

Systemanalyse voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford Fase 1

**Systeemanalyse voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford
Fase 1**

**J. Roelsma
F.J.E. van der Bolt
T.P. Leenders
L.V. Renaud**

**Alterra-rapport 1274
Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-IV**

Alterra, Wageningen, 2006

REFERAAT

Roelsma, J., F.J.E. van der Bolt, T.P. Leenders en L.V. Renaud, 2006. *Systeemanalyse voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford Fase 1*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1274. Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-IV 56 blz. 14 fig.; 6 tab.; 12 ref.

Voor het project “Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders” is een systeemanalyse uitgevoerd voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford. Hierbij zijn de resultaten van het landelijke model-instrumentarium STONE toegepast voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford. Er is op het ruimtelijke schaalniveau van het gehele gebied getoetst op nutriëntenconcentraties. Het gebruikte modelsysteem (fase 1) is in staat om op het ruimtelijk schaalniveau van het gehele stroomgebied een langjarige gemiddelde waarde voor de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater te geven welke plausibel lijkt met de waarnemingen. Met behulp van het gebruikte modelsysteem kunnen geen:

- relaties worden gelegd tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater, vanwege het ontbreken van een oppervlaktewatermodule;
- één op één beschrijvingen van de metingen worden gemaakt of resultaten op verschillende schalen worden gepresenteerd, vanwege de grove ruimtelijke en temporele uitvoer van het modelsysteem.

Het fase 1 modelsysteem is daarom ongeschikt om het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid op stroomgebiedsniveau te kwantificeren. Met het fase 1 modelsysteem is meer informatie verkregen met betrekking tot de indentificatie van kritische systeemcomponenten en – parameters van het studiegebied en zijn sluitende water- en nutriëntenbalansen op gebiedsniveau gegenereerd. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase.

Trefwoorden: systeemanalyse, stroomgebied, Quarles van Ufford, modelsysteem, monitoring, mestbeleid, STONE, nutriënten.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €20,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1274, Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-IV. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2006 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

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

Niets uit deze uitgave mag worden 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
1.1 Project aanpak	11
1.2 Opzet modelsysteem	12
1.3 Leeswijzer	13
2 Bemalingsgebied Quarles van Ufford	15
2.1 Beschrijving van het gebied	15
2.2 Toetsgegevens voor het fase 1 modelsysteem	17
3 Fase 1 Modelsysteem	19
3.1 Inleiding	19
3.2 Het modelinstrumentarium STONE	19
3.3 Gebiedsselectie Quarles van Ufford	20
3.4 Resultaten waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem	21
3.4.1 Toetsing	21
3.4.2 Waterbalans	22
3.5 Resultaten waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem	24
3.5.1 Toetsing	24
3.5.2 Nutriëntenbalans	25
3.5.2.1 Stikstof	25
3.5.2.2 Fosfor	27
4 Discussie	29
4.1 Waterkwantiteit	29
4.2 Waterkwaliteit	29
5 Conclusies	33
6 Aanbevelingen	35
Literatuur	37
Bijlage 1 Gemeten nutriëntenconcentraties in bemalingsgebied Quarles van Ufford	39
Bijlage 2 Het nutriëntenemissiemodel STONE	41
Literatuur	55

Woord vooraf

Deze rapportage Systeemanalyse Fase 1 vormt een onderdeel van het project ‘Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders’ kortweg ‘Monitoring stroomgebieden’. Het primaire doel van het project is het leveren van een bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid in een aantal representatieve stroomgebieden in karakteristieke landschappelijke regio’s. Het secundaire doel is om een methodiek te ontwikkelen die het mogelijk maakt en perspectieven biedt om deze methodiek ook in andere stroomgebieden in te voeren.

Het project wordt aangestuurd door een stuurgroep. In de stuurgroep hebben de Ministeries LNV, VROM en V&W als opdrachtgevers en de Unie van Waterschappen als vertegenwoordiger van de participerende waterschappen zitting. De STOWA en LTO zijn agendalid. Daarnaast is een klankbordgroep geformeerd met vertegenwoordigers van de instituten RIZA, RIVM en TNO. Deze klankbordgroep denkt kritisch mee bij de opzet van het monitoringsprogramma en de methodiekontwikkeling. Het project wordt uitgevoerd door Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte onderdeel van Wageningen Universiteit en Researchcentrum.

Voor dit project zijn vier pilotgebieden geselecteerd: Drentse Aa, Schuitenbeek, Krimpenerwaard en Quarles van Ufford. De waterbeheerders Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard, Waterschap Veluwe, Waterschap Rivierenland, Waterschap Hunze en Aa’s en Waterlaboratorium Noord participeren actief in dit project.

In de reeks rapportages van het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is per gebied een Systeemverkenning verschenen. Op basis van deze uitgevoerde systeemverkenning is het gefaseerd opzetten van een modelinstrumentarium per pilotgebied gestart. Het modelinstrumentarium Fase 1 is op basis van meetinformatie geanalyseerd. De aanpak en de resultaten van deze Systeemanalyse Fase 1 zijn per gebied als volgt gerapporteerd:

- 5. I Systeemanalyse Drentse Aa Fase 1
- 5. II Systeemanalyse Schuitenbeek Fase 1
- 5. III Systeemanalyse Krimpenerwaard Fase 1
- 5. IV Systeemanalyse Quarles van Ufford Fase 1

Voor informatie over het project ‘Monitoring stroomgebieden’ kunt u terecht op www.monitoringstroomgebieden.nl of bij:

Dorothee Leenders
0317 - 47 42 79
dorothee.leenders@wur.nl

Frank van der Bolt
0317 - 47 43 70
frank.vanderbolt@wur.nl

Samenvatting

Middels een verkennende systeembeschrijving is voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford een overzicht opgesteld van de beschikbare informatie in relatie tot de benodigde informatie voor het effectief kunnen uitvoeren van een monitoringsprogramma (meten en modelleren), en zijn de meest kritische systeemcomponenten en -parameters geïdentificeerd. Uit deze systeemverkenning is gebleken dat er onvoldoende inzicht in de systemen was om uitspraken te kunnen doen over effecten van het mestbeleid.

Deze constatering uit de systeemverkenning heeft er toe geleid dat er, in overleg met de waterbeheerders, voor het studiegebied een intensief meetprogramma is opgezet. Daarnaast is er gestart met het gefaseerd opzetten van een modelsysteem waarbij van grof naar fijn wordt gewerkt. De modelresultaten worden vergeleken met de meetwaarden over de gesimuleerde periode om te analyseren of de werkelijkheid adequaat wordt weergegeven. Wanneer dat het geval is kunnen de modelresultaten worden gebruikt voor een systeemanalyse.

In deze systeemanalyse worden de resultaten van het landelijke model-instrumentarium STONE toegepast voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford (het zogenaamde fase 1 modelsysteem). Er is op het ruimtelijke schaalniveau van het gehele stroomgebied getoetst op nutriëntenconcentraties. Omdat waarnemingen van waterafvoeren voor de simulatieperiode (1986 – 2000) ontbreken, kon voor de waterkwantiteit van het modelsysteem geen toetsing worden uitgevoerd. Om toch een indruk te krijgen van de resultaten van de berekende waterafvoer worden de jaarlijkse berekende waterafvoeren vergeleken met de gemeten wateraanvoeren en -afvoeren in het jaar 2004, het jaar waarop meetgegevens van de waterkwantiteit beschikbaar zijn. De modelresultaten van het fase 1 modelsysteem betreft de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor vanuit het landsysteem. De processen in het oppervlaktewater zijn niet meegenomen in het modelsysteem. Voor het gehele stroomgebied wordt een langjarige gemiddelde waarde voor de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater berekend welke plausibel lijkt met de waarnemingen.

De systeemanalyse fase 1 leidt tot de volgende conclusies:

- De water- stikstof en fosforbalansen uit de systeemverkenning zijn sluitend gemaakt.
- De berekende stikstofconcentraties geheel benedenstrooms zijn gemiddeld 20 % hoger dan de waarnemingen.
- De berekende fosforconcentraties geheel benedenstrooms zijn gemiddeld 95 % hoger dan de waarnemingen.
- In het fase 1 modelsysteem ontbreekt de temporele variatie van de rekenresultaten binnen een jaar.

- De ruimtelijke schematisatie van het fase 1 modelsysteem is ontwikkeld voor het landelijk schaalniveau en is niet geschikt om te gebruiken op een nog lager schaalniveau dan het gehele stroomgebied.

Met behulp van het fase 1 modelsysteem kunnen geen:

- relaties worden gelegd tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater, vanwege het ontbreken van een oppervlaktewatermodule;
- één op één beschrijvingen van de metingen worden gemaakt of resultaten op verschillende schalen worden gepresenteerd, vanwege de grove ruimtelijke en temporele uitvoer van het modelsysteem.

Het fase 1 modelsysteem is daarom ongeschikt om het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid op stroomgebiedsniveau te kwantificeren. Met het fase 1 modelsysteem is meer informatie verkregen met betrekking tot de indentificatie van kritische systeemcomponenten en -parameters van het studiegebied en zijn sluitende water- en nutriëntenbalansen op gebiedsniveau gegenereerd. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase.

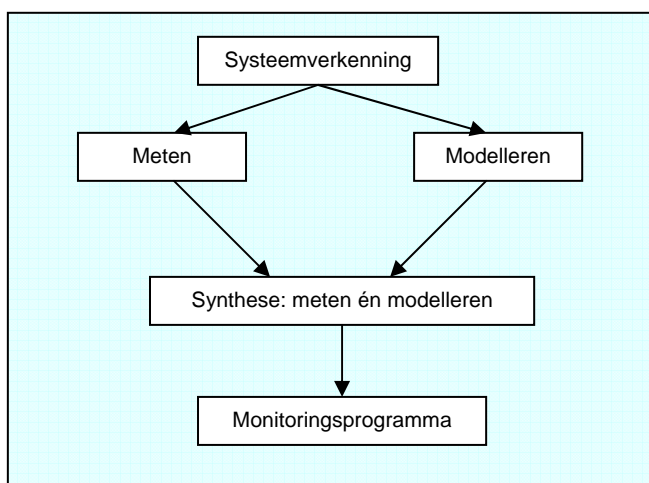
1 Inleiding

1.1 Project aanpak

In het kader van het project “Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders” worden de effecten van het mestbeleid op stroomgebiedniveau onderzocht. Het doel van het project is het leveren van een bijdrage van de evaluatie van het mestbeleid door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid in een aantal representatieve stroomgebieden. Hiertoe zal een combinatie van een meetprogramma en (model)berekeningen worden toegepast, die elkaar aanvullen en versterken. Het project wordt uitgevoerd in vier qua eigenschappen verschillende (pilot)gebieden, een met nutriënten hoogbelast zandgebied (Schuitenbeek), een laagbelast zandgebied (Drentse Aa), een veengebied (Krimpenerwaard) en een kleigebied (Quarles van Ufford).

