

Lot van het fosfaatoverschot

Lot van het fosfaatoverschot

O.F. Schoumans

L. Renaud

H.P. Oosterom

P. Groenendijk

Alterra-rapport 730.5

Alterra, Wageningen, 2004

REFERAAT

Schoumans, O.F., R. Renaud, H.P. Oosterom, P. Groenendijk 2004. *Lot van het fosfaatoverschot*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 730.5. 46 blz.; 19 fig.; 1 tab.; 26 ref.

Teneinde inzicht te verschaffen in het lot van het fosfaatoverschot en de factoren die de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater beïnvloeden, is een analyse uitgevoerd op de uitkomsten van modelberekeningen met het STONE-instrumentarium. Dit instrumentarium wordt voor beleidsevaluaties ingezet om op landelijke schaal berekeningen uit te voeren van het effect van het mestbeleid op de landbouwemissies naar het grond- en oppervlaktewater. De in deze studie uitgevoerde analyse heeft betrekking op de rekenperiode 1986-2000. Ruwweg 95% van het fosfaatoverschot hoopt zich in de bovengrond van landbouwgronden op, waarvan 85% in minerale vorm en 15% in organische vorm. De netto fosfaataanvoer via kwel bedraagt ca. 3%. Totaal spoelt ongeveer 8% van het netto fosfaatoverschot uit naar het oppervlaktewater. Dit komt gemiddeld overeen met 4% van de totale fosfaatgift. Deze waarden zijn gemiddelden voor het landbouwareaal in Nederland. De variatie tussen specifieke combinaties van grondsoort en gewas is echter groot. De organische fosfaatuitspoeling voor verschillende bodem-gewascombinaties wordt sterk bepaald door het weerjaar en de lokale hydrologische omstandigheden met het bijbehorende ontwateringspatroon. Voor de minerale fosfaatuitspoeling blijkt ook de mate van fosfaatverzadiging van de bovengrond nog een belangrijke factor te zijn. De bijdrage van de minerale fosfaatuitspoeling aan de totale fosfaatbelasting van het oppervlaktewater varieert tussen de 35 en 85%.

Trefwoorden: fosfaat, fosfaatoverschotten, fosfaatopname, fosfaatbindend vermogen, fosfaatverzadiging, fosfaatuitspoeling

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 13,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 730.5. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2004 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 veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Beschrijving van het gedrag van fosfaat in de bodem	13
2.1 Fosfaatomzettingsprocessen in de bodem	13
2.2 Beschrijving van het lot van het fosfaatoverschot in de bodem	14
3 Analyse van de gevolgen van de fosfaatbemesting van landbouwgronden	19
3.1 Fosfaatbalans van landbouwgronden	19
3.2 Factoren die de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater beïnvloeden	25
4 Conclusies en aanbevelingen	33
Literatuur	37
Bijlage 1 Water- en fosforbalansen (gemiddelde situatie over de periode 1986-2000)	39

Woord vooraf

Voor de beantwoording van een deel van de beleidsvragen die gesteld zijn in het kader van de evaluatie van de meststoffenwet 2004 (EMW 2004) is, in opdracht van het Ministerie van LNV en onder leiding van het Milieu en Natuurplanbureau (MNP), nagegaan wat het lot is van het fosfaatoverschot op landbouwgronden. Deze deskstudie is uitgevoerd in de periode januari – maart 2004 en is voorgelegd aan een aantal direct betrokken onderzoekers en beleidsmedewerkers:

Ir. F.J.E. van der Bolt	Alterra
Dr. ir. W.J. Chardon	Alterra
Dr. C. van der Salm	Alterra
Ir. B. Fraters	RIVM
Dr. ir. J.J.M. van Grinsven	RIVM
Drs. W.J. Willems	RIVM
Dr. P.C.M. Boers	RIZA
Ir. J. Kamps	RIZA
Ir. P.H. Hotsma	EC-LNV
Ir. E.E. Biewinga	LNVDirectie Landbouw
Ir. B. Crijns	LNVDirectie Landbouw
Ir. E. Mulleneers	LNVDirectie Landbouw
Ir. S. Smeulders	VROM

De reacties zijn verwerkt in het uiteindelijke rapport voor zover dit van toepassing was. Onderdelen die niet zijn verwerkt zijn beargumenteerd en gecommuniceerd met deze groep aan onderzoekers en beleidsmedewerkers.

Samenvatting

Voor de evaluatie van de mestwetgeving in 2004 (EMW 2004) is nagegaan wat het lot is van de fosfaatmestgiften die aan de bodem worden toegediend in de vorm van fosfaatkunstmest en dierlijke mest. Voor deze analyse is gebruik gemaakt van de uitkomsten van modelberekeningen met het STONE-instrumentarium dat gehanteerd wordt om op landelijke schaal berekeningen uit te voeren naar het effect van het mestbeleid op de landbouwemissies naar het grond- en oppervlaktewater ((Boers et al., 1997; RIVM, 2000; Overbeek et al., 2001; RIVM, 2002; Schoumans et al., 2002; RIVM, 2004).

In STONE worden de belangrijkste fosfaatomzettingsprocessen die in landbouwgronden plaatsvinden beschreven, zoals (1) fosfaatopname en –afvoer door het gewas, (2) de chemische reactiemechanismen fosfaatprecipitatie, fosfaatsorptie en -desorptie, (3) de biologische omzettingen in de bodem in termen van fosfaatmineralisatie en –immobilisatie en (4) het transport van fosfaat naar het grond- en oppervlaktewater in termen van anorganisch en organisch fosfaat.

De uitkomsten van de modelanalyse (periode 1986-2000) tonen aan dat een groot deel van het toegediende fosfaat door het gewas wordt opgenomen en wordt afgevoerd. Alleen bij grasland komt een aanzienlijk deel van de totale fosfaatopname via wortelresten en exudaten weer terug in het bodemsysteem (ca. 45% van de totale opname; bruto). Van het fosfaatoverschot (fosfaatgift minus netto fosfaatafvoer via het gewas) hoopt zich gemiddeld 95% op in de bovengrond van de bodem, waarvan 85% in minerale vorm en 15% in organische vorm. De toename van de fosfaatvoorraad van de bodem via (netto) kwel bedraagt ca. 3%. Uiteindelijk spoelt in de periode 1986-2000 ongeveer 8% van het netto overschot uit naar het oppervlaktewater. Dit komt gemiddeld overeen met 4% van de totale fosfaatgift. Deze gemiddelde waarden zijn gebaseerd op berekeningen voor het gehele landbouwareaal in Nederland. Er is echter een grote variatie in uitkomsten, welke gerelateerd zijn aan specifieke grondsoort-gewascombinaties en de lokale hydrologische omstandigheden.

De fosfaatuitspoeling vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater komt grotendeels tot stand door de ondiepe waterafvoer vanuit de percelen via greppels en sloten, waardoor het bodemwater dat in contact is geweest met lagen waarin fosfaat is opgehoopt kan uitspoelen naar het oppervlaktewater. De invloed van de hydrologische situatie op de totale fosfaatuitspoeling is dan ook groot. Dit geldt vooral voor de organische fosfaatuitspoeling omdat deze nagenoeg niet beïnvloed wordt door de organische fosfaataccumulatie in de bodem.

De bijdrage van de minerale fosfaatuitspoeling aan de totale fosfaatbelasting van het oppervlaktewater bedraagt in de periode 1986-2000 gemiddeld 66% en varieert ongeveer tussen de 35% (grasland op veen) en 85% (maïsland op zandgrond). De minerale fosfaatuitspoeling vanuit landbouwgronden wordt in belangrijke mate

gestuurd door de fosfaatvoorraad in de bodem, mede in relatie tot de capaciteit van de bodem om fosfaat te binden, en is daardoor redelijk gecorreleerd met de mate van fosfaatverzadiging van de bovengrond van de bodem. Aanbevolen wordt om in de nabije toekomst na te gaan of er betere kenmerken afgeleid kunnen worden die de (actuele) fosfaatuitspoeling beter voorspellen.

Omdat verder in deze studie alleen nagegaan kon worden wat de bijdrage is van de kwel/wegzijging op de bodembalans, wordt tot slot aanbevolen om bij vervolgstudies onderscheid te maken in de feitelijke bijdrage van de landbouw aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater en de bijdrage van de relatief hoge fosfaat-achtergrondconcentraties die in de ondergrond in bepaalde geologische formaties kunnen optreden en die via kwel in het oppervlaktewater terecht kunnen komen.

1 Inleiding

Aanleiding

Een goede fosfaattoestand van de bodem is van groot belang om een optimale gewasproductie te verkrijgen. Door de opkomst van de intensieve veehouderij in de naoorlogse periode ontstonden echter hoge mestoverschotten in Nederland, waardoor beduidend hogere dierlijke mestgiften werden gehanteerd dan agronomisch noodzakelijk was (de la Lande Cremer, 1970). Ondanks dat de bodem goed in staat is om het fosfaat vast te houden, nam de fosfaatuitspoeling vanuit landbouwgronden naar het grond- en oppervlaktewater de afgelopen decennia toe. Om inzicht te verschaffen in de bijdrage van de landbouw aan de nutriëntenemissies naar het oppervlaktewater is in samenwerking met het RIVM en RIZA een model ontwikkeld dat de gevolgen van fosfaatbemesting in kaart brengt. Dit model, genaamd STONE, hetgeen staat voor Samen Te Ontwikkelen NutriëntenEmissie model, is gebaseerd op de meest recente inzichten aangaande de relevante fosfaatreactiemechanismen, en – omzettings- en transportprocessen die in de bodem optreden (waarover consensus bestaat). Het STONE model wordt ingezet in alle nationale beleidsevaluaties die betrekking hebben op nutriëntenemissies naar het grond- en oppervlaktewater, om de effecten van rekenvarianten van bemestingsniveaus te evalueren.

In het kader van de evaluatie van de Meststoffenwet 2004 (EMW 2004) heeft het beleid behoefte aan inzicht in het lot van het fosfaatoverschot dat op landbouwgronden optreedt. Tot op heden heeft de analyse van de STONE-sommen zich veelal beperkt tot de analyse van de effecten van rekenvarianten van verliesnormen op de nutriëntenemissies naar het oppervlaktewater. In deze studie zal een overall beeld geschetst worden van wat er met het fosfaatoverschot van de landbouw in de bodem gebeurt.

Probleemstelling

Tot op heden ontbreekt een nationaal beeld van de gevolgen van het fosfaatoverschot voor het lot van fosfaat in de bodem en de relatie met de fosfaatemissies naar het oppervlaktewater. Door het beleid zijn daarom de volgende beleidsvragen geformuleerd:

- In welke mate beïnvloedt de hoogte van de fosfaatverliesnorm op korte en lange termijn de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater
- Welke factoren zijn van invloed op de hoogte van de fosfaatemissies vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater

Doelstelling

Doel van deze deskstudie is om na te gaan wat de gevolgen zijn van de fosfaatgiften voor de fosfaataccumulatie in de bodem en de fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater, zowel voor de gemiddelde situatie in Nederland als specifieke combinaties van grondsoort, gewas en hydrologische situatie.

Opzet

Analyse van de uitkomsten van modelberekeningen met het STONE instrumentarium (versie 2.1.1 die gehanteerd is bij de ex ante analyse van de evaluatie van het mestbeleid 2004) voor geschematiseerde plotindeling (unieke combinaties van bodem, gewas en hydrologische situaties) in Nederland.

Afbakening

Deze analyse beperkt zich tot een modelanalyse. Modelvalidatie op meetgegevens of analyse van monitoringgegevens valt buiten deze analyse.

Leeswijzer

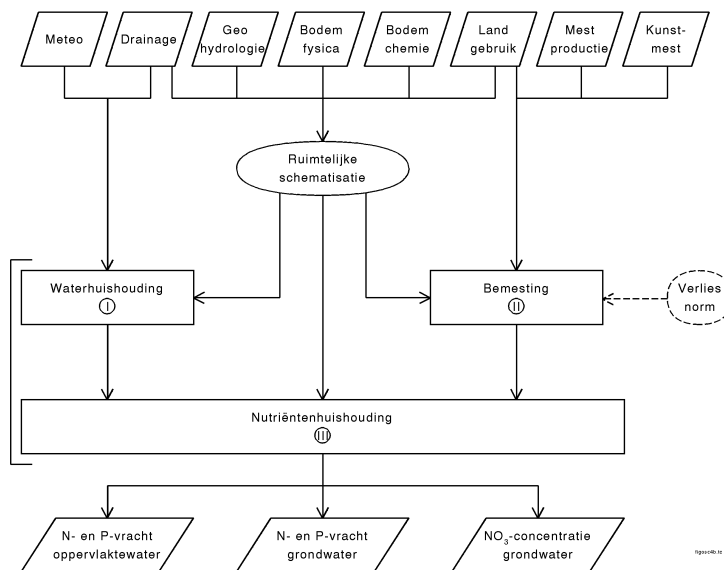
In hoofdstuk 2 wordt allereerst ingegaan op de beschrijving van de fosfaatprocessen in de bodem die in het STONE instrumentarium zijn ingebouwd. In hoofdstuk 3 worden de resultaten gepresenteerd van de analyse van het lot van het fosfaatoverschot. Hoofdstuk 4 bevat de belangrijkste conclusies en aanbevelingen.

2 Beschrijving van het gedrag van fosfaat in de bodem

2.1 Fosfaat-omzettingsprocessen in de bodem

Figuur 1 geeft een schematische weergave van het modelinstrumentarium STONE, welke bestaat uit een aantal deelmodellen, te weten: CLEAN (bemestingsmodel), SWAP (hydrologisch model) en ANIMO (een bodem- en grondwaterkwaliteitsmodel voor de beschrijving van het gedrag van stikstof en fosfaat in de bodem). Voor de beschrijving van het CLEAN model wordt verwezen naar (Beusen et al., 2000) en voor het SWAP model naar Van Dam et al. (1997). De meest recente versie van het ANIMO model is beschreven door Groenendijk et al., 2004. Dit is ook de versie die in het kader van de Evaluatie van de Mestwetgeving wordt gehanteerd (RIVM, 2004). In dit rapport zal alleen nader worden ingegaan op de omzettingsmechanismen voor fosfaat die in het model beschreven zijn. Fig. 2 geeft een beeld van deze fosfaatprocessen die in het model beschreven zijn. De belangrijkste zijn:

- Toevoer en omzetting van fosfaat uit kunstmest, dierlijke mest en gewasresten)
- Chemische fosfaatreacties in de bodem (fosfaatadsorptie, fosfaatdesorptie, diffusie-precipitatie en precipitatie)
- Biologische omzettingsprocessen (mineralisatie, immobilisatie)
- Transportprocessen.



