosh^{-1} \left(\cos \left(\frac{\pi y_d}{H} \right) - \frac{L}{2} \frac{\sin \left(\frac{\pi y_d}{H} \right)}{\frac{R}{R+S} H + y_d} \right) \right)}{\sin \left(\frac{\pi y_d}{H} \right)} \right) - \frac{L}{2} \frac{y_d}{H} \frac{R+S}{R}$$

Hierin is:

y_d	Diepte van het fosfaatfront	(m)
L	Afstand tussen waterlopen	(m)
H	Diepte van het de zone waarin water wordt afgevoerd naar de sloten	(m)
R	Neerslagoverschot	(m d ⁻¹)
S	Kwel	(m d ⁻¹)

Deze methodiek is gehanteerd om vast te stellen in hoeverre een perceel niet direct aan een sloot hoeft te grenzen om toch een bijdrage te leveren aan de lokale fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Onderstaande tabel geeft de gemiddelde hoogste (GHG) en de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) voor de verschillende grondwatertrappen. In de hier gekozen benadering wordt uitgegaan van de GHG als kritische parameters voor de belasting van het oppervlaktewater.

Tabel B1.1 GHG- en GLG-waarden bij grondwatertrappen

Grondwatertrap	GHG	GLG
I	(<20)	<50
II	(<40)	50-80
III	<40	80-120
IV	>40	80-120
V	<40	>120
VI	40	>120
VII	80	>160
VIII		

² Groenendijk, P., in prep. The magnitude of potential source areas of surface water pollution by high adsorbing solutes. Alterra, Wageningen University and Research, P.O. Box 47, NL-6700 AA, Wageningen, The Netherlands

Verondersteld wordt dat vanuit de zone boven GHG geen fosfaat door de bodem naar het oppervlaktewater wordt afgevoerd. De waarde van y_d in de bovenstaande formule bij verschillende combinaties van GHG en indringingsdiepte staat aangeduid in de volgende tabel.

Tabel B1.2 Waarde van y_d in de formule voor de bepaling van de breedte van de P-belastende zone

GHG	Fosfaatindringingsdiepte (cm-mv)				
	20 cm	30 cm	40 cm	50 cm	60 cm
20	0	10	20	30	40
30	0	0	10	20	30
40	0	0	0	10	20
50	0	0	0	0	10

In het onderstaande rekenvoorbeeld wordt de dikte H van de grondwaterlaag waardoor water afstroomt naar de sloten op 2.5 en 10 m gesteld. De afstand tussen de sloten bedraagt 50, 100 en 200 m. Voor de bijdrage van de kwel (mm/jaar) worden twee waarden aangenomen: 0 en 0,5*neerslagoverschot.

Tabel B1.3 Breedte van de P-belastende zone (in meters) bij verschillende waarden van kwel, slootafstand, indringingsfront t.o.v. GHG en een dikte van de grondwaterlaag waardoor water afstroomt naar de sloten van 2,5 m.

y_d (cm)	S (mm d ⁻¹)	0			0.5*R		
	L (m)	50	100	200	50	100	200
10		2.7	4.2	6.6	3.4	5.4	8.9
20		4.1	6.5	11.0	5.3	8.7	15.2
30		5.3	8.7	15.2	6.9	11.8	21.3
40		6.3	10.8	19.2	8.4	14.8	27.2

Tabel B1.4 Breedte van de P-belastende zone (in meters) bij verschillende waarden van kwel, slootafstand, indringingsfront t.o.v. GHG en een dikte van de grondwaterlaag waardoor water afstroomt naar de sloten van 10 m.

y_d (cm)	S (mm d ⁻¹)	0			0.5*R		
	L (m)	50	100	200	50	100	200
10		2.5	3.6	5.1	3.1	4.4	6.4
20		3.6	5.1	7.4	4.4	6.3	9.3
30		4.4	6.3	9.3	5.4	7.8	11.6
40		5.1	7.3	10.9	6.2	9.1	13.7

Op grond van bovenstaande tabel kan geconcludeerd worden dat percelen die gelegen zijn in een dun watervoerend pakket (2,5 m) het perceel niet fosfaatlekkend is indien de afstand van de perceelsrand tot de sloot meer dan 20 tot 30 meter verwijderd is. Bij dikkere watervoerende pakketten (10 meter) is dit een factor 2 lager (10 tot 15 meter). Uit voorzorg wordt vooralsnog uitgegaan van een minimale afstand van 20 meter.