Middels een verkennende systeembeschrijving is voor ieder gebied een overzicht opgesteld van de beschikbare informatie in relatie tot de benodigde informatie voor het effectief kunnen uitvoeren van een monitoringsprogramma (meten en modelleren), en zijn de meest kritische systeemcomponenten en -parameters geïdentificeerd. Uit deze systeemverkenningen van de vier gebieden is gebleken dat er onvoldoende inzicht in de systemen tijdens de uitvoering van de systeemverkenning beschikbaar was om uitspraken te kunnen doen over effecten van het mestbeleid. Om het mestbeleid te kunnen evalueren is geconcludeerd dat het noodzakelijk is om een andere manier van monitoren (meten én modelleren) te introduceren.

De constatering uit de systeemverkenningen heeft er toegebracht dat er voor ieder van de vier pilotgebieden, in overleg met de waterbeheerders, een intensief meetprogramma is opgezet. Dit meetprogramma is voor ieder gebied jaarlijks in een meetplan vastgelegd. Daarnaast is er gestart met het gefaseerd opzetten van een modelsysteem. Het modelsysteem is gefaseerd opgebouwd zodat van grof naar fijn wordt gewerkt (paragraaf 1.2). Per gebied wordt na elke fase van de modellering de modelresultaten van de betreffende fase vergeleken met de meetwaarden over de gesimuleerde periode om het systeem te analyseren, een zogenaamde systeemanalyse. Uit de systeemanalyse moet blijken of de modelresultaten voldoende betrouwbaar zijn om de effecten van het mestbeleid te voorspellen. Met behulp van het modelsysteem in combinatie met metingen zal een monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid worden opgezet. In figuur 1.1 is de projectaanpak schematisch weergegeven.



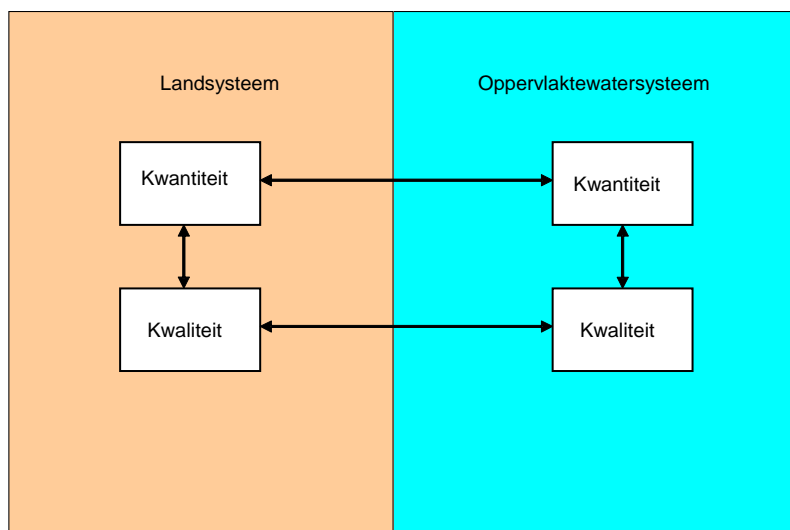
Figuur 1.1 Schematische weergave projectopzet

1.2 Opzet modelsysteem

In dit project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is het modelsysteem gefaseerd opgezet. Dit betekent dat bij de modellering van grof naar fijn wordt gewerkt. De aanbevelingen die leiden tot een volgende fase van de modellering en dus een verfijning van het modelsysteem zorgen voor een modelinstrumentarium dat wordt toegesneden op de verschillende pilotgebieden. Er is gekozen om deze eerste fase aan te laten sluiten bij de huidige aanpak voor de evaluatie van het mestbeleid. Dit is het modelinstrumentarium STONE dat in Nederland voor landelijke berekeningen van de nutriëntenemissies wordt gebruikt. Naast het gebruik voor de evaluatie van het mestbeleid wordt dit instrumentarium ook ingezet voor de milieuverkenningen en de nota waterhuishouding. Door de 1ste fase van het modelsysteem aan te laten sluiten bij de huidige aanpak voor het evaluatie mestbeleid is de modelinvoer van het modelsysteem fase 1 op landelijk niveau en is de uitvoer op jaarbasis. Naast de fasering in het modelsysteem wordt de opzet van het modelsysteem ook tussen de gebieden gefaseerd.

Er is gekozen voor een modulaire benadering van het modelsysteem (figuur 1.2). Het modelsysteem wordt onderverdeeld in het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem. Daarnaast wordt in beide systemen onderscheid gemaakt tussen kwantiteit (water) en kwaliteit (nutriënten).

Het modelsysteem Fase 1 bevat de modules kwantiteit en kwaliteit voor het landsysteem. Het oppervlaktewatersysteem is in deze eerste fase niet meegenomen. In deze rapportage ‘Systeemanalyse Fase 1’ worden aanpak en resultaten van het modelsysteem Fase 1 beschreven.



Figuur 1.2 Modulaire opzet modelsysteem

Eisen modellen

In dit project ‘Monitoring stroomgebieden’ wordt het modelinstrumentarium toegesneden op de verschillende proefgebieden. De modellen die voor het modelinstrumentarium in aanmerkingen komen moeten voldoen aan de volgende eisen:

- Relaties leggen tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater i.e. paden en lotgevallen beschrijven
- Het model moet metingen één op één kunnen beschrijven, oftewel overeenkomstig in tijd en ruimteschaal
- Resultaten op verschillende schalen: van afwateringseenheden tot stroomgebied en van dag tot langjarig gemiddelde

Om de verschillende modellen regionaal toe te kunnen passen dient het studiegebied opgedeeld te worden in kleinere ruimtelijke eenheden. Deze ruimtelijke eenheden dienen elk uniek te zijn in onder andere fysische en chemische bodemsamenstelling, landgebruik en hydrologie en zijn afgestemd op de toepassingsschaal (ruimtelijke afmeting) van de modellen. Dit proces van onderlinge afstemming van gebiedsgegevens op de toepassingsschaal van de modellen wordt schematisering genoemd.

1.3 Leeswijzer

De indeling van de Systemanalyse Fase 1 is voor de vier gebieden, welke in het project “Monitoring Stroomgebieden” centraal staan, zo veel mogelijk uniform gehouden. Deze rapportage van de Systemanalyse Fase 1 begint met het stroomgebied (hoofdstuk 2). Allereerst wordt in dit hoofdstuk een beschrijving van het betreffende studiegebied gegeven (paragraaf 2.1). Daarnaast wordt in dit

hoofdstuk aandacht besteed aan de meetpunten binnen het gebied waar de modelsystemen aan getoetst worden (paragraaf 2.2).

In hoofdstuk 3 wordt het modelsysteem Fase 1 beschreven. Dit hoofdstuk begint met een toelichting (paragraaf 3.1), vervolgens wordt het modelinstrumentarium beschreven (paragraaf 3.2). Omdat de vier gebieden qua kenmerken verschillend zijn wordt in paragraaf 3.3 de gebiedsselectie voor het stroomgebied beschreven. De modelresultaten voor de waterkwantiteitsmodule van het Fase 1 modelsysteem worden getoetst (paragraaf 3.4.1) en worden waterbalansen weergegeven (paragraaf 3.4.2). Tenslotte worden in paragraaf 3.5 de resultaten voor de waterkwaliteitsmodule getoetst (paragraaf 3.5.1) en worden de nutriëntenbalansen gepresenteerd (paragraaf 3.5.2).

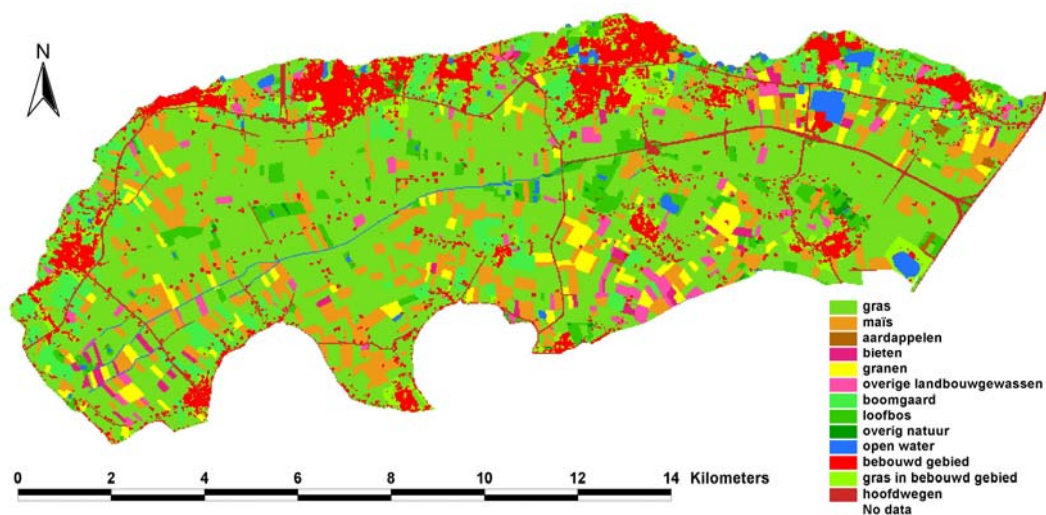
De verkregen resultaten van het modelsysteem Fase 1 worden in hoofdstuk 4 bediscussieerd waarna in hoofdstuk 5 vervolgens de conclusies worden beschreven.

Tenslotte worden in hoofdstuk 6 de aanbevelingen, op basis van de verkregen inzichten van het modelsysteem Fase 1, voor een verdere verfijning van het gefaseerde modelinstrumentarium gegeven.