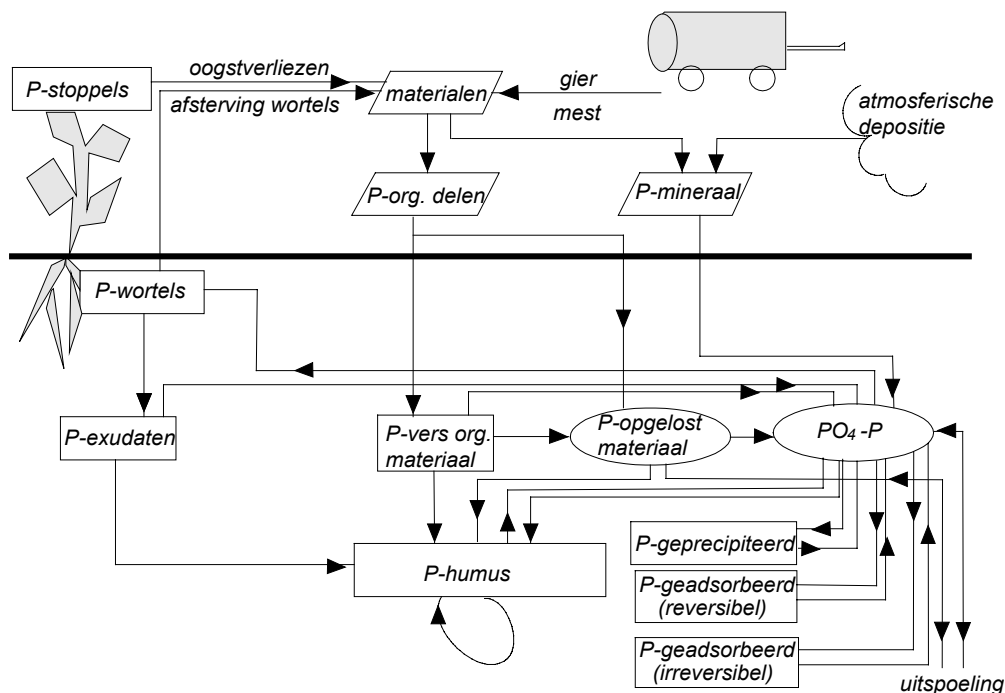
Modelinstrumentarium

I: SWAP met voorbewerking NAGROM/LGM

II: CLEAN met voorbewerking FARMMIN (waarvan QUADMOD onderdeel uitmaakt) en in combinatie met OPS/SRM voor N depositie

III: ANIMO in combinatie met QUADMOD met aansturingsschil GONAT

Figuur 1 Schematische weergave van het modelinstrumentarium met de belangrijkste data-input- en -outputbestanden (Schoumans et al., 2002)



Figuur 2 Fosforkringloop in ANIMO (Groenendijk et al., 2004)

2.2 Beschrijving van het lot van het fosfaatoverschot in de bodem

In deze paragraaf wordt beschreven op welke wijze de fosfaatprocessen in de bodem in ANIMO zijn beschreven (Groenendijk et al., 2004)

Fosfaataddities

Fosfaat kan aan de bodem worden toegediend in de vorm van kunstmest (KM), dierlijke mest (DM) en gewasresten. Voor elke vorm van KM-gift en DM-gift moet de samenstelling worden aangegeven. Voor dierlijke mestgiften wordt onderscheid gemaakt tussen makkelijk en moeilijk afbreekbare organische componenten, elk met een specifieke afbreesnelheid en P-gehalte. Voor organische mest worden twee vaste componenten onderscheiden (een snel en een langzaam afbreekbare fractie) en één direct oplosbare component. Gewasresten zoals plantenwortels en stoppelresten komen in de bodem terecht en ondergaan organische omzettingen en kunnen een bron van P vormen. Binnen de context van STONE wordt de productie van gewasresten berekend met de QUADMUD-module.

De diepte en het tijdstip van een mesttoediening kan in invoerbestanden worden gespecificeerd. Voor nationale toepassingen met STONE is gekozen voor een regionaal plotconcept. Dit houdt in dat de mestgiften niet op een bepaalde dag worden gegeven maar worden verdeeld over een bepaalde periode. Er wordt vanuit gegaan dat ergens in een bepaald deel van een rekenplot in de loop van de tijd er een dosering plaats vindt en deze dosering wordt 'uitgesmeerd' over het totale oppervlak van de plot.

Chemische fosfaatreacties

Het fosfaat dat in landbouwgronden accumuleert hoopt zich voornamelijk op in de bovengrond van percelen in minerale vorm (70 – 90%; Lexmond et al., 1982). Mineraal fosfaat, ook wel anorganisch fosfaat genoemd, wordt in de bodem hoofdzakelijk vastgelegd door de aanwezige aluminium- en ijzer(hydr)oxiden, al of niet geassocieerd met organische stof of kleimineralen, en eventueel aanwezig kalkmateriaal. Naarmate de fosfaatvoorraad in de bodem groter wordt neemt de snelheid waarmee fosfaat kan worden gebonden af, waardoor de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing stijgt en eveneens de kans op uitspoeling toeneemt.

Een deel van het opgehoopte minerale fosfaat (P_{ox}), kan relatief gemakkelijk weer in oplossing gaan. Dit is de fractie “geadsorbeerd fosfaat” en wordt aangeduid met Q . Het evenwicht dat bestaat tussen de anorganische fosfaatconcentratie (ortho-P) in de bodemoplossing (C) en het geadsorbeerde fosfaat (Q) kan beschreven worden door:

$$Q = \frac{K C Q_m}{1 + K C} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} K &= k_a/k_d = \text{adsorptieconstante} && (\text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}) \\ Q_m &= \text{adsorptiemaximum} && (\text{mmol} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ P}) \end{aligned}$$

Voor de kalkarme zandgronden is gevonden dat de Q_m -waarde gerelateerd is met het gehalte aan (microkristallijne) aluminium- en ijzer(hydr)oxiden (Van der Zee et al., 1990a en b). Deze reactieve fractie aluminium en ijzer kan geëxtraheerd worden met een oxalaat extractie (Schwertmann, 1964; Beek en Van Riemsdijk, 1979):

$$Q_m = \beta (Al_{ox} + Fe_{ox}) \quad (2)$$

Voor kalkarme zandgronden is vastgesteld dat de K -waarde varieert van 10-100 ($\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$) en wordt een gemiddelde waarde van 35 gehanteerd. De waarde β varieert tussen de 0,1 en 0,2 en bedraagt gemiddeld 1/6. Deze parameters zijn gehanteerd in het concept van P verzadigde gronden (Van der Zee, 1990 a en b).

Een aanzienlijk deel van het minerale fosfaat wordt in de bodem sterk gebonden en gaat relatief slecht in oplossing. Dit is de fractie van het minerale fosfaat dat in de microkristallijne bodemdeeltjes, zoals amorfe aluminium en ijzer(hydr)oxiden, is gediffundeerd en binnenin is vastgelegd. Deze hoeveelheid fosfaat wordt aangeduid als S .

Voor kalkarme zandgronden blijkt de maximale hoeveelheid geabsorbeerd fosfaat (S_m) ook afhankelijk is van het oxalaatextraheerbaar Al- en Fe-gehalte (Van der Zee, 1988; Schoumans, 1995; Schoumans en Groenendijk, 2000). In situaties met hoge fosfaatconcentraties ($3 \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$; bijv. na langjarige hoge (kunst)mestgiften), kan S_m ruwweg geschat worden uit:

$$S_m = \tau (Al + Fe)_{ox} \approx \frac{1}{3} (Al + Fe)_{ox} \quad (3)$$

$$S_m = \text{maximale hoeveelheid geabsorbeerd anorganisch fosfaat} \quad (\text{mmol} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ P})$$

De totale hoeveelheid mineraal fosfaat die in de bodem kan worden vastgelegd, wordt aangeduid met het totaal fosfaatbindend vermogen van de bodem (F_m). Voor F_m geldt:

$$F_m = Q_m + S_m = \alpha (Al + Fe)_{ox} \quad (4)$$

Op grond van bovenstaande parameters geldt voor kalkarme zandgronden gemiddeld de volgende relatie:

$$F_m = Q_m + S_m = 0,5 (Al + Fe)_{ox} \quad (5)$$

Gewasopname

Voor landelijke toepassingen wordt de opname van stikstof en fosfaat berekend met het QUADMOM-model (Ten Berge et al., 2000). In QUADMOM zijn empirische verbanden verwerkt tussen stikstofaanbod en de droge stofproductie van een reeks gewassen. Hierbij wordt uitgegaan van de zgn. kwadrantenmethode. Op basis van statistische bewerkingen zijn deze relaties verder afgeleid voor enkele hoofdregio's in Nederland en worden ze tevens gecorrigeerd voor het weertype. De fosfaatopname wordt berekend als het product van droge stofproductie en een vast fosfaatgehalte in het gewas (afzonderlijk voor de boven- en ondergrondse delen). In tegenstelling tot het stikstofgehalte is aangenomen dat het fosfaatgehalte in de geproduceerde biomassa geen variatie vertoont. Op basis van 'expert-knowledge' is een inschatting gemaakt van de verdeling over het jaar. De met QUADMOM berekende gewasopname wordt aan ANIMO aangeboden als getal per tijdstap. ANIMO berekent op basis van de transpiratieflux per bodemlaag in de wortelzone een zgn. 'Concentration Transpiration Stream Factor'. Het product van deze factor, de transpiratiestroom en de anorganische fosfaatconcentratie (ortho-P) resulteert, door middel van het oplossen van de advection-dispersie vergelijking, in de opgelegde gewasopname. Als de voorraad fosfaat in de bodem uitgeput zou zijn, wordt het opnametekort bij de fosfaatvraag van de volgende tijdstap opgeteld. Als geen fosfaat meer beschikbaar zou komen door mineralisatie, desorptie of door inputs van buitenaf, kan uiteindelijk de extreme situatie ontstaan dat niet aan de vraag kan worden voldaan. Deze koppeling van ANIMO en QUADMOM is daarmee vooralsnog niet geschikt om effecten van verminderde bodemvruchtbaarheid op de opname te simuleren. Het beschrijven van een dergelijk effect dient te geschieden door een aanpassing van de invoergegevens van QUADMOM.

Biologische omzettingsprocessen

Fosfaat is voor een deel opgeslagen in organische bestanddelen. In het ANIMO model wordt de organische stofkringloop gesimuleerd en als gevolg van omzettingen kan ook fosfaat worden gemineraliseerd of geïmmobiliseerd. In de organische stofkringloop zijn de volgende processen beschreven:

- toediening van verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit DOC ("Dissolved Organic Carbon"). De hierin ingebouwde fosfor wordt 'Dissolved Organic Phosphorus' genoemd.

- de omzetting van het vers toegediende organische materiaal naar een stabielere humus/biomassa pool. Bij de degradatie wordt een deel van de kleinere moleculen mobiel en kunnen als DOC met de waterstroom door het bodemprofiel worden verplaatst;
- de 'turn-over' van de humus;

Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat uiteenlopende eigenschappen beschreven kunnen worden. Materialen kunnen verschillen in de gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan DOC dat met het materiaal wordt toegediend, de afbraakarakteristiek en het N- en P-gehalte van het organische deel. Het heterogene karakter van het materiaal, en het verschijnsel dat de relatieve afbraaksnelheid afneemt in de tijd wordt tot uitdrukking gebracht in het definiëren van twee of meer fracties. Per fractie wordt de afbraak beschreven met een eerste orde omzettingsproces. De parameterisatie van de afbraakarakteristiek kan in principe worden afgeleid uit afbraakexperimenten van bijv. Kolenbrander (1969) of uit een eenvoudig organische-stofmodel dat rekening houdt met de afname van de relatieve afbraaksnelheid.

In ANIMO wordt geen onderscheid gemaakt tussen levende biomassa en humus, maar wordt uitgegaan van een gecombineerde humus/biomassa "pool". Deze "pool" is onderhevig aan een interne turn-over waarbij een gedeelte van de organische stof dissimileert.

Opgeloste organische bestanddelen worden snel afgebroken. In situaties waarin de afbraak wordt geremd door een onvoldoende aëratie van het bodemprofiel bij ondiepe grondwaterspiegels, en een grote toevoer van DOC met drijfmest, kan de afvoer van opgelost organisch materiaal naar het oppervlaktewater aanzienlijk zijn.

De organische omzettingen zijn voornamelijk beschreven als eerste orde processen. De snelheidsconstanten worden gecorrigeerd voor de omgevingsfactoren temperatuur, vocht, pH en anaërobie. De factoren voor temperatuur, vocht en pH zijn in het model onafhankelijk van de omzettingen in de genoemde kringlopen. De factor voor anaërobie hangt echter wel af van de aanwezigheid van ammonium en de organische stofomzettingen.

- de invloed van de temperatuur op de processnelheid wordt beschreven met een Arrhenius vergelijking. Met deze formule wordt een correctiefactor voor de snelheidsconstante berekend t.o.v. de referentiewaarde bij de gemiddelde jaartemperatuur;
- onder droge omstandigheden, bij pF 3,2 en hoger, wordt de processnelheid gereduceerd omdat de microbiologische populatie te lijden heeft onder droogtestress. Bij pF-waarde groter dan 4,2 bedraagt de reductiefactor 0,2. De correctiefactor wordt tussen pF 3,2 en pF 4,2 berekend als een lineaire relatie van de berekende drukhoogte.
- de correctiefactor voor pH is geformuleerd als een sigmoïde curve, met een half waarde bij pH 5. Bij pH 4 bedraagt de reductiefactor 7,5% en bij pH 6 is de factor 92,5% van de optimumwaarde.

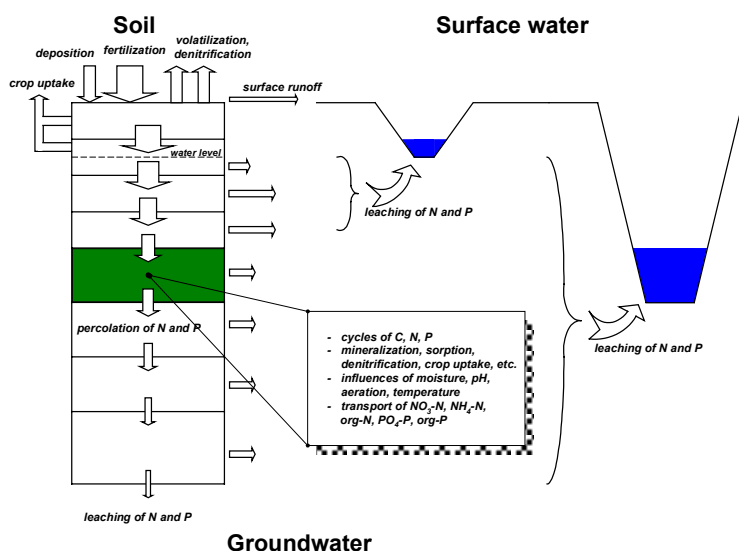
- De factor voor anaërobie wordt berekend in een denitrificatiemodule. De denitrificatiesnelheid is afhankelijk van de waterverzadigingsgraad van de bodem, de beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbaar organisch materiaal en de aanwezigheid van nitraat.

De reductiefactoren voor omgevingsinvloeden worden met elkaar vermenigvuldigd. Dit resulteert in één 'overall' reductiefactor voor de processnelheid. De vochtreductie en de reductie voor anaërobie sluiten elkaar doorgaans uit: vochtreductie treedt alleen op onder droge omstandigheden en anaërobie alleen onder natte omstandigheden.

Transportprocessen.

Door de waterstroming in het bodemprofiel vindt transport van opgelost organisch en anorganisch fosfaat plaats. Het ANIMO model beschrijft het transport in een eendimensionale verticale bodemkolom. Hierbij is het bodemprofiel in horizontale lagen geschematiseerd, waaruit lateraal water en stoffen worden onttrokken door gewasopname en via horizontale uitstroming de afvoer naar het oppervlaktewater wordt gesimuleerd. De bovenste lagen voeren overtollig water naar de greppels (vierde orde) en perceelssloten (derde orde) af en lager gelegen lagen naar de tweede orde afvoerkanalen. Uit de onderste laag treedt een verticale kwel of wegzijging naar de aquifer op (eerste orde). Tevens vindt er verticaal transport van laag naar laag plaats. In de hydrologische schematisering wordt ervan uitgegaan dat een kanaal tevens als sloot en greppel functioneert. Een sloot functioneert ook als greppel.

De laagindeling geschiedt op grond van de bodemfysische en -chemische eigenschappen van de verschillende bodemhorizonten. De horizonten waarin de belangrijkste veranderingen in de stikstof- en fosforhuishouding plaatsvinden (meestal de bovenste horizonten) worden in meerdere en dus dunnere lagen onderverdeeld. Naast afvoer naar ontwateringsmiddelen kan het model afspoeling van oppervlakkig toegediende meststoffen over het bodemoppervlak simuleren.