2 Bemalingsgebied Quarles van Ufford

2.1 Beschrijving van het gebied

Een deelgebied van het waterschap Rivierenland is het bemalingsgebied Quarles van Ufford (Soppe et al., 2005). Het bemalingsgebied Quarles van Ufford is gelegen in het westelijke deel van het Land van Maas en Waal binnen de winterdijken. Het gebied wordt in het noorden en westen begrensd door de winterdijk langs de Waal en in het zuiden door de winterdijk langs de Maas. Ten oosten wordt het gebied begrensd door de Nieuwe Wetering en de snelweg A50. De totale oppervlakte van het gebied is ca. 10 000 ha. Het bemalingsgebied telt circa 320 km A-watergangen en ca 535 km B-watergangen. Het gebied daalt licht gaande van oost naar west (7 m boven NAP in het oosten en 3 m boven NAP in het westen). Quarles van Ufford bestaat voornamelijk uit rivierkleigronden. De oeverwallen langs de Waal en Maas bestaan uit zavel en lichte klei, de komgronden die centraal in het gebied liggen bestaan uit lichte en zware klei. In het bemalingsgebied komen een aantal ondiepe zandbanen voor. Daar waar deze zandbanen voorkomen is de weerstand van de deklaag kleiner waardoor er meer kwel en wegzijging optreedt (Soppe et al., 2005). Circa 80 % van het gebied is in gebruik als landbouwgrond. Van dit deel wordt het grootste deel als grasland gebruikt (figuur 2.1). Verder zijn met name de maïs- en fruitteelt sterk in het bemalingsgebied vertegenwoordigd. De overige 20 % van het oppervlak van het gebied komt voor rekening van bebouwd gebied.



Figuur 2.1 Landgebruik in het bemalingsgebied Quarles van Ufford volgens LGN4

Het bemalingsgebied Quarles van Ufford wordt ontwaterd via een stelsel van weteringen die als centrale as door het gebied in oost-west richting loopt. Een combinatie van vrij verval en gepompte ontwatering neemt plaats in het westen van het gebied. In het bemalingsgebied zijn vijf inlaatlocaties. Bij twee inlaten komt water onder vrij verval vanuit de Maas. Daarnaast worden door twee duikers onder de A50

water vanuit het oostelijk gelegen gebied (Bloemers) aangevoerd, en een opjager in de Nieuwe Wetering die ook water vanuit het oostelijk gelegen gebied Bloemers aanvoert. De afvoer van water verloopt vooral via de centrale oost-west as van het bemalingsgebied, via de Oude Wetering/Broekse leigraaf/Rijkse wetering/Grote Wetering die vanaf Bergharen als centrale oost-west as door het gebied loopt, met waterstroming in de westelijke richting. Het bemalingsgebied Quarles van Ufford watert af op de Maas via het gelijknamig gemaal bij Alphen (capaciteit ca 13.5 m³/s), Het grootste deel van het jaar kan onder vrij verval op de Maas worden afgewaterd. Een klein deel van het jaar wordt bij hoge waterstanden in de Maas bemaling toegepast.

Met behulp van meetgegevens is getracht een water-, stikstof- en fosforbalans voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford op te stellen (respectievelijk tabel 2.1, 2.2 en 2.3). Hierbij is gebruik gemaakt van de meetgegevens van 2004 omdat deze het meest complete beeld geeft van de gemeten hoeveelheden inlaat- en uitlaatwater. De historische meetgegevens (voor 2002) ten aanzien van de waterkwantiteit zijn bij het Waterschap Rivierenland verloren gegaan.

Tabel 2.1 Waterbalans Quarles van Ufford op basis van meetgegevens van 2004

Oppervlakte: 11 350 ha					
IN	10 ⁶ m ³	mm	UIT	10 ⁶ m ³	mm
Neerslag	95.2	839	Verdamping	52.6	463
Waterinlaat	14.8	130	Grondwateronttrekkingen	1.4	12
RWZI	0.5	4	Riolering	--	--
Kwel vanuit:			Wegzijging	--	--
- landbouw	--	--	Waterafvoer	55.7	491
- natuur	--	--			
Totaal	110.5 +	973 +	Totaal	109.7 +	966 +

Tabel 2.2 Stikstofbalans Quarles van Ufford op basis van meetgegevens van 2004

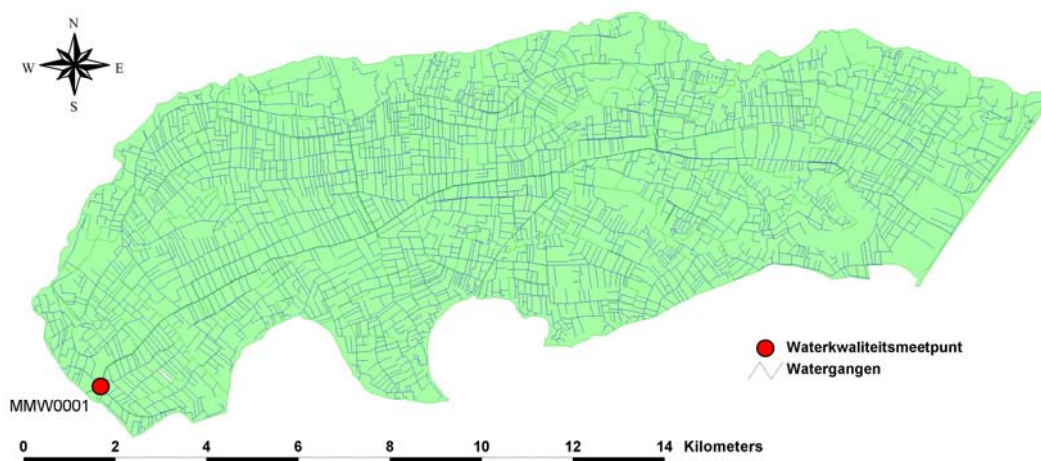
Oppervlakte: 11 350 ha					
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Atmosferische depositie	463	40.8	Ammoniakvervluchtiging	--	--
Bemesting	--	--	Denitrificatie	--	--
Oxydatie veen (n.v.t.)	0	0	Gewasafvoer	--	--
Puntbronnen	2	0.0	Vastlegging bodem	--	--
Waterinlaat	45	3.9	Waterafvoer	180	15.9
Kwel vanuit					
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Oppervlakkige afspoeling	--	--			
Uitspoeling vanuit:					
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Totaal	--	--	Totaal	--	--

Tabel 2.2 Fosforbalans Quarles van Ufford op basis van meetgegevens van 2004

Oppervlakte: 11 350 ha					
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Bemesting	--	--	Gewasafvoer	--	--
Oxydatie veen (n.v.t.)	0	0	Vastlegging bodem	--	--
Puntbronnen	0.3	0.02	Waterafvoer	6.7	0.6
Waterinlaat	1.6	0.1			
Kwel vanuit					
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Oppervlakkige afspoeling	--	--			
Uitspoeling vanuit:					
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Totaal	--	--	Totaal	--	--

2.2 Toetsgegevens voor het fase 1 modelsysteem

Vanwege de grove ruimtelijke resolutie van het modelsysteem in fase 1 (zie hoofdstuk 3) wordt in deze fase alleen het ruimtelijke niveau van het gehele stroomgebied onderzocht. Dit betekent dat alleen meetpunten welke geheel benedenstrooms liggen (en waarvoor de meetperiode te toetsperiode (1986 – 2000) bestrijkt) gebruikt worden voor de toetsing van het fase 1 modelsysteem. Figuur 2.2 laat zien waar dit waterkwaliteitsmeetpunt (MMW0001) van het routinematig meetnet van het waterschap Rivierenland ligt. Het meetpunt MMW0001 ligt ca. 300 meter bovenstrooms van het uitlaatgemaal Quarles van Ufford (Soppe et al., 2005) en heeft een langjarige meetreeks (vanaf 1992) met een maandelijkse bemonsteringsfrequentie.



Figuur 2.2 Locatie van het waterkwaliteitsmeetpunt in het bemalingsgebied Quarles van Ufford voor de toetsing van het fase 1 modelsysteem

Voor deze locatie zijn pas vanaf 2002 meetgegevens voor de waterkwantiteit beschikbaar. De toetsing van de waterkwantiteit van het fase 1 modelsysteem is daarom buiten beschouwing gelaten. Omdat waterkwantiteitsmetingen over de simulatieperiode (1986 – 2000) ontbreken, kunnen geen waargenomen nutriëntenvrachten uit het bemalingsgebied voor deze periode worden bepaald.

3 Fase 1 Modelsysteem

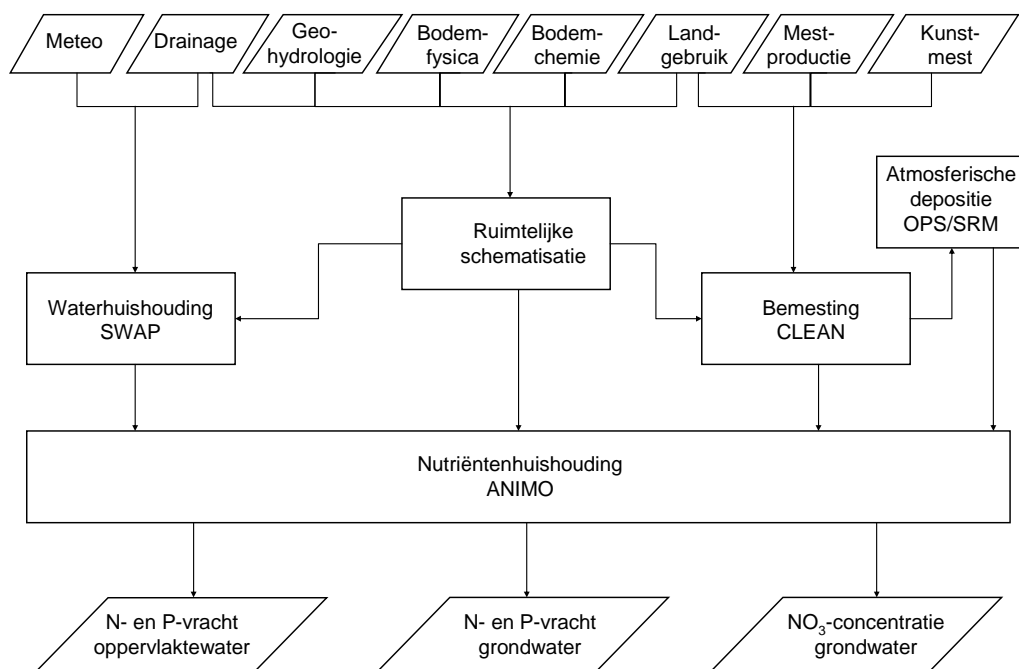
3.1 Inleiding

Bij het fase 1 modelsysteem worden waterafvoeren en stikstof- en fosforvrachten berekend met behulp van het modelinstrumentarium STONE. In paragraaf 3.2 wordt dit modelinstrumentarium kort toegelicht. Een beschrijving van het model voor het bemalingsgebied van Quarles van Ufford staat in paragraaf 3.3. De resultaten staan beschreven in paragraaf 3.4 (waterkwantiteit) en 3.5 (waterkwaliteit).

3.2 Het modelinstrumentarium STONE

STONE (Samen Te Ontwikkelen Nutriënten Emissiemodel) is een model dat er op gericht is om op nationale schaal de effecten van nationaal of Europees landbouw- en milieubeleid en van ontwikkelingen in de landbouwsector op de uitspoeling van stikstof en fosfaat naar het grond- en oppervlaktewater te kwantificeren (Schoumans et al., 2002; Wolf et al., 2003). STONE is een interdepartementaal consensusmodel dat ontwikkeld is door voornamelijk Alterra, RIZA en RIVM. De ontwikkeling van STONE is gestart vanuit de modellen en gegevens uit de Watersysteemverkenningen (Boers et al., 1997). Het modelinstrumentarium bestaat uit een aantal componenten (figuur 3.1), te weten een mestverdelingsmodule (CLEAN), een stikstof-depositiemodule (OPS/SRM), een nutriëntenuitspoelingsmodule (ANIMO), hydrologische berekeningen op nationale schaal (SWAP) en de ruimtelijke schematisatie van Nederland.

Het modelinstrumentarium STONE is ingezet voor de Nationale Milieuverkenningen 5 MV5 (RIVM, 2000; Overbeek et al., 2001). De kennis en ervaringen opgedaan bij deze toepassing hebben tot een aantal aanpassingen geleid. Deze aangepaste versie van het modelinstrumentarium STONE is toegepast voor de kwantificering van de nutriëntenemissie naar grond- en oppervlaktewater bij verschillende varianten van verliesnormen ten behoeve van de Evaluatie Mestwetgeving 2002 (RIVM, 2002; Schoumans et al., 2002). Recentelijk is het modelinstrumentarium STONE toegepast voor de Evaluatie Mestwetgeving 2004 (RIVM, 2004; Schoumans et al., 2004). Voor deze studie is gebruik gemaakt van de databestanden van STONE welke behoren bij de Evaluatie Mestwetgeving 2004. In bijlage 2 wordt een uitgebreide beschrijving gegeven van het modelinstrumentarium STONE .

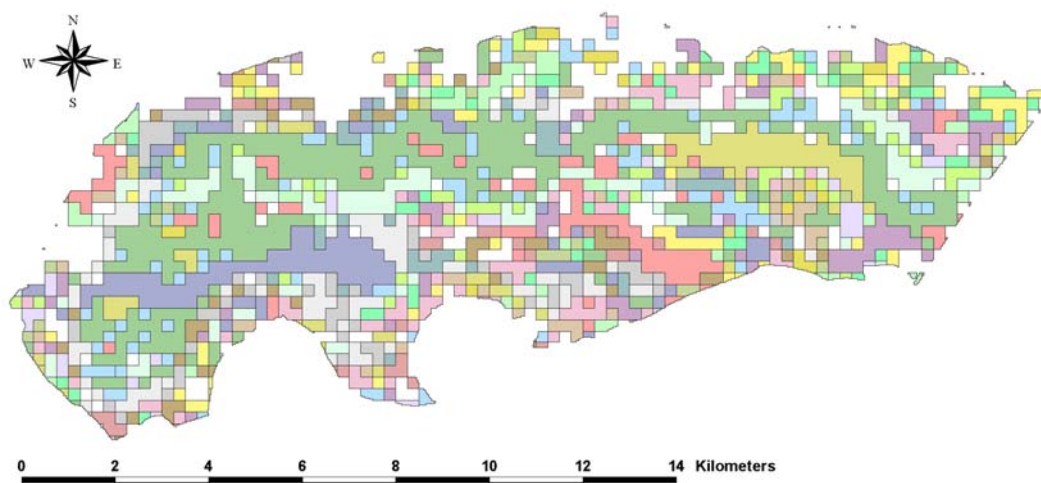


Figuur 3.1 Schematische weergave van het modelinstrumentarium STONE met de belangrijkste invoer- en uitvoerbestanden

3.3 Gebiedsselectie Quarles van Ufford

Voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford is een selectie van de STONE plots (=rekeeneenheid), welke binnen het studiegebied liggen, gemaakt. Figuur 3.2 geeft een indruk van de schematisering in STONE plots van het bemalingsgebied Quarles van Ufford. De open plekken in het studiegebied worden veroorzaakt door bebouwd gebied dat niet gemodelleerd wordt in STONE. In het bemalingsgebied Quarles van Ufford liggen 127 STONE plots. Deze variëren in omvang van kleiner dan 1 ha tot 1900 ha, met een mediaanwaarde van 19 ha.

Voor de STONE plots in het studiegebied zijn de areaalgewogen water-, stikstof- en fosforvrachten van het bemestingsscenario “historische bemesting t/m 2000” van de studie Evaluatie Mestwetgeving 2004 bepaald (RIVM, 2004; Schoumans et al., 2004). Het totaal van de 127 geselecteerde STONE plots, met de aangepaste arealen voor die plots welke niet geheel binnen de gebiedsbegrenzing vallen en toegepast voor het bemestingsscenario “historische bemesting t/m 2000” van Evaluatie Mestwetgeving 2004 wordt “het fase 1 modelsysteem” genoemd.

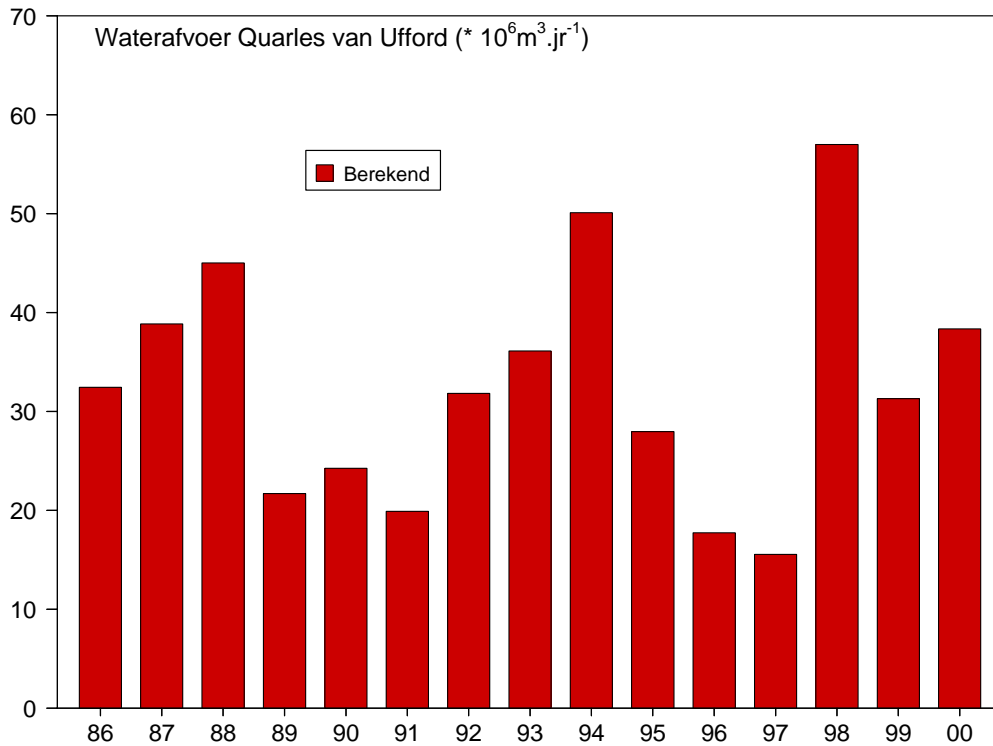


Figuur 3.2 De STONE plots in het bemalingsgebied Quarles van Ufford

3.4 Resultaten waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem

3.4.1 Toetsing

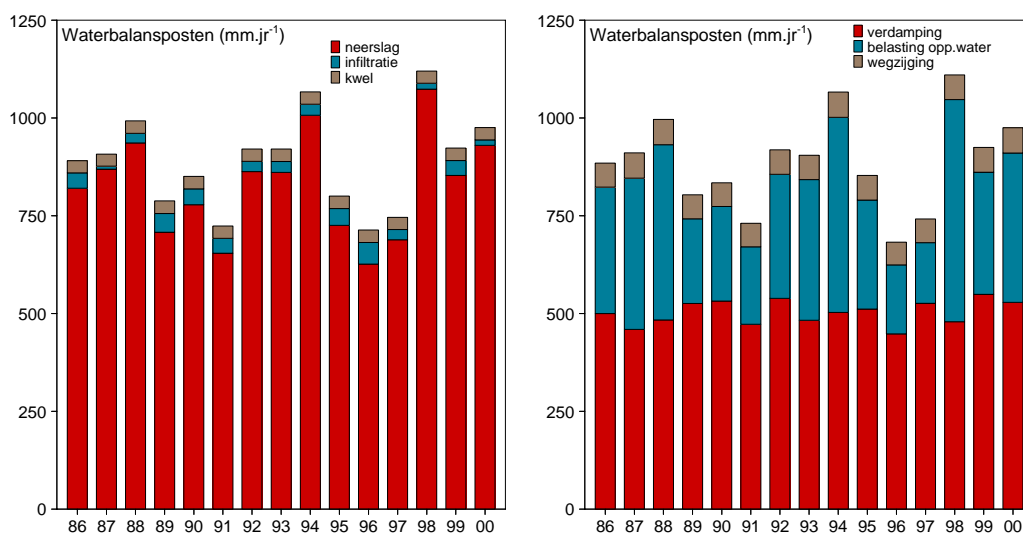
Zoals al eerder gemeld in hoofdstuk 2 ontbreken voor de simulatieperiode (1986 – 2000) meetreeksen voor wateraanvoeren en -afvoeren in het bemalingsgebied Quarles van Ufford. Om deze reden kan voor het fase 1 modelsysteem geen toetsing van de waterkwantiteit worden uitgevoerd. Om toch een indruk te krijgen van de resultaten van de berekende waterafvoer worden de jaarlijkse berekende waterafvoeren vergeleken met de gemeten wateraanvoeren en -afvoeren in het jaar 2004, het jaar waarop meetgegevens van de waterkwantiteit beschikbaar zijn. In figuur 3.3 zijn de met het fase 1 modelsysteem berekende jaarlijkse waterafvoer van het bemalingsgebied Quarles van Ufford voor de periode 1986 – 2000 (simulatieperiode fase 1 modelsysteem) weergegeven. Hieruit blijkt dat volgens het fase 1 modelsysteem de waterafvoer in deze periode varieert tussen 15 en 60 miljoen m^3 per jaar, met een langjarig gemiddelde waterafvoer van 33 miljoen m^3 over de periode 1986 – 2000. In 2004 werd een wateraanvoer van ca. 15 miljoen m^3 waargenomen (zie hoofdstuk 2, tabel 2.1). Voor datzelfde jaar werd een waterafvoer waargenomen van ca. 55 miljoen m^3 . Dit komt neer op een netto waargenomen waterafvoer van ca. 40 miljoen m^3 voor het jaar 2004. De resultaten van het fase 1 modelsysteem zijn dus in dezelfde orde van grootte als de metingen van 2004.