Figuur 3 Schematisering van transportroutes naar het grondwater en het oppervlaktewater

3 Analyse van de gevolgen van de fosfaatbemesting van landbouwgronden

3.1 Fosfaatbalans van landbouwgronden

Om het lot van het fosfaatoverschot te analyseren zijn de modeluitkomsten (STONE 2.1) van de fosfaatbelasting van de bodem geanalyseerd (periode 1986-2000). Deze periode van 15 jaar is gekozen omdat telkens perioden van 15 weerjaren worden gehanteerd voor de modelberekeningen in het hydrologische model SWAP. Hierdoor ontstaat een gemiddeld beeld van het effect van verschillende weerjaren.

Fosfaatbalans

In bijlage 1 is per combinatie van bodem (zand, klei, veen) en gewas (gras, maïs en overig bouwland) voor een periode van 15 jaar (1986-2000) de fosfaatbalans weergegeven voor de gehele bodem (bij de berekeningen met STONE 2.1 wordt een bodemprofiel van 13 meter doorgerekend). De gepresenteerde cijfers van de fosfaatbalans zijn gemiddelden voor een groot aantal plots die in Nederland voorkomen (6405 plots). Tabel 1 geeft een overzicht voor de periode 1986-2000 in kg P per ha per jaar. In de landbouwpraktijk wordt de fosfaatbemesting en de fosfaatopname vaak uitgedrukt in kg P₂O₅ per ha per jaar. Deze cijfers liggen een factor 2,29 hoger dan de hier gepresenteerde balansposten in kg P per ha per jaar. Verder wordt opgemerkt dat de combinaties van maïs- en bouwland op veengrond (zie tabel 1) hoofdzakelijk (90%) de zeer moerige/venige gronden betreft die in Noordoost of Zuid Nederland zijn gelokaliseerd zijn (hoogveengronden).

Tabel 1 Gemiddelde fosfaatbalans van de bodem (1986-2000) voor verschillende gewas/grondsoortcombinaties

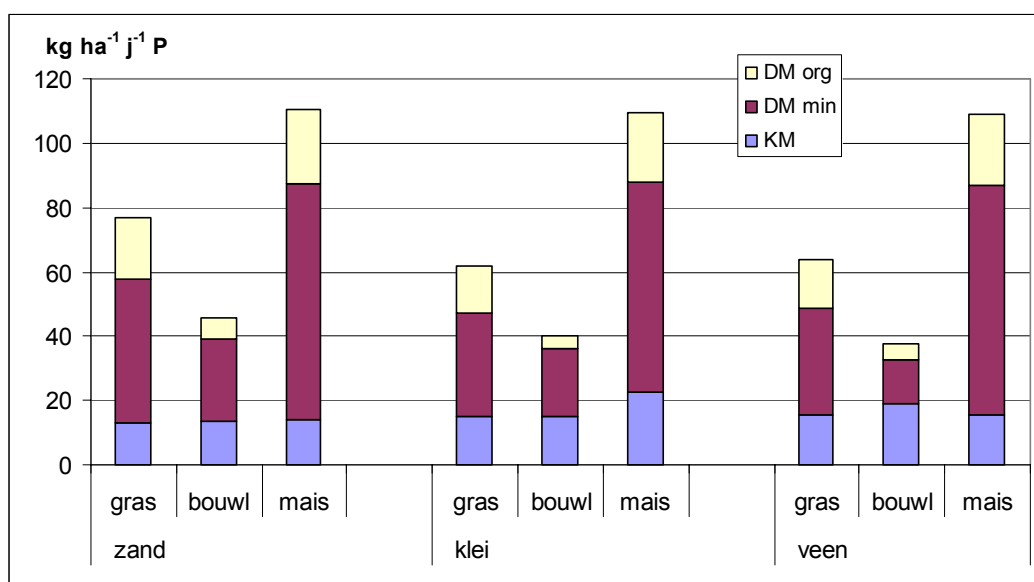
		areaal	Pinp	Pafv	Pover	Pkwel	ΔPbod	Poppw.
		(ha)	(kg ha ⁻¹ j ⁻¹ P)			(kg ha ⁻¹ j ⁻¹ P)	(kg ha ⁻¹ j ⁻¹ P)	
gras	Zand	388492	77	41	36	0.2	35	1.1
	Klei	356564	62	42	18	1.0	17	1.9
	Veen	238487	64	43	20	0.8	18	3.7
bouwl	Zand	167997	46	24	22	0.2	21	1.7
	Klei	490572	40	25	15	1.8	14	2.6
	Veen	87197	38	20	17	0.4	15	2.9
maïs	Zand	155700	111	27	84	0.0	80	4.3
	Klei	43614	109	27	82	0.3	79	3.5
	Veen	21741	109	25	84	0.5	75	9.4

Pinp	P-bemesting
Pafv	netto P-gewasafvoer
Pover	netto P-overschot
Pkwel	netto P-aanvoer via kwel/wegzijging via de onderrand (13m-mv)
ΔPbod	verandering van de P-voorraad in de bodem
Poppw	fosforaf- en uitspoeling naar het oppervlaktewater

Hieronder zal nader worden ingegaan op de belangrijkste balansposten, te weten: fosfaatinput, fosfaatafvoer via het gewas, fosfaataccumulatie en fosfaatuitspoeling.

Fosfaatinput

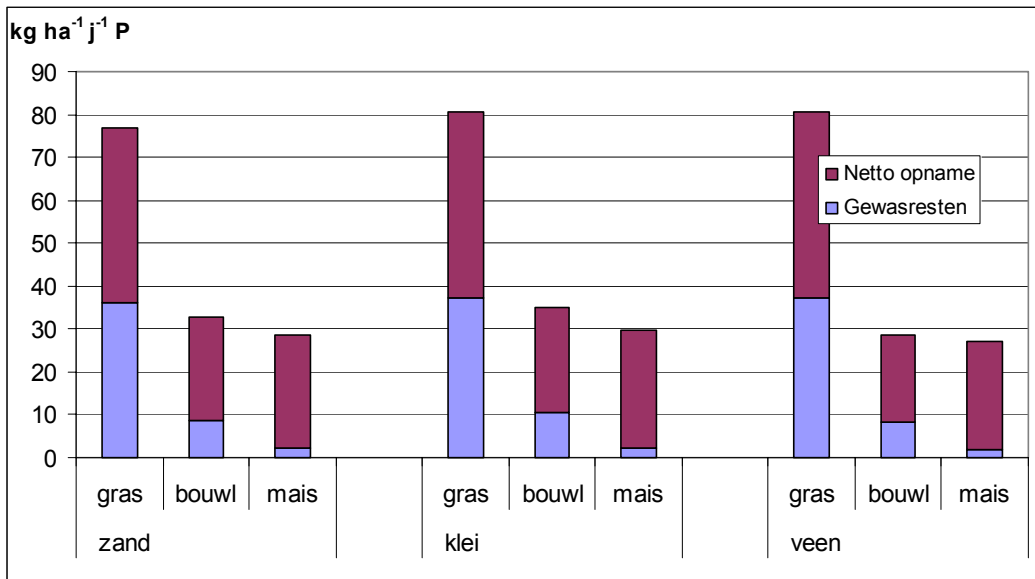
De fosfaatbelasting van de bodem komt grotendeels tot stand door bemesting met dierlijke mest en kunstmest. Figuur 4 geeft een beeld zoals dat door CLEAN in STONE wordt berekend. De totale minerale fosfaattoediening via kunstmest en dierlijke tezamen varieert van 75 tot 90%. Met name op bouwlandpercelen is de minerale fosfaatbemesting het grootst. Naast fosfaataanvoer via bemesting wordt de bodem ook opgeladen door aanvoer via kwel zoals in tabel 1 is aangegeven. Ten opzichte van de aanvoer via bemesting is deze aanvoer echter gering. Bij de verdeling van de totale mestproductie in Nederland wordt bij de STONE schematisatie een groot deel toegewezen aan maïs, omdat de teelt van maïs geen schade ondervindt van hoge dierlijke mestgiften en maïs relatief veel voorkomt in de intensieve veehouderij gebieden (Breeuwsma et al., 1990).



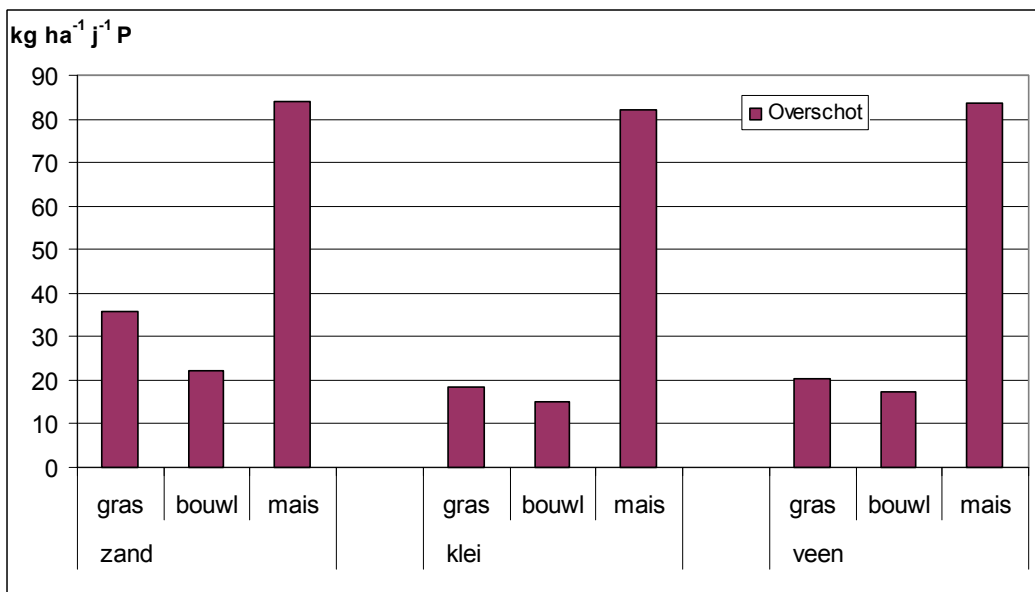
Figuur 4 Histogram van de gemiddelde fosfaatbemesting van de bodem via kunstmest en dierlijke mest in de periode 1986-2000 opgesplitst naar verschillende combinaties van bodem en bodemgebruik

Fosfaatafvoer via het gewas en de fosfaatoverschotten

Een groot deel van het fosfaat dat aan de bodem wordt toegediend wordt opgenomen door het gewas. Een deel van het opgenomen fosfaat komt echter weer via gewasresten in de bodem terug. In het bijzonder bij grasland vloeit een aanzienlijk deel van het opgenomen minerale fosfaat via het afsterven van wortelmateriaal in organische vorm naar de bodem terug (ca. 47%). Op bouw- en maïsland is deze fosfaatcirculatie beduidend lager zoals aangegeven in de figuur 5 (resp. ca. 28% en 7%). De bijbehorende fosfaatoverschotten staan in figuur 6 aangegeven.



Figuur 5 Histogram van de gemiddelde netto fosfaatopname en gewasresten in de periode 1986-2000 opgesplitst naar verschillende combinaties van bodem en bodemgebruik (de som van beide termen is de totale bruto P-opname door het gewas)

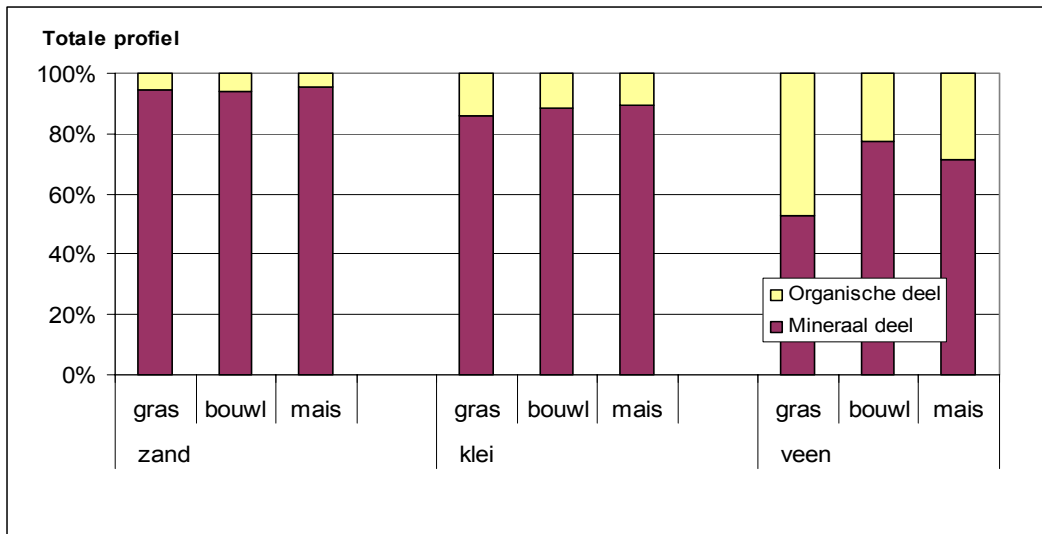


Figuur 6 Histogram van het gemiddelde fosfaatoverschot in de periode 1986-2000 opgesplitst naar verschillende combinaties van bodem en bodemgebruik

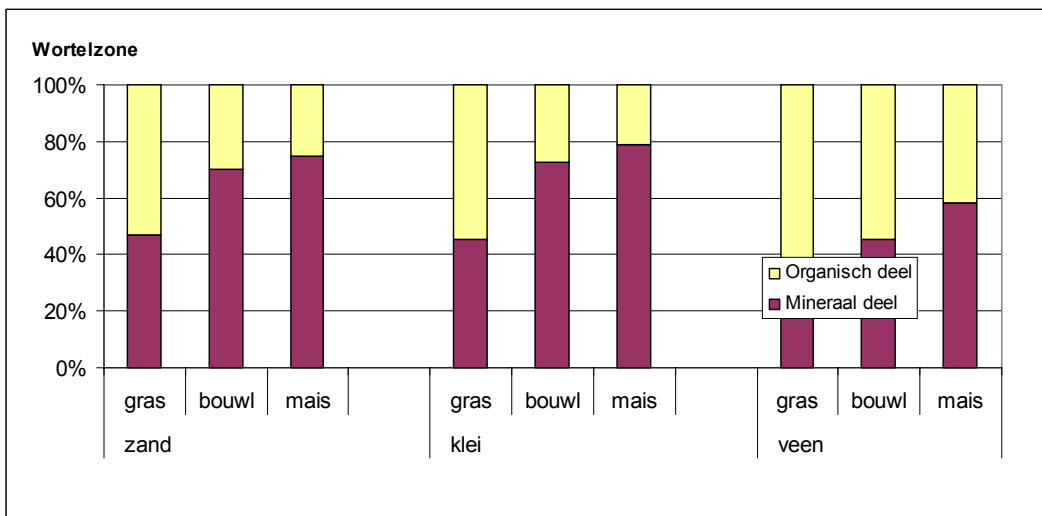
Fosfaataccumulatie

Het fosfaat dat niet door het gewas wordt opgenomen hoopt zich in de bodem op en wel hoofdzakelijk in minerale vorm. Dit wordt veroorzaakt doordat het fosfaat hoofdzakelijk als mineraal fosfaat wordt toegediend (fig. 4) en het minerale fosfaat over het algemeen goed wordt gebonden aan bodemdeeltjes (paragraaf 2.2). Ongeveer 95% van het opgeslagen fosfaat is in zandgronden in minerale vorm aanwezig (berekend over het gehele profiel van 13 m). Voor kleigronden is dit percentage 88 % en voor veengronden 58% (figuur 7). Indien een dergelijke analyse

uitsluitend voor de wortelzone wordt uitgevoerd, bedragen deze percentages 62%, 64% en 32% voor resp. zand-, klei en veengronden (figuur 8). In de wortelzone van grasland is een groot deel van het fosfaat in de organische pool opgeslagen (meer dan 50%).