Figuur 3.3 Berekende jaarlijkse waterafvoer voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford

3.4.2 Waterbalans

In figuur 3.4 zijn de jaarlijkse posten van de berekende waterbalans voor de periode 1986 t/m 2000 weergegeven. Uit dit figuur blijkt dat sommige balansposten sterk variëren (neerslag, bodeminfiltratie, oppervlakkig afvoer, ontwatering, verdamping en berging), terwijl andere balansposten nagenoeg gelijk blijven (kwel en wegzijging). Verder blijkt uit de berekeningen dat een deel van de waterafvoer (ca. 10 %) afkomstig is van oppervlakkige afspoeling. Dit is in overeenstemming met de systeemverkenning Quarles van Ufford, waarin is gesteld dat oppervlakkig afspoeling een belangrijke route van waterafvoer in het studiegebied Quarles van Ufford kan zijn (Soppe et al., 2005).



Figuur 3.4 Jaarlijkse waterbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 1 modelsysteem (verschil tussen ingaande en uitgaande termen is berging)

In tabel 3.1 is de waterbalans van het landsysteem voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford, welke door het fase 1 modelsysteem wordt berekend, weergegeven. De waterbalans is opgesteld over de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode van het fase 1 modelsysteem).

Tabel 3.1 Waterbalans van het landsysteem van het bemalingsgebied Quarles van Ufford over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 1 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000		Oppervlakte balansgebied: 10 035 ha			
IN	10 ⁶ m ³	mm	UIT	10 ⁶ m ³	mm
Neerslag	82.9	826	Verdamping	50.5	503
Infiltratie	3.2	31	Waterafvoer	32.5	324
Kwel	3.2	32	Wegzijing	6.2	62
Totaal	89.3	889	Totaal	89.2	889
Berging				-0.1	0

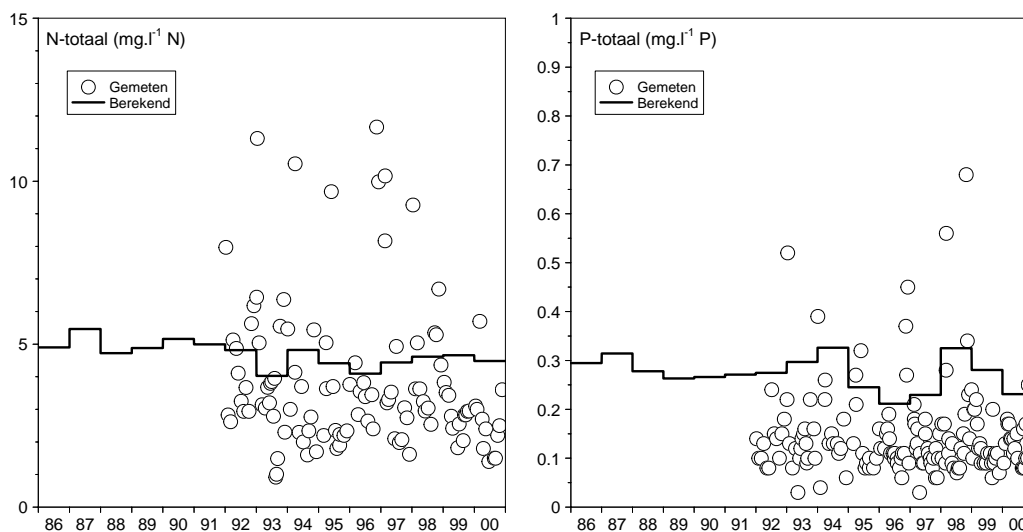
Omdat geen metingen van de waterkwantiteit voor de periode 1986 – 2000 beschikbaar zijn is gekeken of de orde van grootte van de meetwaarden in 2004 plausibel is met de resultaten van het fase 1 modelsysteem. Op basis van neerslag en verdamping komt het jaar 2004 goed overeen met de gemiddelde neerslag en verdamping van de periode 1986 – 2000. Wanneer tabel 3.1 vergeleken wordt met de waterbalans Quarles van Ufford op basis van meetgegevens van 2004 (zie hoofdstuk 2, tabel 2.1) dan blijkt dat de berekende waterafvoer vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewater lager is dan de waargenomen waterafvoer van het bemalingsgebied Quarles van Ufford in 2004. Als echter wordt aangenomen dat de hoeveelheid ingelaten oppervlaktewater in het bemalingsgebied volledig tot afvoer komt, dan kan een netto waterafvoer (uitgelaten water minus ingelaten water) worden berekend. Wordt nu de berekende netto waterafvoer vergeleken met de waargenomen netto waterafvoer dan blijkt dat de berekende netto waterafvoer in dezelfde orde van grootte is als de waargenomen netto waterafvoer van het bemalingsgebied Quarles van Ufford in 2004.

Voor het jaar 2004 werd voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford een neerslag van 839 mm gemeten (zie tabel 2.1). Voor datzelfde jaar werd een verdamping van 463 mm geschat. Dit resulteert in een netto neerslagoverschot voor het jaar 2004 van 376 mm. Voor de periode 1986 – 2000 wordt een gemiddelde neerslag en verdamping van respectievelijk 826 en 503 mm berekend. Dit resulteert in een netto neerslagoverschot van 323 mm. Ten opzichte van de meetgegevens van 2004 wordt er door het fase 1 modelsysteem dus een hogere verdamping berekend, wat resulteert in een 15 % lagere netto neerslagoverschot. Wanneer de post kwel/wegzijging als sluitpost van de waterbalans Quarles van Ufford wordt beschouwd, dan wordt voor het jaar 2004 een netto wegzijging van 7 mm bepaald (zie tabel 2.1). Voor de periode 1986 – 2000 wordt voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford een netto wegzijging van 30 mm berekend. Deze is in dezelfde orde van grootte als de wegzijging welke voor het jaar 2004 is aangenomen.

3.5 Resultaten waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem

3.5.1 Toetsing

In figuur 3.5 zijn de gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford weergegeven. De door het fase 1 modelsysteem berekende concentraties gelden voor dat deel van het water dat vanuit het landsysteem afwatert op het oppervlaktewatersysteem. In het algemeen zijn de stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater lager dan de concentraties in het afwaterende water vanuit het landsysteem. Dit komt doordat in het oppervlaktewater diverse processen kunnen optreden (nutriëntenopname door algen en waterplanten, denitrificatie, vastlegging aan de waterbodem, etc.), waardoor stikstof en fosfor (tijdelijk) uit het oppervlaktewatersysteem verdwijnen. Dit verdwijnen van nutriënten uit het systeem wordt retentie genoemd. Doordat er geen oppervlaktewatermodel in het fase 1 modelsysteem is opgenomen, worden de (verdwin- en vastleggings)processen in het oppervlaktewater niet berekend. Om deze reden moet worden verwacht dat de gesimuleerde concentraties hoger zijn dan de gemeten concentraties. Voor de periode 1992 t/m 2000 (de periode waarover waterkwaliteitsgegevens van het uitlaatpunt beschikbaar zijn) wordt een belasting van het oppervlaktewater van 4.5 mg.l⁻¹ N voor totaal-stikstof berekend (periode 1986 – 2000: 4.7 mg.l⁻¹ N berekend). Voor diezelfde periode (1992 – 2000) werd in het geheel benedenstroomse meetpunt MMW0001 (zie hoofdstuk 2, figuur 2.2) een 9-jaars gemiddelde concentratie van 3.8 mg.l⁻¹ N voor totaal-stikstof waargenomen. Voor de periode 1992 t/m 2000 wordt door het fase 1 modelsysteem een belasting van het oppervlaktewater van 0.27 mg.l⁻¹ P voor totaal-fosfor berekend (periode 1986 – 2000: 0.27 mg.l⁻¹ P berekend). Voor diezelfde periode werd in het geheel benedenstroomse meetpunt MMW0001 een 9-jaars gemiddelde concentratie van 0.14 mg.l⁻¹ P voor totaal-fosfor waargenomen. Dat zowel voor stikstof als voor fosfor hogere concentraties worden gesimuleerd dan gemeten komt overeen met de verwachting.



Figuur 3.5 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties voor meetpunt MMW0001

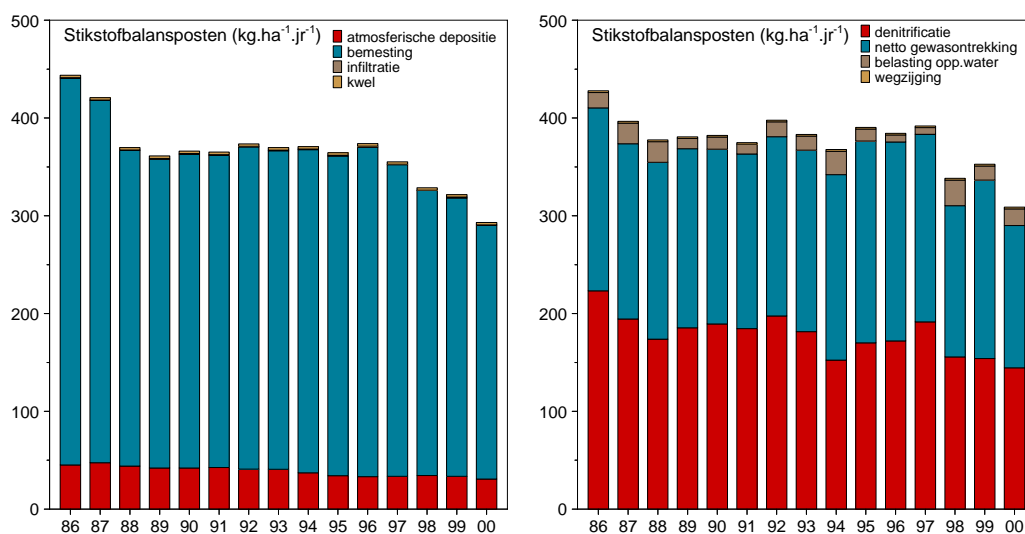
Omdat voor de periode van simulaties (1986 – 2000) geen gemeten waterafvoeren van het uitlaatpunt beschikbaar zijn kunnen de afgevoerde stikstof- en fosforvrachten niet worden bepaald en kan niet worden getoetst op vrachten.

De temporele variatie van de gemeten waarden in het oppervlaktewater binnen een kalenderjaar kan niet door het fase 1 modelsysteem worden voorspeld (figuur 3.5). Daarnaast is de grove schematisering van STONE (basisgridcelgrootte van 250 * 250 meter) een andere beperking van het fase 1 modelsysteem. Zoals in bijlage 2 is aangegeven is de ruimtelijke schematisatie van STONE afgestemd op het doel van STONE, namelijk het uitvoeren en presenteren van de nutriëntenuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater op het schaalniveau van Nederland. Ook is de parametrisatie van de onderliggende modellen afgestemd op dit schaalniveau. Door het presenteren van STONE resultaten op een kleiner schaalniveau kunnen vereenvoudigingen in de schematisatie en parametrisatie van STONE de (landelijke) rekenresultaten doen verschillen van de (lokale) waarnemingen.

3.5.2 Nutriëntenbalans

3.5.2.1 Stikstof

In figuur 3.6 zijn de jaarlijkse posten van de berekende stikstofbalans voor de periode 1986 t/m 2000 weergegeven. Hieruit blijkt dat sommige balansposten sterk variëren (atmosferische depositie, bemesting, bodeminfiltratie, denitrificatie, gewasopname, belasting oppervlaktewater en berging), terwijl andere balansposten nagenoeg gelijk blijven (kwel en wegzijging).



Figuur 3. 6Jaarlijkse stikstofbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 1 modelsysteem (verschil tussen ingaande en uitgaande termen is berging)

In tabel 3.2 is de stikstofbalans voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford, welke door het fase 1 modelsysteem wordt berekend, weergegeven. De stikstofbalans is opgesteld over de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode fase 1 modelsysteem).

Tabel 3.2 Stikstofbalans van het landsysteem van het gehele bemalingsgebied Quarles van Ufford over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 1 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000		Oppervlakte balansgebied: 10 035 ha			
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Atmosferische depositie	389.4	38.8	Ammoniakvervluchtiging	0.0	0.0
Bemesting	3243.1	323.2	Denitrificatie	1786.5	178.0
Infiltratie	7.1	0.7	Netto gewasonttrekking	1826.5	182.0
Kwel	25.3	2.5	Belasting opp.water	153.3	15.3
			Wegzijging	17.0	1.7
Totaal	3664.9	365.2	Totaal	3783.3	377.0
Berging				-118.4	-11.8

Uit tabel 3.2 blijkt dat ca. 4 % van de totale aanvoer van stikstof uitspoelt naar het oppervlaktewater, terwijl minder dan 1 % naar het (diepe) grondwater uitspoelt (wegzijging). Het resterende deel van de stikstofafvoer komt voor rekening van denitrificatie (49 %) en netto gewasopname (50 %). De gezamenlijke verliesposten voor stikstof over de periode 1986 t/m 2000 zijn groter dan de aanvoer van stikstof. Over deze periode wordt een negatieve berging (netto afbraak van organisch materiaal in de bodem) van ca. -3 % berekend.

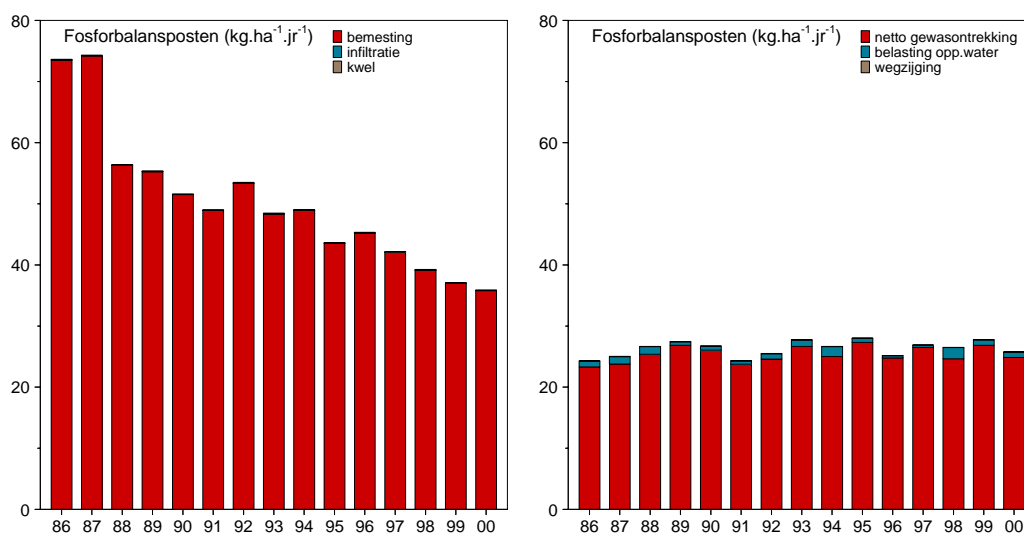
Omdat geen metingen van de waterafvoer voor de periode 1986 – 2000 beschikbaar zijn is gekeken of de orde van grootte van de meetwaarden in 2004 (zie hoofdstuk 2, tabel 2.2) plausibel is met de resultaten van het fase 1 modelsysteem. De berekende stikstofbelasting van het oppervlaktewater is lager dan de stikstofvrucht in het oppervlaktewater welke voor het jaar 2004 is bepaald (tabel 2.2). Omdat in het fase 1 modelsysteem alleen de belasting van het oppervlaktewater wordt berekend, en de processen in het oppervlaktewater (retentie) dus buiten beschouwing laat, moet

worden verwacht dat de berekende stikstofbelasting hoger moet zijn dan de waargenomen stikstofvracht in het oppervlaktewater. Een mogelijk reden waarom de berekende stikstofbelasting lager is dan de waargenomen stikstofvracht is dat de hoeveelheid ingelaten water (en nutriënten) via het oppervlaktewaterstelsel in het fase 1 modelsysteem buiten beschouwing wordt gelaten. De netto berekende stikstofbelasting (stikstofbelasting oppervlaktewater minus infiltratie: $146 * 10^3$ kg voor de periode 1986 – 2000) is in dezelfde orde van grootte als de waargenomen netto stikstofvracht ($135 * 10^3$ kg voor het jaar 2004).

De atmosferische stikstofdepositie welke in het fase 1 modelsysteem is aangehouden (tabel 3.2) is in dezelfde orde van grootte als de waargenomen atmosferische stikstofdepositie voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford (tabel 2.2)

3.5.2.2 Fosfor

In figuur 3.7 zijn de jaarlijkse posten van de berekende fosforbalans voor de periode 1986 t/m 2000 weergegeven. Uit dit figuur blijkt dat sommige balansposten sterk variëren (bemesting, bodeminfiltratie, belasting oppervlaktewater en berging), terwijl andere balansposten nagenoeg gelijk blijven (kwel, gewasopname en wegzijging).



Figuur 3.7 Jaarlijkse fosforbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 1 modelsysteem (verschil tussen ingaande en uitgaande termen is berging)

Tabel 3.3 bevat de berekende fosforbalans voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford. De fosforbalans is opgesteld over de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode fase 1 modelsysteem). Volgens tabel 3.3 blijkt dat ca. 2 % van de totale aanvoer van fosfor via oppervlakkige afspoeling en uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt, terwijl de berekende fosforuitspoeling naar het (diepe) grondwater te verwaarlozen is (0.05 %). Het resterende deel van de fosforafvoer komt voor rekening van de netto gewasopname (50 %). De gezamenlijke verliesposten voor fosfor over de periode 1986 t/m 2000 zijn kleiner dan de aanvoer

van fosfor. Over deze periode neemt de voorraad fosfaat in de bodem met ca. 240 kg per jaar toe.

Tabel 3.3 Fosforbalans van het landsysteem van het gehele bemalingsgebied Quarles van Ufford over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 1 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000		Oppervlakte balansgebied: 10 035 ha			
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Bemesting	503.9	50.2	Netto gewasonttrekking	254.4	25.3
Infiltratie	0.0	0.0	Belasting opp.water	9.2	0.9
Kwel	1.1	0.1	Wegzijging	0.3	0.0
Totaal	505.0	50.3	Totaal	263.9	26.2
Berging				241.1	24.1

Omdat geen metingen van de waterafvoer voor de periode 1986 – 2000 beschikbaar zijn is gekeken of de orde van grootte van de meetwaarden in 2004 (zie hoofdstuk 2, tabel 2.3) plausibel is met de resultaten van het fase 1 modelsysteem. De berekende fosforbelasting van het oppervlaktewater is hoger dan de fosforvrucht in het oppervlaktewater welke voor het jaar 2004 is bepaald (tabel 2.3). Dit komt overeen met de verwachting omdat de processen in het oppervlaktewater (retentie) niet in het fase 1 modelsysteem zijn opgenomen.

4 Discussie

4.1 Waterkwantiteit

Door Waterschap Rivierenland is voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford een waterbalans opgesteld gebaseerd op meetgegevens van 2002 (Waterschap Rivierenland, 2003). Deze gegevens zijn eveneens gebruikt voor de systeemverkenning Quarles van Ufford (Soppe et al., 2005). In tabel 4.1 is de waterbalans voor Quarles van Ufford, zoals vastgesteld door Waterschap Rivierenland, weergegeven. Wanneer de posten van deze waterbalans worden vergeleken met de waterbalans Quarles van Ufford welke is opgesteld met behulp van meetgegevens van 2004 (zie hoofdstuk 2, tabel 2.1), dan blijken er grote verschillen te bestaan in de hoeveelheid uitgelaten water. Omdat de andere balanstermen in dezelfde orde van grootte zijn en de post kwel en wegzijging als sluitpost is genomen, heeft dit tot consequentie dat op basis van de meetgegevens van 2004 het gebied een netto wegzijging kent in plaats van een netto kwel zoals verondersteld op basis van de gegevens van 2002. Omdat de herkomst van de meetgegevens van 2002 ten tijde van de rapportage systeemanalyse Fase 1 onduidelijk is, is bij de plausibiliteitstoets gebruik gemaakt van de meetgegevens van 2004.