Figuur 7 Histogram van de procentuele verdeling van de fosfor voorraad in anorganisch- en organisch-P in de bodem (gemiddeld over 1986-2000 opgesplitst naar verschillende combinaties van bodem en bodemgebruik (TP: bodemprofiel van mv - 13m)

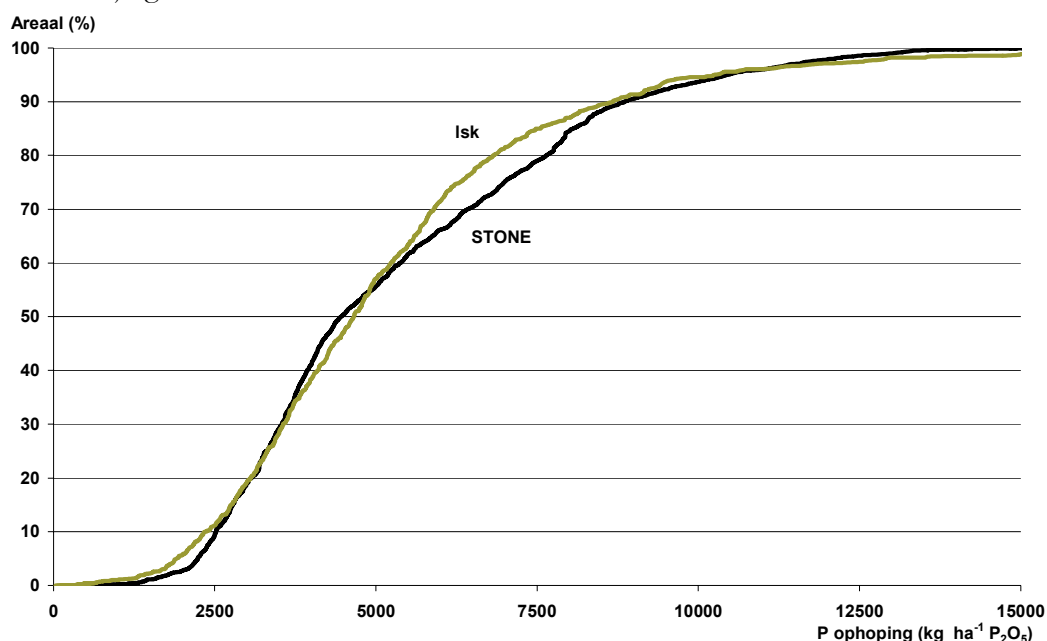


Figuur 8 Histogram van de procentuele verdeling van de fosfor voorraad in anorganisch- en organisch-P in de bodem (gemiddeld over 1986-2000) opgesplitst naar verschillende combinaties van bodem en bodemgebruik (RP: wortelzone)

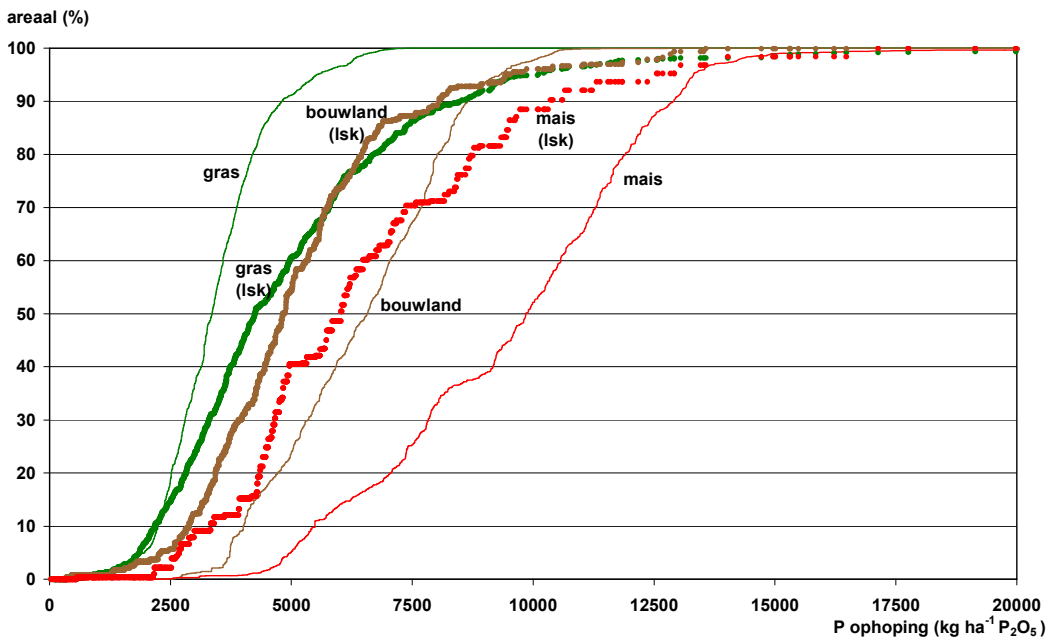
Omdat fosfaat sterk in de bodem wordt vastgelegd, is het fosfaatoverschot bijna altijd in de bovengrond van het perceel terug te vinden (< 50 cm). In figuur 9 is de minerale fosfaatvoorraad zoals gemeten in de landelijke steekproef kaarten (Finke et al., 2001; Schoumans, 2004) vergeleken met de STONE resultaten. Hieruit blijkt dat nationaal gezien de resultaten goed overeenkomen. De mediaanwaarde van de minerale fosfaatophoping in alle landbouwgronden bedraagt ongeveer 4.700 kg

P_2O_5 per ha. Het 5 en 95 percentiel bedraagt resp. 2.250 en 10.250 $kg P_2O_5$ per ha. De landelijke steekproef was een bodemkartering om de zuiverheid van de grondwatertrappenkaart te bepalen en was er niet op gericht om voor de verschillende combinaties aan bodemgebruikvormen en grondsoorten de fosfaatvoorraad in de bodem vast te stellen; echter hiervan kan wel een indicatie gegeven worden (figuur 10). Hieruit blijkt dat de minerale fosfaatvoorraad onder grasland te laag wordt geschat en onder bouwland en maïsland te hoog. In de STONE berekeningen (historie 1940-2000) wordt verondersteld dat er sprake is van een permanent grasland, bouwland of maïsland. Maïs wordt echter in de STONE berekeningen pas vanaf 1971 geïntroduceerd, waarbij een deel van het bouwlandareaal eenmalig wordt omgezet in maïsland en blijft vanaf dat moment maïsland. Bij deze nationale berekeningen vinden er dus jaarlijks geen omzetting plaats zoals dat in de praktijk wel het geval is (althans op een deel van de percelen van veel bedrijven). Dit leidt er toe dat het fosfaat in de praktijk meer over de landbouwpercelen wordt “uitgesmeerd”. Dit betekent dat de bemestingsmodule van STONE in de periode 1940-2000 hoogstwaarschijnlijk te veel kunstmest e/o dierlijke mest aan maïs- en bouwland toebedeeld. Gelet op deze uitkomsten wordt aanbevolen om de aannames die in STONE zijn gedaan ten aanzien van bemesting nader te evalueren.

In dit rapport spelen deze effecten geen cruciale rol omdat vooral wordt nagegaan wat de gevolgen zijn van een fosfaatoverschot op het lot van dit overschot in de bodem (processen) en door welke factoren de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater sterk wordt beïnvloed (relaties). Deze kunnen nog steeds inzichtelijk gemaakt worden.



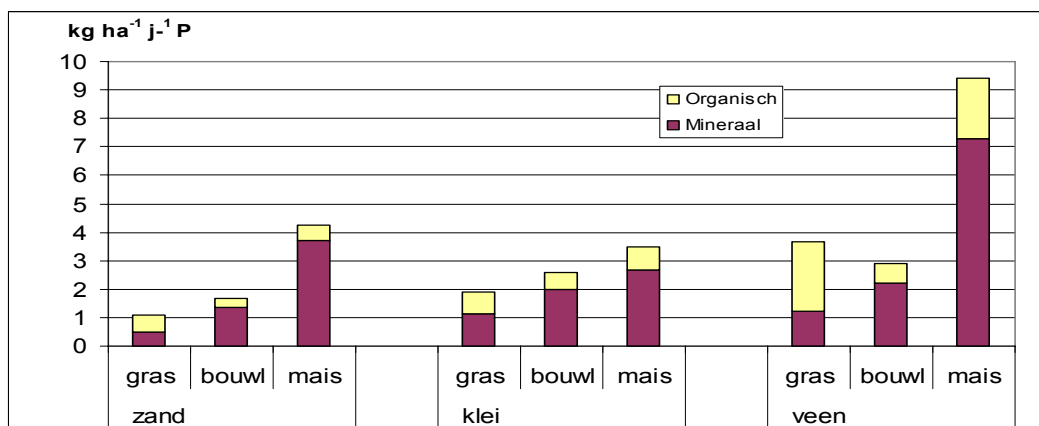
Figuur 9 Cumulatieve frequentieverdeling van de minerale fosfaatvoorraad in de bodem zoals berekend met STONE en zoals gemeten in de landelijke steekproef kaartenbeden (lsk) (laag 0-50 cm)



Figuur 10 Cumulatieve frequentieverdeling van de minerale fosfaatvoorraad in de bodem zoals berekend met STONE en zoals gemeten in de landelijke steekproef kaartenbeden (lsk) (laag 0-50 cm) opgesplitst naar de belangrijkste bodemgebruiksvormen

Fosfaatuitspoeling

Door de relatieve hoge fosfaatvoorraad in de bodem op maïsgronden treedt vanuit deze percelen *lokaal* de hoogste fosfaatbelasting van het oppervlaktewater op ($\text{kg P ha}^{-1} \text{j}^{-1}$) zoals in figuur 11 is aangegeven. Vooral bij maïspcelen die op de relatief natte veengronden zijn gelegen is dit het geval. Dergelijke situaties komen in Nederland slechts beperkt voor (tabel 1). Minerale fosfaatuitspoeling levert de hoogste bijdrage aan de fosfaatemissies naar het oppervlaktewater voor de meeste bodem-gewas-combinaties, echter de organische fosfaatuitspoeling is niet te verwaarlozen. Alleen bij grasland op veengronden spoelt veelal meer organisch fosfaat dan anorganisch fosfaat uit (33% mineraal en 67% organisch). Indien rekening gehouden wordt met de arealen waarin de verschillende combinaties voorkomen, dan bedraagt de gemiddelde minerale fosfaatuitspoeling uit zand-, klei- en veengronden in de periode 1986-2000 resp. 74%, 71% en 48% van de totale P



Figuur 11 Histogram van de gemiddelde anorganische en organische fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater in de periode 1986-2000 opgesplitst naar verschillende combinaties van bodem en bodemgebruik

3.2 Factoren die de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater beïnvloeden

De minerale fosfaatbelasting van het oppervlaktewater hangt sterk af van de minerale fosfaatvoorraad in de bodem in relatie tot de resterende capaciteit van de bodem om fosfaat te binden. Tevens is er een duidelijke invloed van het verloop van de grondwaterstand op de fosfaattuitspoeling. Vooral in situaties waarbij de grondwaterstand zich regelmatig in lagen bevindt waarin veel fosfaat is geaccumuleerd, en het resterend fosfaatbindend vermogen voor een groot deel verbruikt is, treedt er een duidelijke verhoogde fosfaatbelasting van het oppervlaktewater op (althans indien het perceel ondiep ontwaterd wordt via greppels en sloten). De invloed van de grondwatertrap op de totale fosfaattuitspoeling via verschillende ontwateringsmiddelen is in figuur 12 aangegeven voor de drie grondsoorten in combinatie met drie grondwatertrappenklassen. Vooral vanuit percelen waarin de grondwaterstand regelmatig boven de 40 cm-mv. komt (grondwatertrapklasse 1) treedt de hoogste fosfaatbelasting van het oppervlaktewater op, omdat het overgrote deel van het fosfaatoverschot juist in deze bovengrond van de bodem is opgehoopt. Dit geldt met name voor de zandgronden en de veengronden, omdat deze gronden beperkt gedraineerd zijn. Bij kleigronden is dit effect minder, omdat bij alle grondwaterklassen een aanzienlijk deel via de sloten ontwatert (aanwezigheid van drains). Daarbij komt dat in een deel van de zeelegebieden relatief hoge fosfaatconcentraties in de ondergrond kunnen voorkomen zodat de bijdrage vanuit de ondergrond in relatief droge situaties relatief hoog blijft. Bij de grondwaterklassen 1 en 2 vindt ongeveer 80-90% van de totale fosfaatbelasting van het oppervlaktewater plaats via ondiepe uitspoeling naar greppels en sloten.

Figuur 13 toont de minerale, organische en totale fosfaattuitspoeling ($\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}\text{P}$) voor de verschillende bodem-bodemgebruikcombinaties opgesplitst naar de drie grondwatertrappenklassen (Gtk 1=I,II,II*,III,III*,V,V*; Gtk 2= IV, VI; Gtk 3=VII,VII*,VIII). Over het algemeen is de fosfaattuitspoeling op natte gronden (Gtk1) het hoogst en neemt deze af naarmate de gronden droger worden (resp. Gtk2 en Gtk3). Het effect is het sterkst in situaties waarin er veel fosfaat in de bodem is opgehoopt (zoals op maïspan in de STONE sommen het geval is).

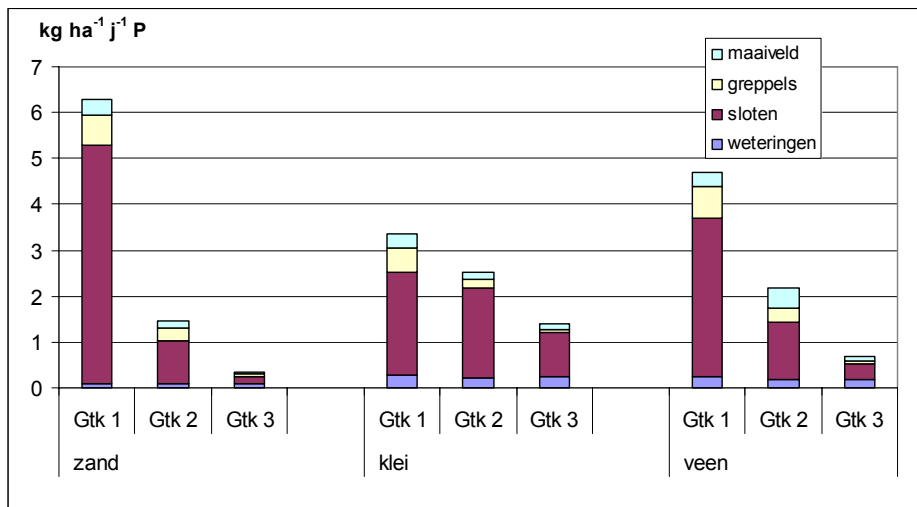
Omdat de grondwaterstand van invloed is op de totale fosfaatbelasting van het oppervlaktewater is voor de verschillende grondwaterklassen nagegaan wat de invloed is van de waterafvoer (weerjaar) op de gemiddelde minerale (ortho-P) en organische fosfaatconcentraties die uitspoelen naar het oppervlaktewater (figuur 14 en 15). Hierbij is geen opsplitsing gemaakt naar bodem en bodemgebruikcombinaties, zodat dit gemiddelden voor heel Nederland zijn.