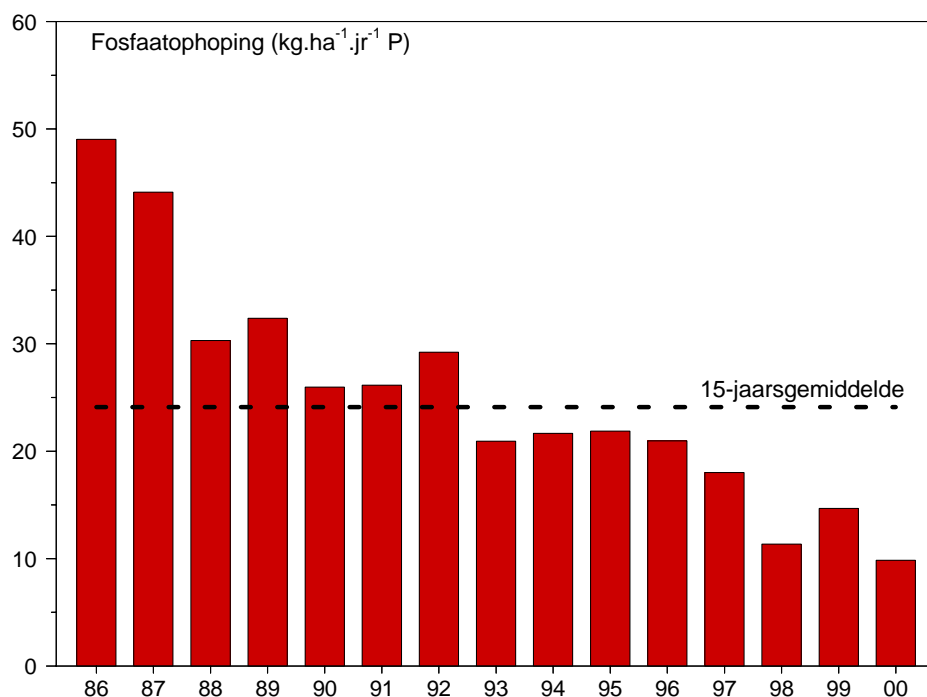
Tabel 4.1 Waterbalans van het bemalingsgebied Quarles van Ufford voor 2002 (Waterschap Rivierenland, 2003) en 2004

IN (mm)	2002	2004	UIT (mm)	2002	2004
Neerslag	875	839	Verdamping	457	463
Inlaatwater	173	130	Onttrekkingen	-	12
Puntlozingen	4	4	Uitgelaten water	767	491
Som kwel en wegzijging (sluitpost)*	172	-7			
Totaal	1224	966	Totaal	1224	966

* Een positieve term voor som kwel en wegzijging betekent netto kwel; een negatieve term betekent een netto wegzijging

4.2 Waterkwaliteit

Uit de stikstof- en fosforbalans van het fase 1 modelsysteem blijkt dat de berekende fosforverliezen naar grond- en oppervlaktewater kleiner zijn dan de berekende stikstofverliezen (tabel 3.2 en 3.3). De reden dat de fosforverliezen kleiner zijn komt doordat fosfaat sterk aan de bodem bindt. Dit is in de fosforbalans terug te vinden in de vorm van een positieve bergingsterm: er blijft fosfor in de bodem achter. In de periode 1986 t/m 2000 wordt volgens het fase 1 modelsysteem gemiddeld ca. 25 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ P aan de bodem gebonden (figuur 4.1). Dit komt overeen met ruim 50 % van de totale aanvoer van fosfor.

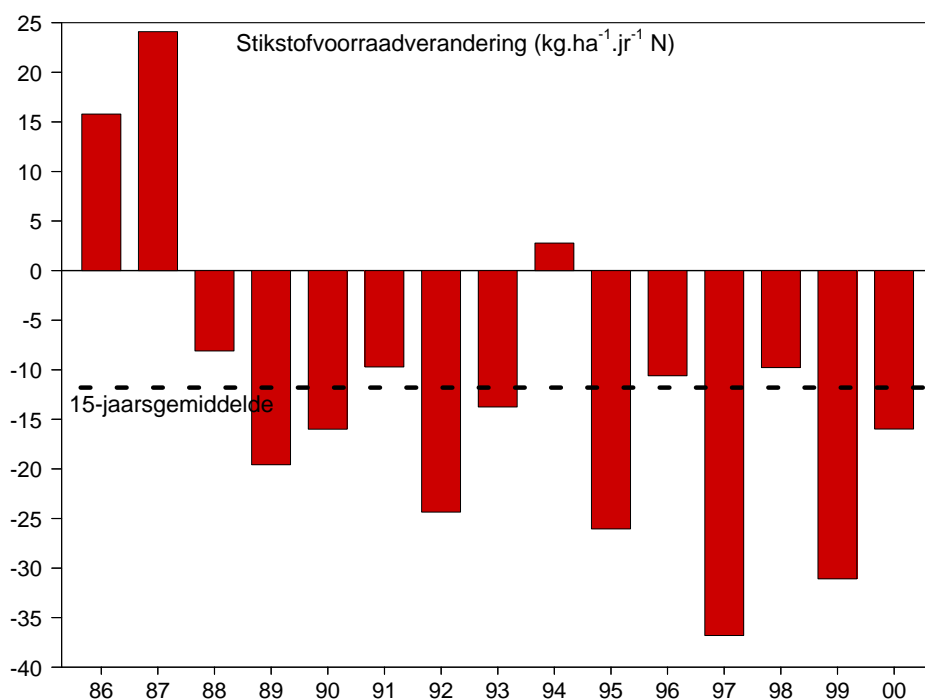


Figuur 4.1 Jaarlijkse fosfaatophoping in het bemalingsgebied Quarles van Ufford volgens het fase 1 modelsysteem

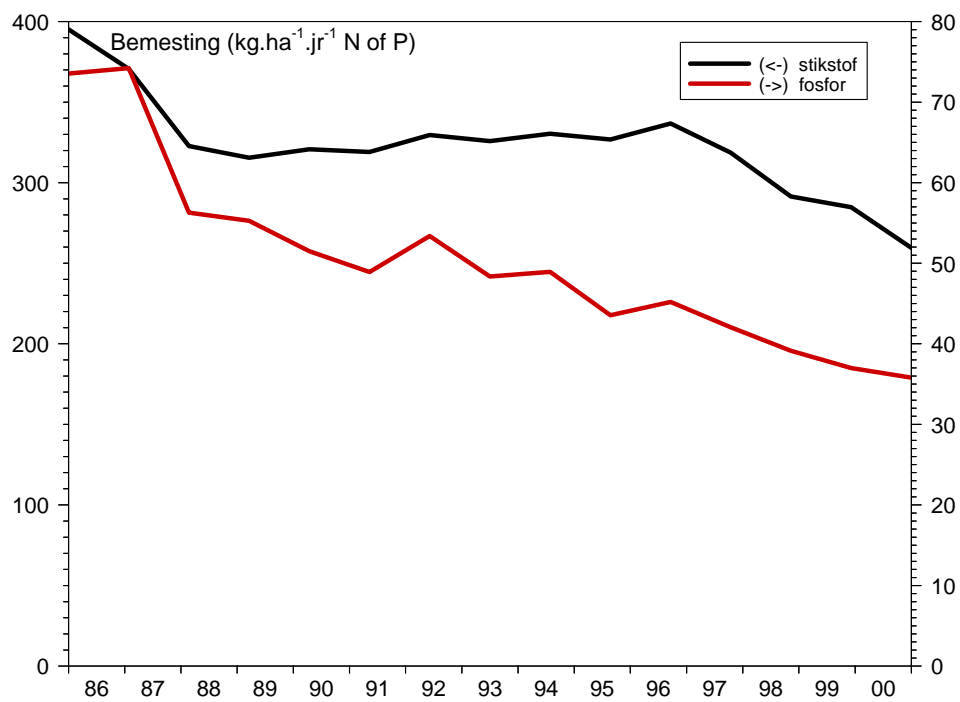
In STONE wordt over dezelfde periode voor geheel Nederland een ophoping van ca. $20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ P}$ berekend, wat overeen komt met ca. 40 % van de totale fosforaanvoer. De door het fase 1 modelsysteem berekende fosfaatophoping in het studiegebied is dus hoger dan de landelijk trend, maar aangezien kleigronden goed in staat zijn om fosfaat te kunnen binden, is deze verhoogde vastlegging van fosfaat in het studiegebied goed te verklaren. Zowel voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford (figuur 4.1) als voor geheel Nederland is een dalende trend in de fosfaatophoping over de periode 1986 – 2000 waar te nemen. Deze dalende trend in fosfaatophoping wordt veroorzaakt door de verminderende mestgiften in diezelfde periode (zie figuur 4.3). Uit de fosforbalans (tabel 3.3) blijkt dat het grootste deel van de fosfaataanvoer wordt gebonden aan de bodem. Door deze fosfaatophoping in de bodem wordt de uitspoeling naar het grond- en oppervlaktewater gebufferd. Anderzijds vormt de grote voorraad fosfaat in de bodem een risico omdat uitspoeling naar het oppervlaktewater kan optreden ten tijde van hoge grondwaterstanden en/of bij intensieve regenbuien. Fosfaat gaat in oplossing in het bodemvocht en komt tot afvoer wanneer de bodem volledig met water verzadigd is en kan dan uitspoelen naar het oppervlaktewater.

Het fase 1 modelsysteem berekent over de periode 1986 – 2000 een negatieve stikstofberging. Dit betekent dat volgens het fase 1 modelsysteem over die periode afbraak van organische stikstof in het bemalingsgebied Quarles van Ufford plaatsvindt. Dit duidt op afbraak van organisch materiaal in de bodem. Gemiddeld over de periode 1986 t/m 2000 vindt er een (negatieve) stikstofvoorraadverandering van ruim $10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1} \text{ N}$ (3 % van de totale aanvoer), maar is sommige jaren bijna $40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1} \text{ N}$, terwijl er ook jaren zijn met een opbouw van de stikstofvoorraad

(figuur 4.2). In de periode 1986 t/m 2000 lijkt de verandering (afbraak) van de stikstofvoorraad toe te nemen. Een reden hiervoor kan zijn dat in het verleden (tot 1986) hoge (organische) mestgiften in het gebied hebben plaatsgevonden. Daardoor heeft mogelijk een ophoping van organisch materiaal in de bodem plaatsgevonden, met aansluitend een periode met een verlaging van mineralengiften. Uit de stikstof- en fosforbalansen blijkt dat in de periode 1986 t/m 2000 gemiddeld een verlaging van de mestgiften heeft plaatsgevonden (tabel 3.2 en 3.3), maar dat in diezelfde periode tevens een aantal jaren zijn (1991 – 1995) waarin de mestgiften tijdelijk zijn verhoogd (figuur 4.3). Een andere verklaring voor de afname van de stikstofvoorraad in de periode 1986 t/m 2000 kan zijn dat de startwaarde voor de organische stofvoorraad van het fase 1 modelsysteem te hoog is, waardoor nog geen evenwichtssituatie is ontstaan in de periode 1986 t/m 2000.