De hoogte van de organische P concentratie voor de verschillende grondwaterklassen is nagenoeg niet afhankelijk van de waterafvoer (figuur 14). Wel zijn duidelijke niveauverschillen zichtbaar tussen de verschillende grondwaterklassen. De spreiding in de organische P concentratie is het grootst voor de natte gronden (grondwaterklasse 1; 0,3-0,45 mg/l P), hetgeen samenhangt met het feit dat vlak na

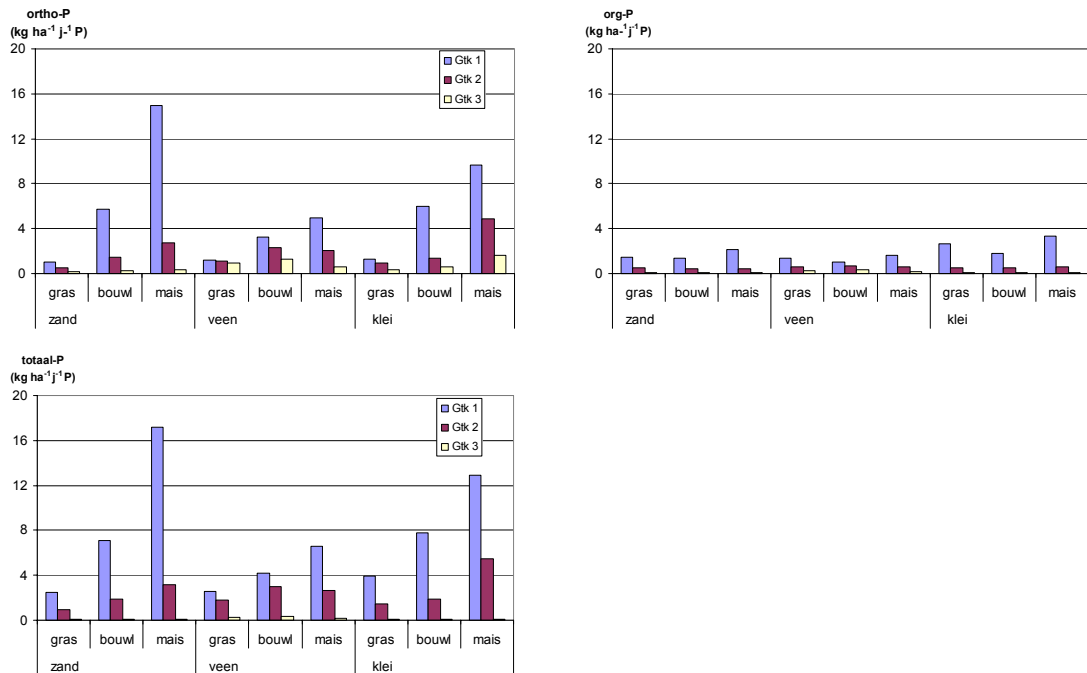
bemesting hoge organische P-concentraties worden aangetroffen in de bovengrond die vervolgens ondiep door de bodem uit kunnen spoelen naar het oppervlaktewater.

De gemodelleerde organische fosfaatuitspoeling is over het algemeen lager dan de minerale fosfaatuitspoeling (figuur 13). De concentratie opgelost organisch P in de bodem varieert door het jaar heen over het algemeen beduidend sterker dan de concentratie mineraal fosfaat. Dit wordt veroorzaakt doordat de bodem de minerale fosfaatconcentratie sterk buffert en de fractie opgelost organisch fosfaat niet. De dynamiek van de organische fosfaatconcentratie wordt in belangrijke mate bepaald door de hoogte, de vorm, het tijdstip en de wijze van toediening van de dierlijke mestgift en de mate van aëratie van de bodem. Daarnaast treedt ook in het vroege voorjaar, als de biologische activiteit in de bodem toeneemt, een verhoogde organische P concentratie in het bodemvocht op (Van der Salm & Schoumans, 2000; Middelkoop et al., 2003).

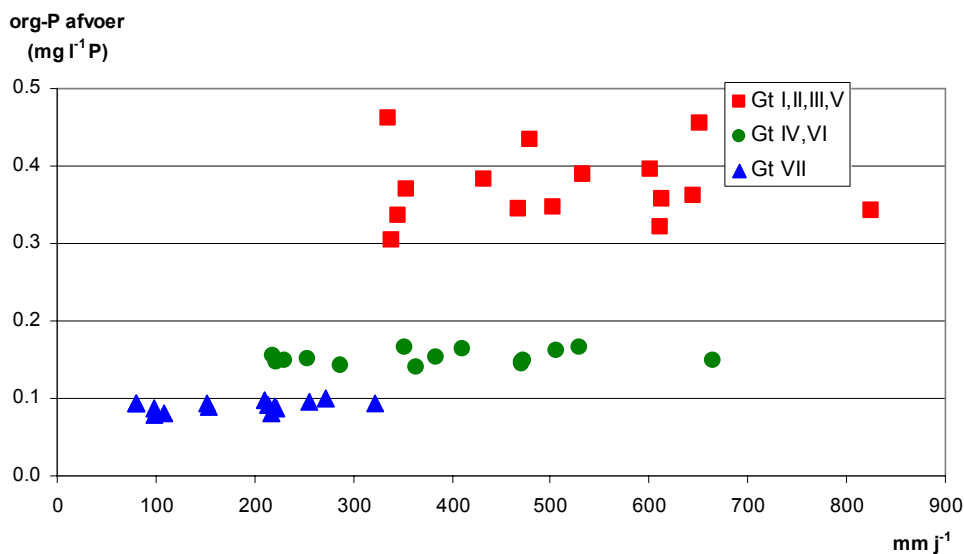
Zoals aangegeven wordt de minerale fosfaatconcentratie sterk door de bodem gebufferd, waardoor de verschillen tussen de verschillende grondwaterklassen beperkt zijn (figuur 15). Wel wordt bij grondwaterklasse 1, en in minder mate ook grondwaterklasse 2, een beperkte toename van de ortho-P-concentratie waargenomen bij hogere waterafvoeren, doordat het grondwater langduriger in contact met bodemlagen die een hoger fosfaatgehalte bezitten.



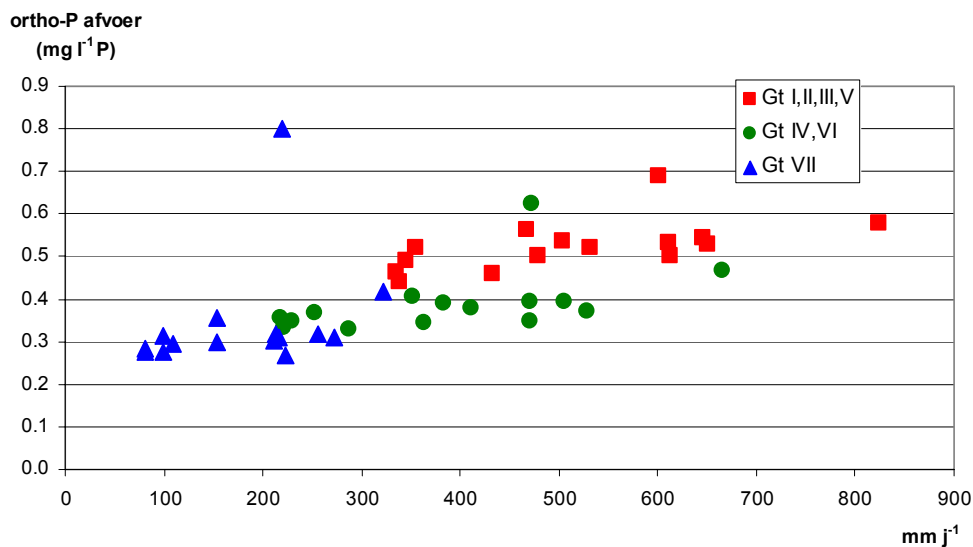
Figuur 12 Histogram van de totale fosfaatuitspoeling via de verschillende ontwateringsmiddelen ($\text{kg ha}^{-1} \text{j}^{-1} \text{P}$) (gemiddeld over de periode 1986-2000) opgesplitst naar combinaties van grondsoort en grondwatertrapklassen (Gtk 1=I,II,II*,III,III*,V,V*; Gtk 2=IV, VI; Gtk 3=VII,VII*,VIII). (N.B. de droge veengronden betreffen hier de hoogveengronden)



Figuur 13 Histogrammen van de minerale(ortho-P), organische en totale fosfaatuitspoeling (gemiddeld over de periode 1986-2000) voor de verschillende bodem-bodemgebruikcombinaties en opgesplitst naar de drie grondwatertrappenklassen (Gt 1=I,II,II*,III,III*,V,V*; Gt 2= IV, VI; Gt 3=VII,VII*,VIII) (N.B. de veengronden met maïsland en bouwland zijn grotendeels de hoogveengronden)

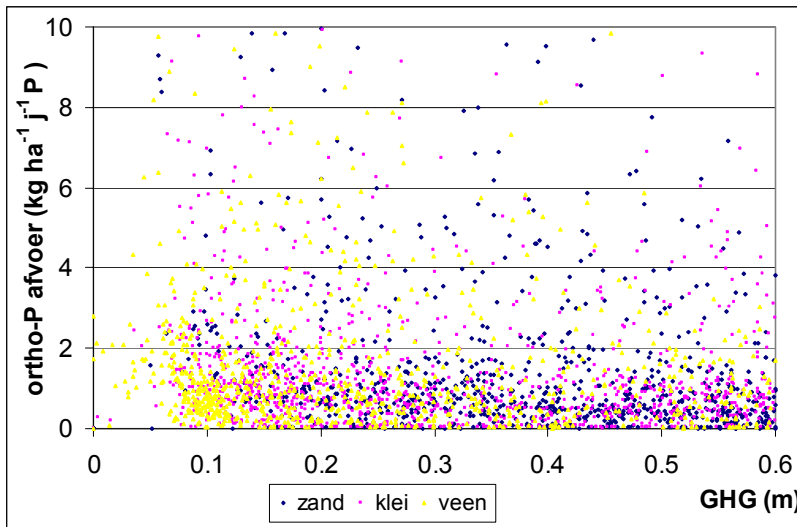


Figuur 14 Gemodelleerde gemiddelde organisch P-concentraties die uitspoelen in relatie tot de bijbehorende waterafvoeren van de beschouwd 15 weerjaren (periode 1986-2000) opgesplitst naar de drie grondwatertrappenklassen (Gt 1=I,II,II*,III,III*,V,V*; Gt 2= IV, VI; Gt 3=VII,VII*,VIII)



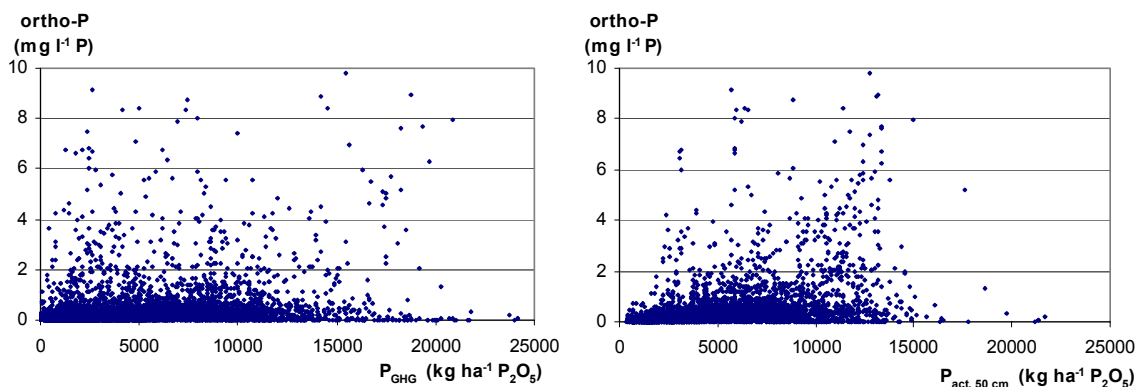
Figuur 15 Gemiddelde minerale P-concentraties die uitspoelen in relatie tot de bijbehorende waterafvoeren van 15 meerjaren (periode 1986-2000) opgesplitst naar de drie grondwatertrappenklassen (Gt₁=I,II,II*,III,III*,V,V*; Gt₂=IV, VI; Gt₃=VII,VII*,VIII)

Hoewel uit figuur 12 blijkt dat bij “natte” gronden meer mineraal fosfaat uitspoelt dan bij drogere gronden, is de variatie erg groot. Figuur 16 toont de minerale fosfaatbelasting van het oppervlaktewater (via greppels, sloten/drainen) als functie van de GHG (gemiddelde hoogste grondwaterstand). Uit dit slechte verband mag geconcludeerd worden dat de invloed van andere factoren, zoals mate van fosfaataccumulatie in de bodem, capaciteit van de bodem om fosfaat te binden, wijze van ontwatering en waterafvoer naar de verschillende drainagemiddelen, belangrijker zijn. Om de invloed van de waterafvoer (hydrologie) te elimineren, zal hierna ingegaan worden op de minerale fosfaatconcentratie die ondiep via greppels, sloten en drainen uitspoelt, tezamen met de lokale factoren die hierop van invloed zijn.



Figuur 16 “Relatie” tussen de minerale fosfaatuitspoeling (ondiep; greppels/sloten/drains) en de lokale gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG)

De hoeveelheid mineraal fosfaat die in de bovengrond is opgehoopt vertoont geen (directe) relatie met de minerale fosfaatconcentratie die ondiep uitspoelt naar het oppervlaktewater zoals in figuur 17a en 17b is aangegeven voor resp. de GHG en de bovenste 50 cm van de bodem. Doordat de fosfaatvoorraad bij natte gronden (GHG veelal tussen de 20 en 40 cm – mv.) dieper in het profiel kan zijn doorgedrongen dan de GHG levert de minerale P voorraad in de bovengrond (tot aan 50 cm) in geringe mate een beter verband op.



Figuur 17 “Relatie” tussen de minerale fosfaatconcentratie die ondiep via greppels en sloten uitspoelt (a: linker figuur) en de minerale fosfaatvoorraad in de bodem (resp. tot GHG en 50 cm) (b: rechter figuur)

Het gecombineerde effect van de fosfaatvoorraad in de bodem en de capaciteit van de bodem om fosfaat te binden mede in relatie tot de grondwaterstand, komt tot uitdrukking in de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem, welke gedefinieerd is als:

$$FVG_{GHG} = \left(\frac{P_{act, GHG}}{FBV_{tot, GHG}} \right) \cdot 100\%$$

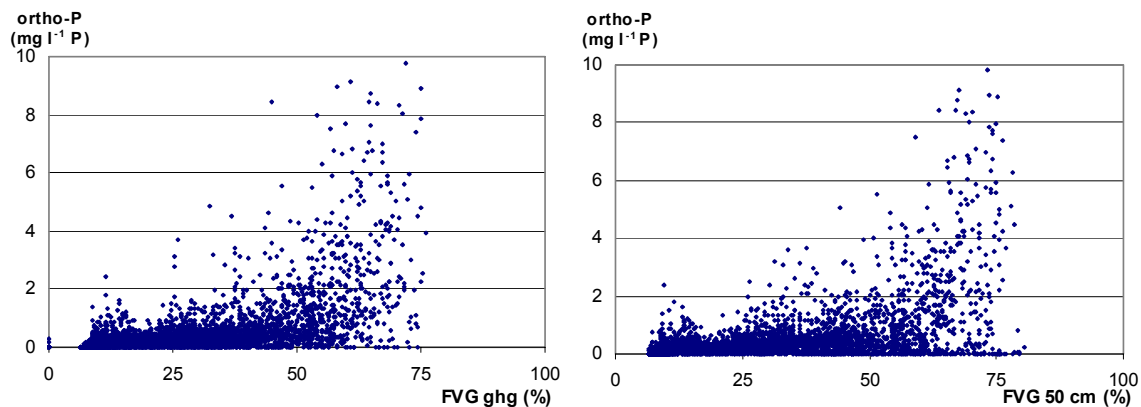
met

$P_{act, GHG}$ = actuele fosfaatvoorraad in de bodem tot aan de GHG (kg P₂O₅ ha⁻¹)

$FBV_{act, GHG}$ = totaal fosfaatbindend vermogen van de bodem tot aan de GHG (kg P₂O₅ ha⁻¹)

FVG_{GHG} = fosfaatverzadigingsgraad van de bodem tot aan de GHG (kg P₂O₅ ha⁻¹)

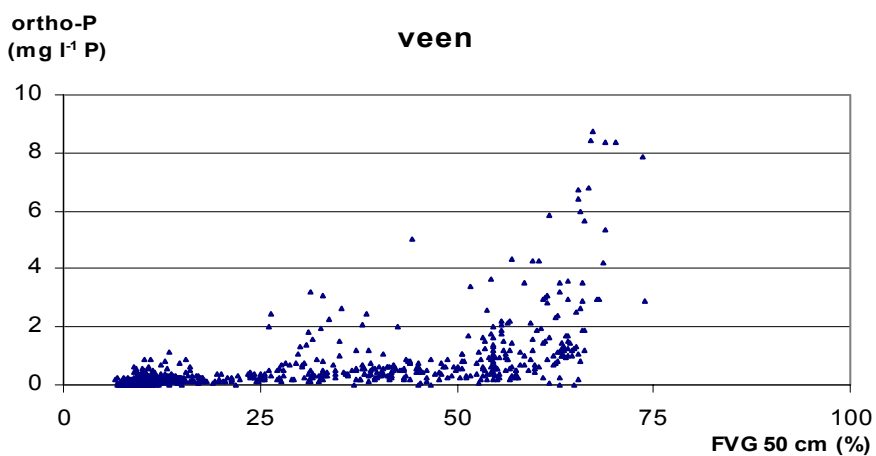
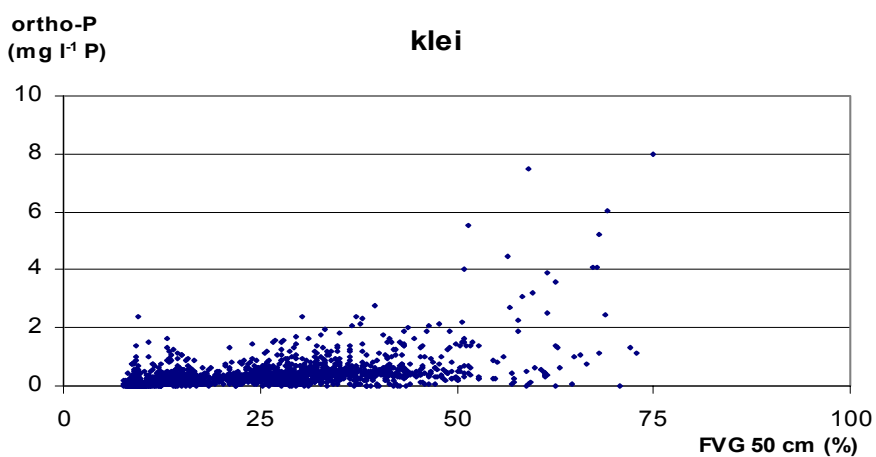
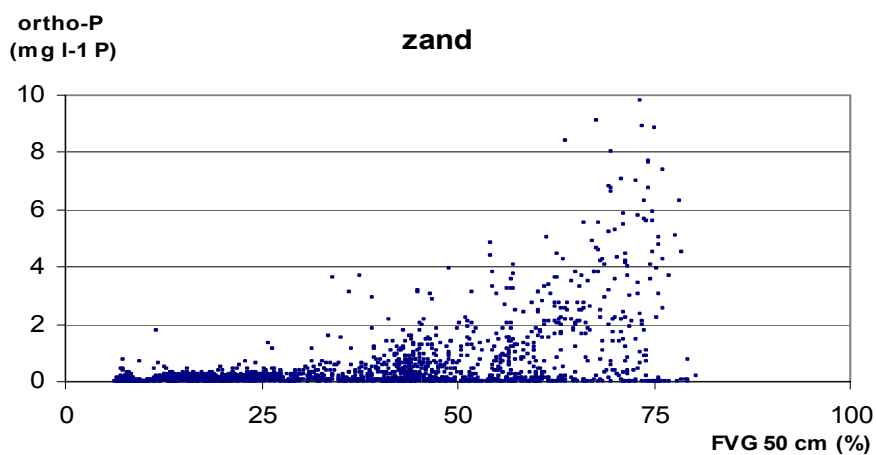
In figuur 18 is de relatie tussen de FVG en de minerale fosfaatconcentratie die ondiep uitspoelt (via greppels en sloten) aangegeven zoals deze voor alle combinaties van bodem, bodemgebruik en grondwatertrap zijn gemodelleerd met STONE. Naarmate de fosfaatverzadigingsgraad toeneemt, neemt ook de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater toe (figuur 18a). Ook nu wordt een beter verband gevonden (met name in het hoge fosfaatverzadigingstraject) tussen de minerale fosfaatconcentratie en de fosfaatverzadigingsgraad indien de laag 0-50 in beschouwing wordt genomen (figuur 18b).



Figuur 18 Relatie tussen de minerale fosfaatconcentratie die ondiep uitspoelt via greppels en sloten uitspoelt (a: linker figuur) en de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem (berekend tot resp. de GHG en 50 cm-mv.) (b: rechter figuur)

Ook nu is echter de spreiding nog groot (met name bij hoge fosfaatverzadigingsgraden). Dit wordt veroorzaakt door onder andere verschillen in het tijdstip en de omvang van de bemesting, het fosfaatoverschot, de ‘doorwerking’ van de aanvoer via kwel en de bijdrage van de bodemlagen van waaruit het bodemwater hoofdzakelijk uittreedt naar het oppervlaktewater. Het beeld verbetert enigszins als een opsplitsing naar grondsoort wordt gemaakt (figuur 19), alleen bij zandgronden blijft de spreiding relatief groot. Uit deze analyse van de modeluitkomsten van STONE kan wel geconcludeerd worden dat de fosfaatverzadiging van de bodem berekend tot aan 50 cm in de periode 1986-2000 een betere maat is om het actuele risico op verhoogde minerale fosfaatconcentraties te schatten dan de reguliere definitie van een fosfaatverzadigde grond die uitgaat van de fosfaatvoorraad en het fosfaatbindend vermogen van de bodem berekend tot aan de GHG. Hierbij wordt opgemerkt dat deze laatste gericht was om het potentiële risico in te schatten op belasting van het bovenste

grondwater (GHG) en daarmee indirect op de bescherming van het oppervlaktewater. Op basis van de theoretische achtergronden kan echter aangegeven worden dat in situaties waarin de bodem wordt uitgemijnd de relaties tussen fosfaatverzadiging en de minerale fosfaatconcentratie die uitspoelt slechter zullen worden. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat bij eenzelfde fosfaatverzadigingsgraad verschillende verdelingen tussen makkelijk oplosbaar mineraal fosfaat en moeilijk oplosbaar mineraal fosfaat voor kunnen komen, waardoor verschillende minerale fosfaatconcentraties in het bodemvocht ontstaan (Schoumans, 2004; hysteresis effect). Verder geldt dat de minerale fosfaatemissies uitgedrukt in kg P per ha per jaar sterk afhankelijk zijn van de verdeling van de waterafvoer uit de verschillende bodemlagen, waardoor nog steeds gronden met een hoge fosfaatverzadigingsgraad (tot aan 50 cm) een lage belasting van het oppervlaktewater kunnen veroorzaken (bijv. in de relatief drogere gronden). Hierdoor blijft de spreiding in fosfaatvrachten in afhankelijkheid van de fosfaatverzadigingsgraad altijd erg groot.



Figuur 19 Relatie tussen de minerale fosfaatconcentratie die ondiep uitspoelt en de fosfaatverzadigingsgraad van de bovengrond van de bodem (0 - 50 cm - mv.) voor drie grondsoorten

4 Conclusies en aanbevelingen

Uit de resultaten van modelberekeningen met het consensus model STONE (Alterra, RIVM en RIZA; gehanteerde versie 2.1.1 voor ex ante analyse EMW 2004) voor de periode 1986-2000 kunnen de volgende conclusies worden getrokken en aanbevelingen worden gedaan.

- Het fosfaat dat aan landbouwgronden via kunstmest- en dierlijke mestgiften wordt toegediend en niet door het gewas wordt opgenomen, hoopt zich in de bovengrond van de percelen op en wel hoofdzakelijk in minerale vorm.
- De berekende frequentieverdeling van de minerale fosfaatvoorraad in de bodem is in overeenstemming met de gemeten frequentieverdeling van de minerale fosfaatvoorraad in de bodem zoals deze in de landelijke steekproef kaartenheden wordt aangetroffen (laag 0-50 cm).
- Verschillen in de frequentieverdeling van de minerale fosfaatvoorraad in de bodem worden wel waargenomen indien specifieke bodem-gewas-combinaties in beschouwing worden genomen. Vooral op maïsland wordt in de praktijk gemiddeld een lagere fosfaataccumulatie waargenomen en aan de andere kant komt op een beperkt deel van het grasland- en bouwlandareaal een hogere fosfaatvoorraad in de bodem voor. Dit wordt veroorzaakt doordat in het verleden het mestoverschot (blijkbaar) niet hoofdzakelijk op maïsland is terecht gekomen, zoals binnen de mestroutine van STONE wordt aangenomen, maar ook gedeeltelijk op grasland en bouwland. Daarnaast wordt bij de STONE schematisatie verondersteld dat een maïspancel altijd een maïspancel blijft, hetgeen niet in overeenstemming met de praktijk is (wisselbouw). Aanbevolen wordt om de gehele bemestingsgeschiedenis waarvoor STONE rekent (vanaf 1940 tot heden) aan een nadere analyse te onderwerpen. Voor de analyse van het lot van het fosfaatoverschot, waar het gaat om de mechanismen die in de bodem optreden, is dit niet relevant.
- De mediaanwaarde van de minerale fosfaatvoorraad in alle landbouwgronden bedraagt ongeveer 4.700 kg P_2O_5 per ha. Het 5 en 95 percentiel bedraagt resp. 2.250 en 12.250 kg P_2O_5 per ha.
- Ongeveer 95% van het opgeslagen fosfaat is in zandgronden in minerale vorm aanwezig (berekend over het gehele profiel van 13 m). Voor kleigronden is dit percentage 88 % en voor veengronden 68%. In de wortelzone liggen deze percentages beduidend lager: 62%, 66% en 32% als gemiddelde voor resp. zand-, klei en veengronden en is bij graslandpercelen het hoogst. Aanbevolen wordt om in de monsters van de landelijke steekproef kaartenheden ook het gehalte aan organische stof en organisch fosfaat te bepalen teneinde deze uitkomsten te kunnen verifiëren, zoals ook voor mineraal fosfaat gedaan is.

- De landbouwgewassen nemen een groot deel van de fosfaatgiften weer op, alleen bij grasland vloeit een aanzienlijk deel weer terug naar de bodem (40-50%). Desondanks is de netto fosfaatafvoer bij grasland in de beschouwde periode het hoogst.
- De bijdrage van kwel aan de totale fosfaataccumulatie in landbouwgronden is nationaal gezien relatief laag ten opzichte van de aanvoer via de dierlijke mest en de kunstmest.
- De fosfaatuitspoeling vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater komt grotendeels tot stand door de ontwatering van percelen via greppels en sloten (ondiepe waterafvoer vanuit lagen waarin het fosfaat is opgehoopt).
- In zandgronden en kleigronden is de bijdrage van de mineraal P aan de totale fosfaatuitspoeling ongeveer 50 tot 80%. In veengronden is de variatie groter namelijk van 35 tot 75%. Vooral op graslandpercelen is de bijdrage van de organische fosfaatuitspoeling hoger als gevolg van de sterke organische stofdynamiek die in graslandpercelen optreedt doordat een groot aanzienlijk deel (wortelresten) weer terugkeert naar de bodem. Aanbevolen wordt om voor verschillende stroomgebieden in karakteristieke landschappelijke regio's van Nederland na te gaan of de bijdrage c.q. verdeling van de minerale en de organische fosfaatuitspoeling correct is berekend.
- De totale fosfaatuitspoeling uit landbouwgronden naar het oppervlaktewater is sterk afhankelijk van de grondwaterstandsdynamiek, hetgeen zich uit in een duidelijke invloed van de grondwatertrapsklassen op de fosfaatuitspoeling.
- Het opgeloste organische fosfaat dat uitspoelt wordt nagenoeg niet beïnvloed door de organische fosfaataccumulatie in de bodem. De hydrologische omstandigheden in combinatie met de hoogte en tijdstip van bemesting zijn wel belangrijke factoren.
- De minerale fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater is niet gecorreleerd met de fosfaatvoorraad in de bovengrond (0-50 cm) of de lokale gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG). Wel blijkt er een redelijk correlatie te bestaan tussen de minerale fosfaatconcentratie die uitspoelt en de mate van fosfaatverzadiging van de bovenste 50 cm van de bodem. Dit wordt veroorzaakt doordat in de beschouwde periode (1986-2000) de fosfaatverzadiging de fosfaatconcentratie sterk buffert. Opgemerkt wordt dat de reguliere definitie van een fosfaatverzadigde grond een minder goed verband oplevert, omdat in deze definitie alleen het fosfaat boven de GHG "in rekening wordt gebracht". In natte gronden (GHG veelal tussen de 20 en 40 cm) komt het regelmatig voor dat ook fosfaat al dieper zit dan de GHG, die in de reguliere definitie van een fosfaatverzadigde grond dan niet in beschouwing wordt genomen, maar wel bijdraagt aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Aanbevolen wordt om in de toekomst aan dit potentiële effect meer aandacht te besteden. Op grond hiervan wordt voorgesteld om na

te gaan of er betere kenmerken afgeleid kunnen die de (actuele) fosfaatuitspoeling beter voorspellen.

- Omdat in deze studie alleen nagegaan kon worden wat de bijdrage is van de kwel/wegzijging op de bodembalans, wordt tot slot aanbevolen om bij vervolgstudies onderscheid te maken in de feitelijke bijdrage van de landbouw aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater en de bijdrage van de relatief hoge fosfaatachtergrondconcentraties die in de ondergrond in bepaalde geologische formaties kunnen optreden en die via kwel in het oppervlaktewater terecht kunnen komen.

Literatuur

- Beek, J. & W.H. van Riemsdijk, 1979. Interaction of orthophosphate ions with soil. In: G.H. Bolt (ed.) Soil chemistry. B. Physico-chemical models. Elsevier Amsterdam. p. 259-284
- Berge, H. ten, J.C.M. Withagen, F.J. de Ruyter, M.J.W. Jansen & H.G. van der Meers, 2000. Nitrogen responses in grass and selected field crops. QUAD-MOD parameterisation and extensions for STONE application. Report 24, Plant Research International, Wageningen.
- Beusen, A.H.W., H.L. Boogaard, P.A. Finke, R. Heida, B.Gehrels, P. Groenendijk, J.A. van Jaarsveld, O.M. Knol, G.B.J. Overbeek & E. Scheper, 2000. STONE 1.3 Technische documentatie, Versie 1.0.
- Boers P.C.M., H.L. Boogaard, J.Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij, C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh & J.A.P.H. Vermulst, 1997. Watersysteemverkenningen, Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. Rapport 97.013, RIZA, Lelystad en Rapport 532, Staring Centrum, Wageningen.
- Breuwisma, A., Reijerink, J.G.A. & O.F. Schoumans, 1990. Fosfaatverzadigde gronden in het Oostelijk, Centraal en Zuidelijk Zandgebied. Staring Centrum Wageningen, Rapport no. 68.
- 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, 1997. 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 & Report 71, Wageningen University, Wageningen.
- Finke, P.A., J.J. de Gruijter & R. Visschers, 2001. Status 2001 Landelijke Steekproef Kaarteenheden en toepassingen. Alterra rapport 389, Wageningen.
- Groenendijk, P, L.V. Renaud & J.Roelsma, 2004. Prediction of Nitrogen and Phosphorus leaching to groundwater and surface waters. Process descriptions of the ANIMO4.0 model. Alterra report in prep.
- Kroon, T., P.A. Finke, I. Peereboom & A.H.W. Beusen, 2001. Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE; de ruimtelijke indeling en toekenning van de hydrologische en bodemchemische parameters. Rapport 2001.017, RIZA, Lelystad.
- Lande Cremer, L.C.N. de la, 1970. Mestoverschotten, een potentiële bron van milieuverontreiniging. Kali 80: 361-368
- Lexmond, Th.M., W.H. van Riemsdijk & F.A.M. de Haan, 1982. Fosfaat en koper in de bodem in gebieden met intensieve veehouderij. Staatsuitgeverij 's Gravenhage 1982, 160 pp. en bijl.
- Middelkoop J.C van ., C. van der Salm, D.J. den Boer, M. ter Horst, W.J. Chardon, R.F. Bakker, R.L.M. Schils & O.F. Schoumans, 2004. "Effecten van fosfaat- en stikstofoverschotten op grasland Veldonderzoek op vier locaties", 1997-2001 Rapport XX, Praktijkonderzoek Veehouderij, in druk

- Overbeek, G.B.J., A.H.W. Beusen, P.C.M. Boers, G.J. van den Born, P. Groenendijk, J.J.M. van Grinsven, T. Kroon, H.G. van der Meer, H.P. Oosterom, P.J.T.M. van Puijenbroek, J. Roelsma, C.W.J. Roest, R. Rötter, A. Tiktak & S. van Tol, 2001. Plausibiliteitsdocument STONE 2.0. RIVM rapport 718501001, Bilthoven.
- RIVM, 2000. Nationale Milieuverkenning 5. 2000-2030. Samsom bv, Alphen aan den Rijn.
- RIVM, 2002. MINAS en Milieu. Balans en verkenning. MNP/RIVM, Bilthoven. 205 pp.
- RIVM, 2004. Mineralen Beter geregeld. Evaluatie van de werking van de Meststoffenwet. Milieu en Natuurplanbureau, RIVM, Bilthoven.
- Salm, C. van der & O.F. Schoumans, 2000. Phosphate losses on four grassland plots used for dairy farming. Measured phosphate losses and calibration of the model ANIMO. Alterra report 083.
- Schoumans, O.F., 1995. Beschrijving en validatie van de procesformulering van de abiotische fosfaatreacties in kalkarme zandgronden. Rapport 381. Staring Centrum Wageningen.
- Schoumans, O.F., 2004. Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. Alterra rapport 730.4, Alterra, Wageningen.
- Schoumans, O.F. & Groenendijk, P., 2000. Modelling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. Journal of Environmental Quality 29: 111-116.
- Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, H.F.M. ten Berge, H.G. van der Meer & F.K. van Evert, 2002. Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0. Clusterrapport 4: Deel 1. Alterra rapport 552.
- Schwertmann, U., 1964. Differentzierung der Eisenoxiden des Bodens durch extraction mit Ammonium Oxalaat Loessung. Pflanzenernährung Düngung und Bodenkunde, 105, 194-202.
- 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.
- Zee, S.E.A.T.M. van der, 1988. Transport of reactive contaminants in heterogeneous soil systems. Dissertatie, Landbouwniversiteit Wageningen, 283 pp.
- 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. Landbouwniversiteit 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. Landbouwniversiteit Wageningen.

Bijlage 1 Water- en fosforbalansen (gemiddelde situatie over de periode 1986-2000)

uitgedrukt in resp. $\text{mm}\cdot\text{j}^{-1}$ en $\text{kg ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ P

Bodemlagen:

RP = wortelzone

GP = profiel tot aan GLG

TP = totale profiel (13 m)

Drainage niveaus:

Oppervlakteafvoer

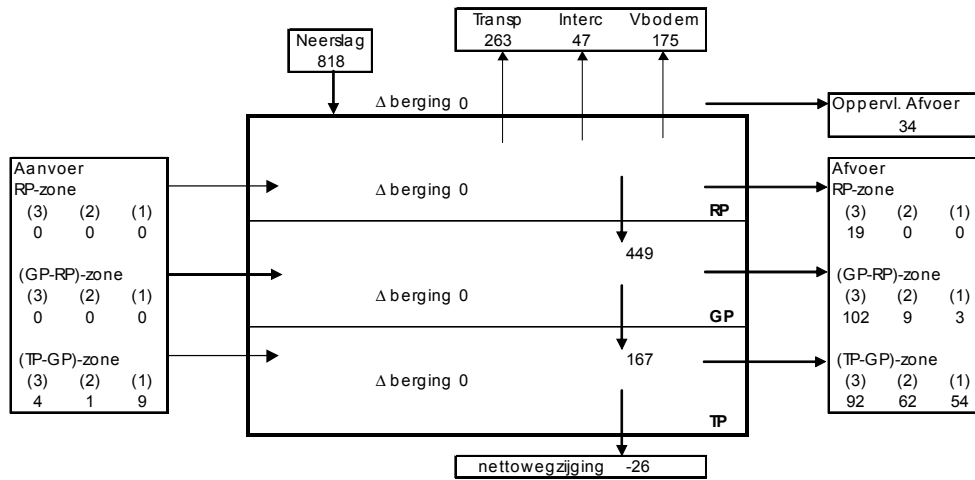
(3) = ondiepe afvoer (greppels)

(2) = diepere afvoer (sloten/drains)

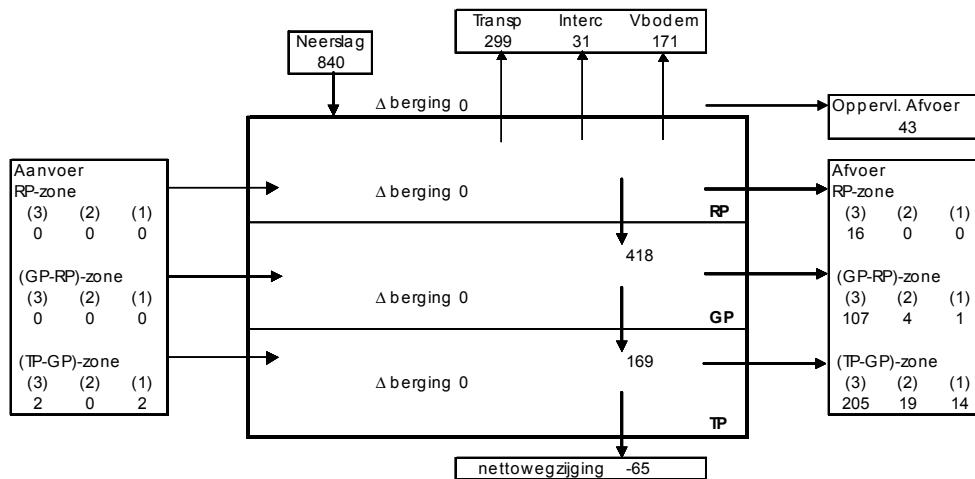
(1) = diepe afvoer (kanalen/boezems)

Netto wegzijging (positief)

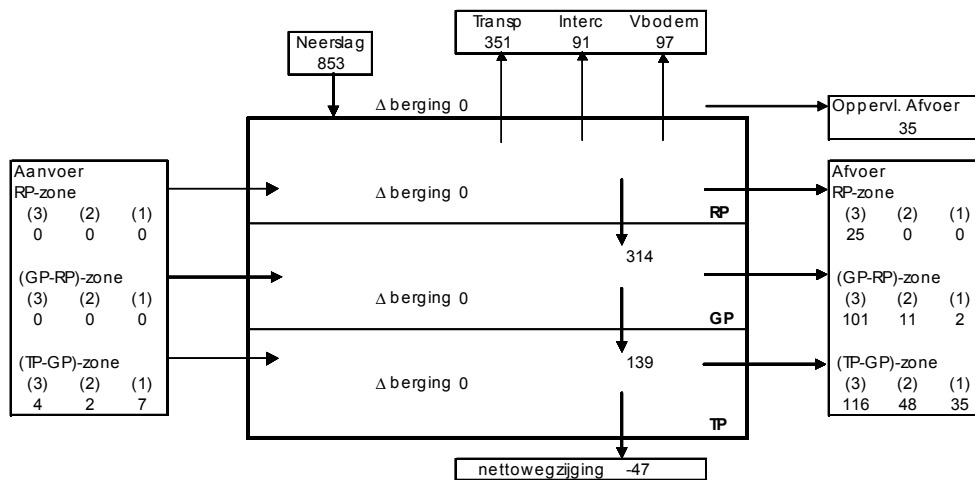
Waterbalans Klei mais 1993



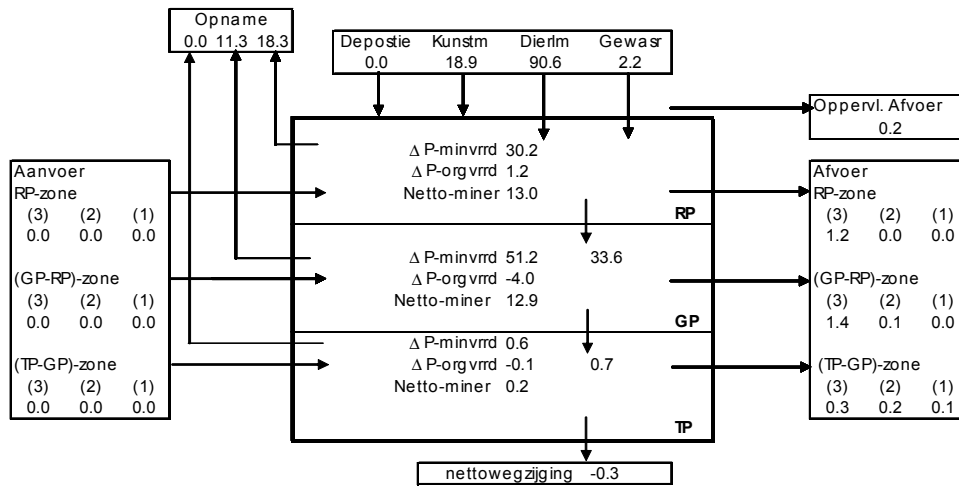
Waterbalans Klei akkb 1993



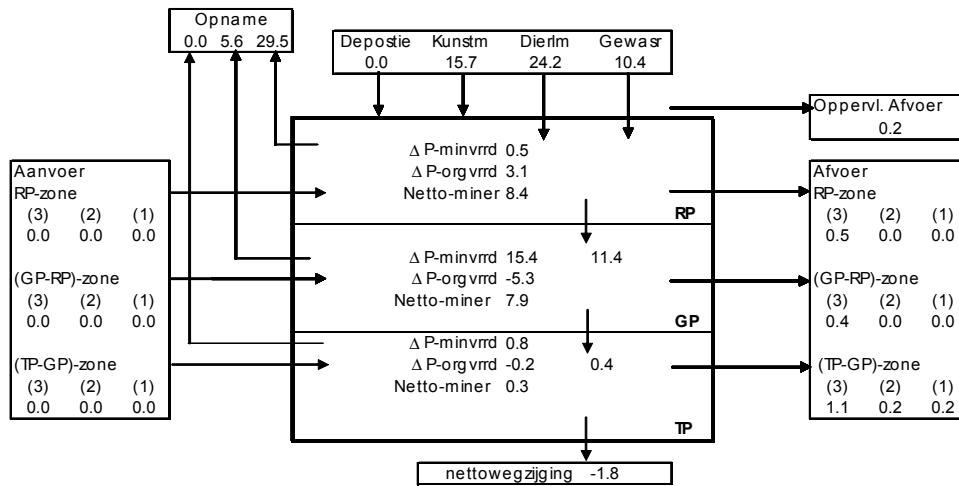
Waterbalans Klei gras 1993



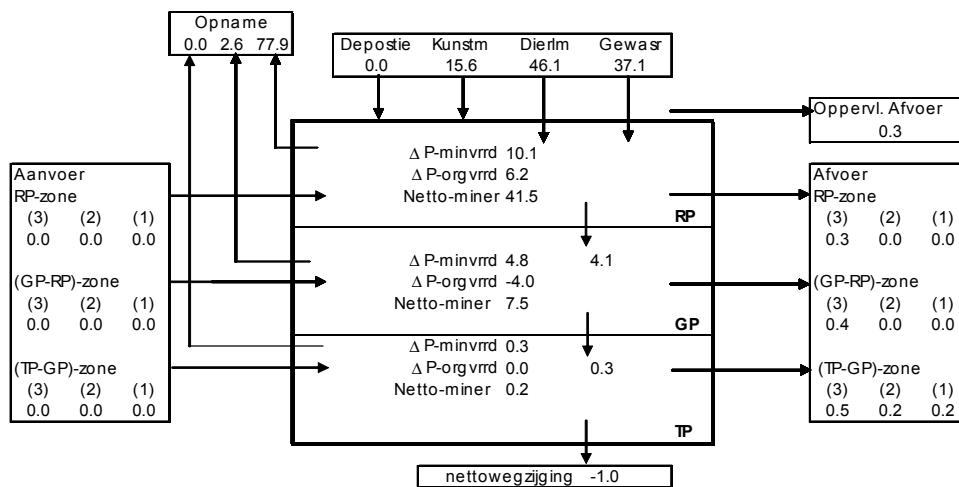
Fosforbalans Klei mais 1993



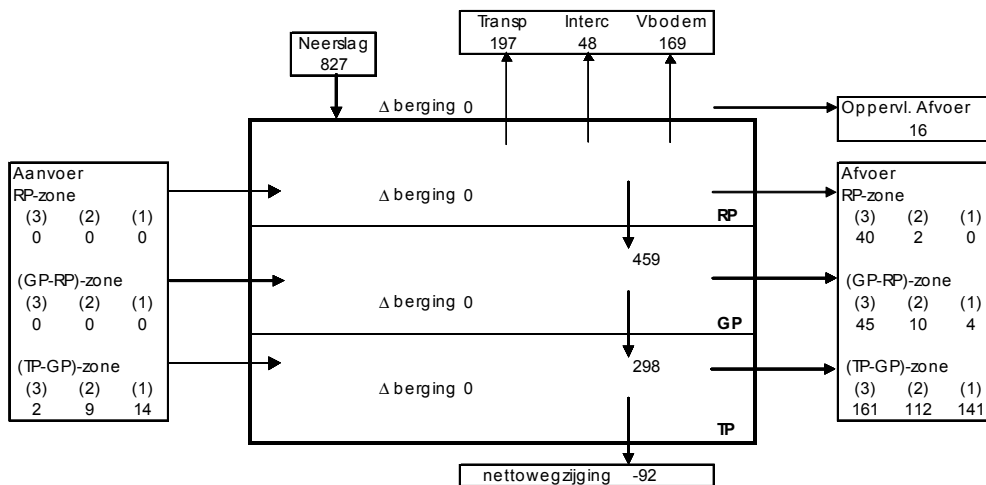
Fosforbalans Klei akkb 1993



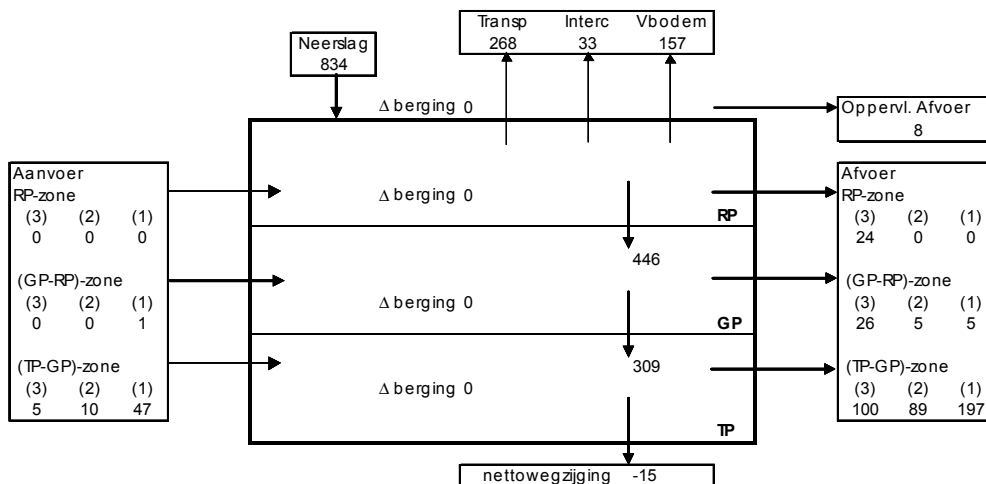
Fosforbalans Klei gras 1993



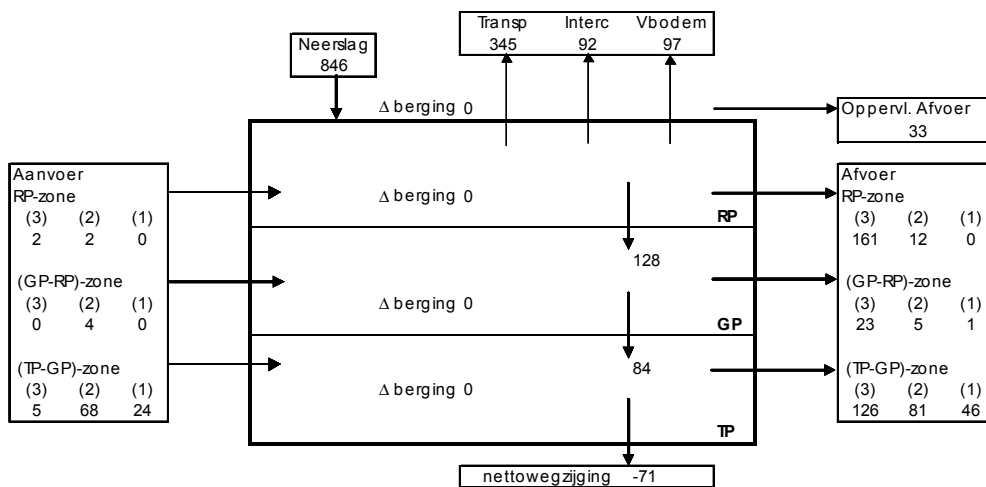
Waterbalans Veen mais 1993



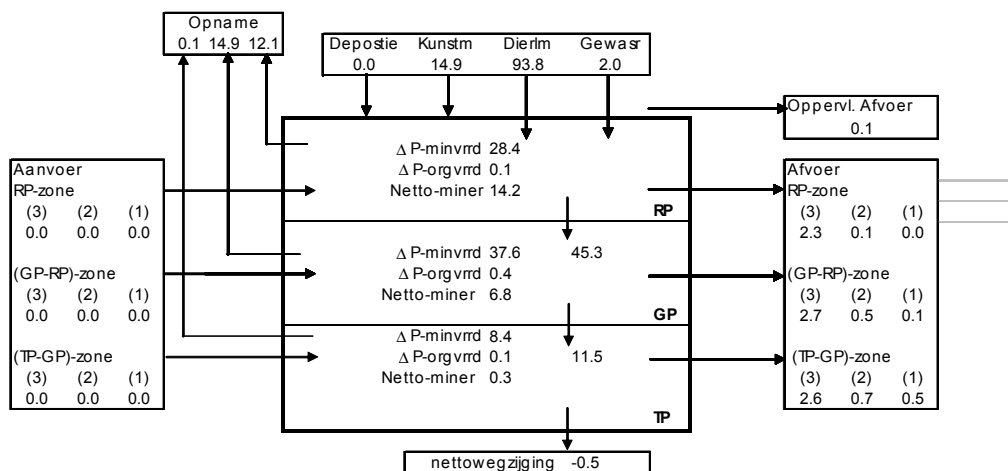
Waterbalans Veen akkb 1993



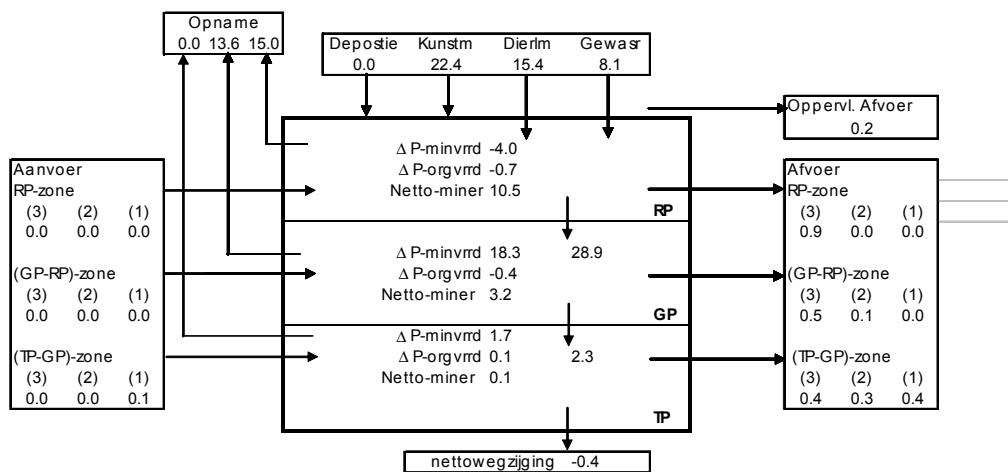
Waterbalans Veen gras 1993



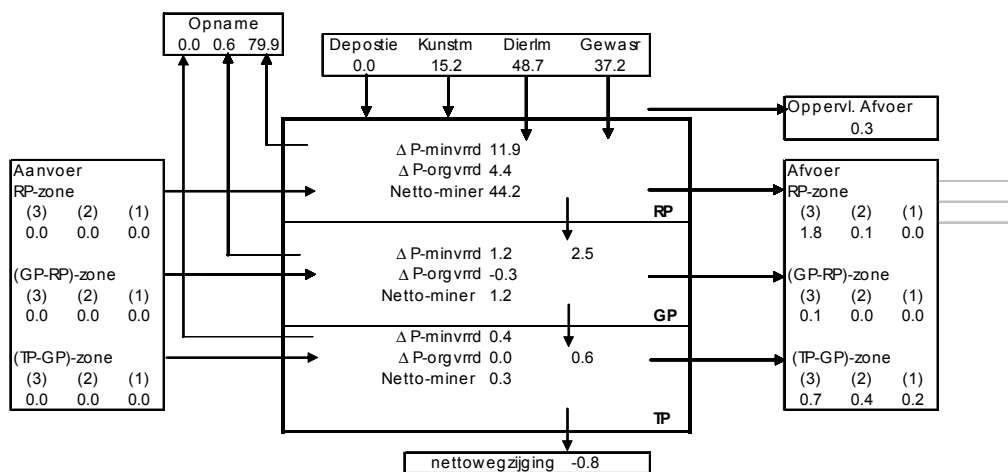
Fosforbalans Veen mais 1993



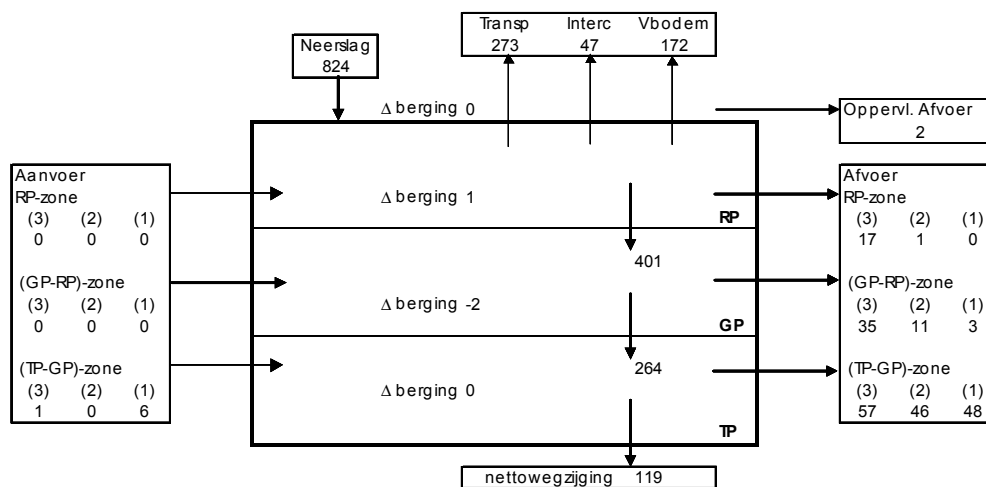
Fosforbalans Veen akkb 1993



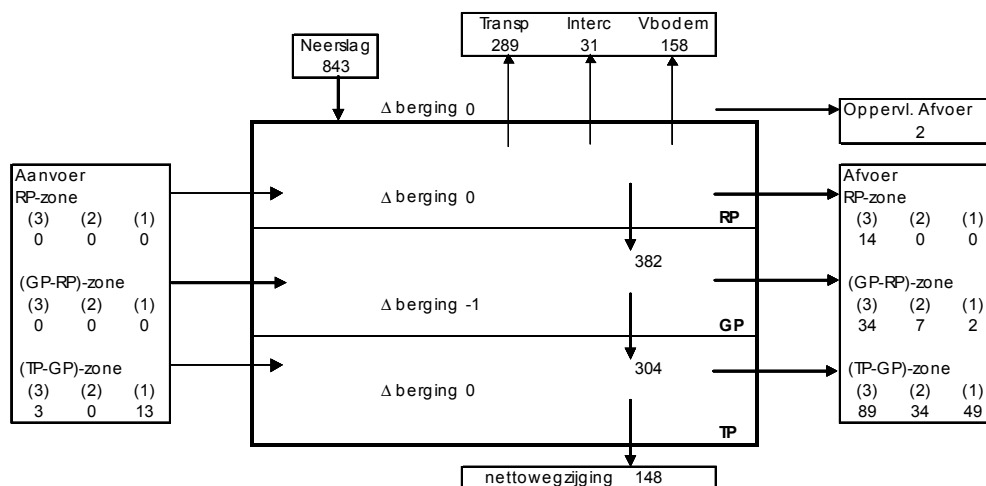
Fosforbalans Veen gras 1993



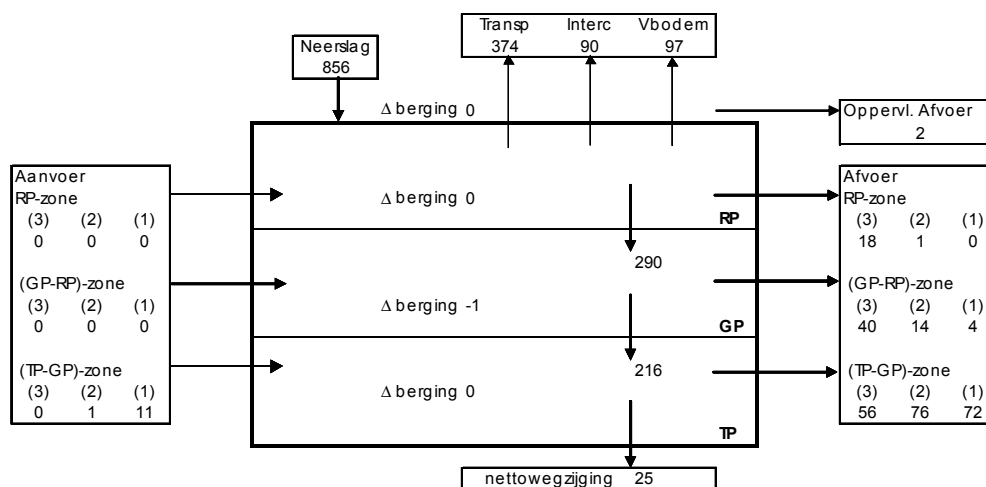
Waterbalans Zand mais 1993



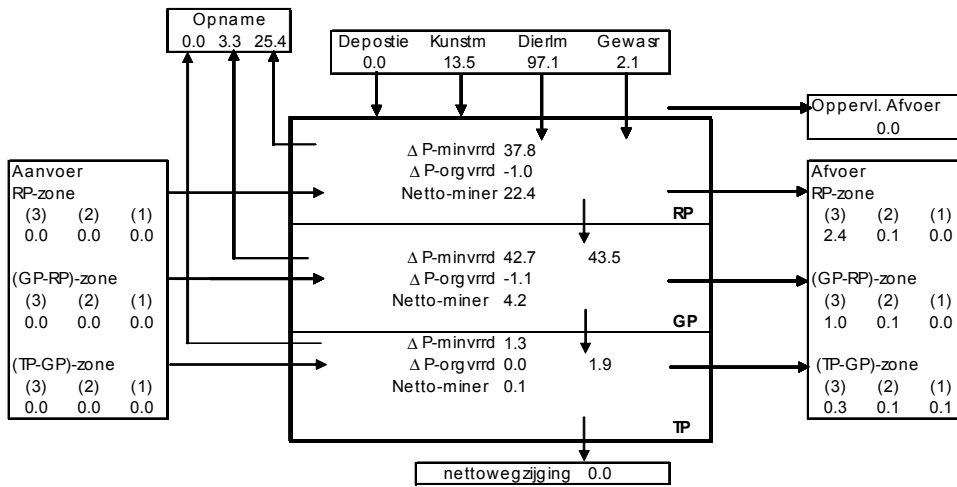
Waterbalans Zand akkb 1993



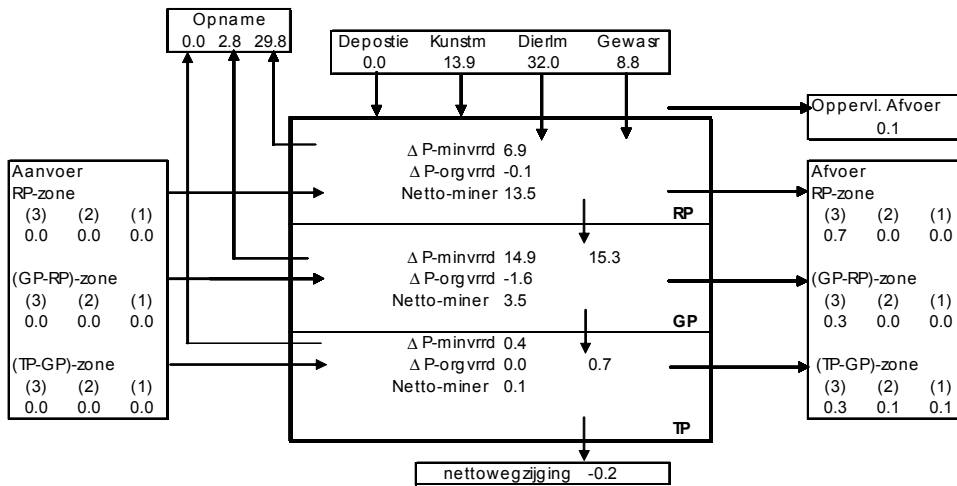
Waterbalans Zand gras 1993



Fosforbalans Zand mais 1993



Fosforbalans Zand akkb 1993



Fosforbalans Zand gras 1993