Figuur 4.2 Jaarlijkse stikstofvoorraadverandering in het bemalingsgebied Quarles van Ufford volgens het fase 1 modelsysteem



Figuur 4.3 Jaarlijkse mineralengiften in het bemalingsgebied Quarles van Ufford volgens het fase 1 modelsysteem

5 Conclusies

Op basis van de resultaten van het fase 1 modelsysteem kunnen de volgende conclusies worden getrokken.

Met het fase 1 modelsysteem zijn de water-, stikstof- en fosforbalansen uit de systeemverkenning Quarles van Ufford (Soppe et al., 2005) sluitend gemaakt.

Door het ontbreken van meetgegevens voor de waterkwantiteit voor de simulatieperiode (1986 – 2000) kan de waterkwantiteitsmodule van het fase 1 modelsysteem niet worden getoetst. Een vergelijking is gemaakt tussen de waterkwantiteitsgegevens van 2004 en de modelresultaten. Op basis van deze plausibiliteitstoets wordt geconcludeerd dat de door het fase 1 modelsysteem berekende waterafvoer wordt onderschat. Dat kan worden verklaard doordat ingelaten oppervlaktewater niet in het fase 1 modelsysteem is opgenomen.

De berekende stikstofconcentraties vanuit het landsysteem zijn ca. 20 % hoger dan de waargenomen stikstofconcentraties in het oppervlaktewater. De berekende fosforconcentraties vanuit het landsysteem daarentegen zijn ca. 95 % hoger dan de waargenomen fosforconcentraties in het oppervlaktewater. Dit is plausibel omdat de processen in het oppervlaktewater (retentie) niet in het fase 1 modelsysteem is opgenomen.

Over de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode fase 1 modelsysteem) wordt door het fase 1 modelsysteem een gemiddelde afname van de stikstofvoorraad in de bodem van ca. 3 % ten opzichte van de totale stikstofaanvoer bepaald. Over de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode fase 1 modelsysteem) wordt door het fase 1 modelsysteem een gemiddelde fosfaatophoping in de bodem van ruim 50 % ten opzichte van de totale fosforaanvoer bepaald. Dit komt overeen met de landelijke trends zoals berekend in de Evaluatie Mestwetgeving 2004 (Schoumans et al., 2004).

Omdat de uitvoer van het fase 1 modelsysteem op jaarbasis is, kan de temporele variatie in de meetwaarden binnen een jaar niet worden voorspeld. Daarnaast kent de ruimtelijke schematisatie van het fase 1 modelsysteem een grove resolutie. Omdat het fase 1 modelsysteem is ontwikkeld voor het landelijk schaalniveau wordt gebruik op een nog lager schaalniveau dan het gehele stroomgebied (deelstroomgebieden) niet verantwoord geacht.

Het fase 1 modelsysteem is in staat om op het ruimtelijk schaalniveau van het gehele stroomgebied een langjarige gemiddelde waarde voor de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater te geven, welke plausibel lijkt met de waarnemingen, waarbij tevens sluitende water- en nutriëntenbalansen worden gegenereerd. Echter, met behulp van het fase 1 modelsysteem kunnen geen:

- relaties worden gelegd tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater, vanwege het ontbreken van

- een oppervlaktewatermodule en voldoende onderscheidend vermogen in ruimte en tijd;
- één op één beschrijvingen van de metingen worden gemaakt of resultaten op verschillende schalen worden gepresenteerd, vanwege de grove ruimtelijke en temporele uitvoer van het modelsysteem.

Het fase 1 modelsysteem is daarom ongeschikt om het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid op stroomgebiedsniveau te kwantificeren. Wel is met behulp van het fase 1 modelsysteem meer informatie verkregen met betrekking tot de indentificatie van kritische systeemcomponenten en –parameters van het studiegebied. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase.

6 Aanbevelingen

De conclusies welke in fase 1 zijn getrokken geven richting aan de onderdelen welke aangepast dienen te worden in de volgende fases van het modelsysteem. Op basis van deze conclusies worden de volgende aanbevelingen gedaan.

Om de hoeveelheid ingelaten water te betrekken in het modelsysteem (interactie tussen land- en oppervlaktewatersysteem) is het noodzakelijk een oppervlakte-watermodule op te nemen. In de vervolgfases dient de randvoorwaarden van het modelsysteem beter te worden afgestemd op de lokale kwelsituatie (via verfijnde ruimtelijke schematisatie en (regionale) parametrisatie van de randvoorwaarden), teneinde de berekende waterafvoer beter met de waarnemingen overeen te laten komen.

Om de processen in het oppervlaktewater (retentie) te kunnen modelleren is het noodzakelijk om een kwaliteitsmodule voor het oppervlaktewater in het modelsysteem op te nemen. Hierdoor kunnen de door het modelsysteem berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater beter worden vergeleken met en getoetst aan de waarnemingen.

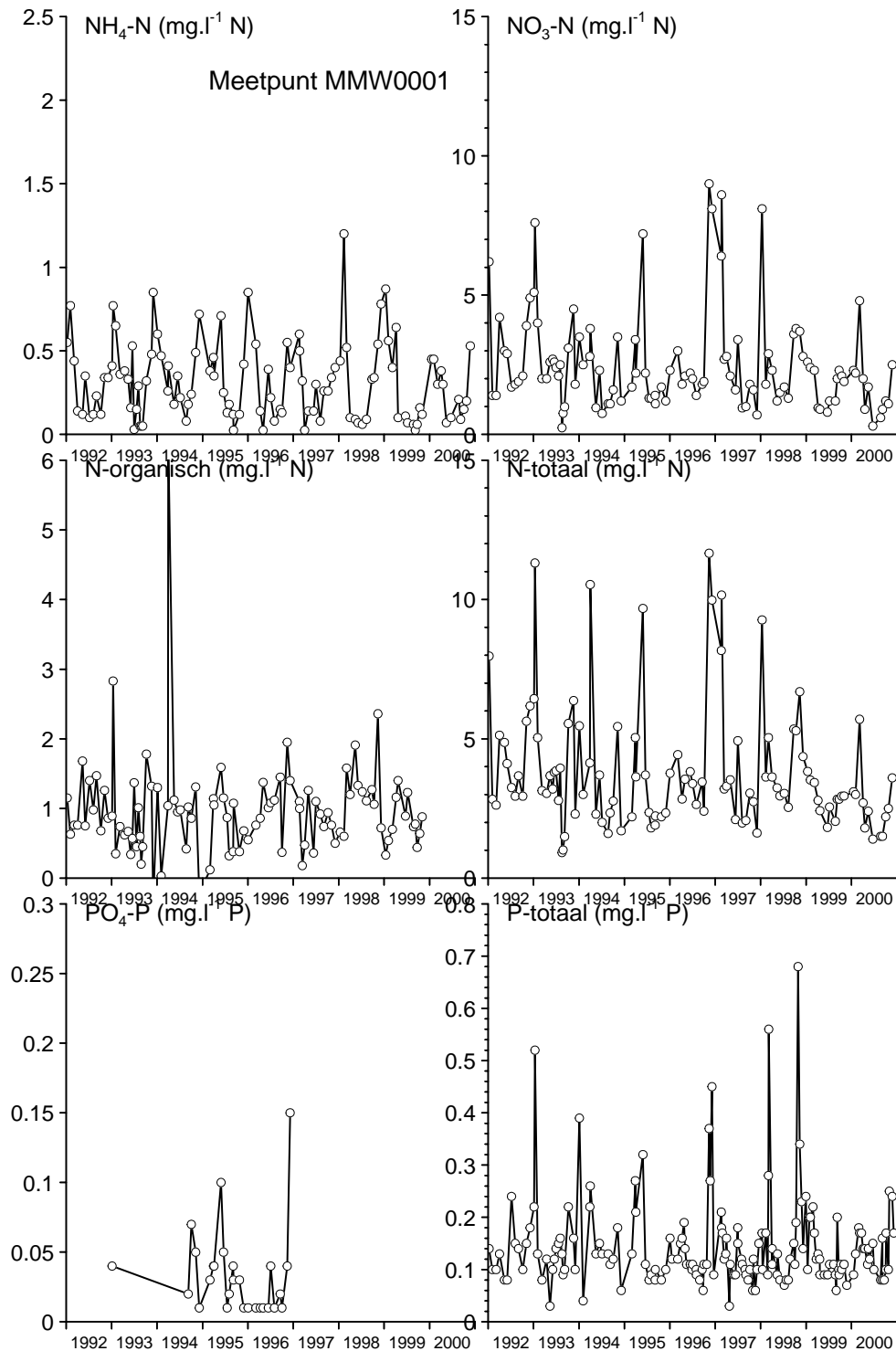
Om de temporele variatie van waterafvoer in en nutriëntenbelasting van het oppervlaktewatersysteem te kunnen voorspellen dient de tijdstapgrootte van de uitvoer van het modelsysteem verkleind te worden (verhogen van de temporele resolutie). Daarnaast dient de ruimtelijke resolutie van het modelsysteem verhoogd te worden, inclusief het toevoegen van informatie over waterbewegingen vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewatersysteem (zogenaamde afwateringseenheden). Dit dient te gebeuren om het modelsysteem aan te laten sluiten op het schaalniveau in ruimte en tijd van de waarnemingen. Hierbij is het van belang dat de invoer van het modelsysteem aansluit op dit schaalniveau (regionale parametrisatie).

Literatuur

- 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 en 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.
- Overbeek, G.B.J., J.J.M. van Grinsven, J. Roelsma, P. Groenendijk, P.M. van Egmond en A.H.W. Beusen, 2001. *Achtergronden bij de berekening van vermesting van bodem en grondwater voor de 5^e Milieuverkenning met het model STONE*. RIVM rapport nr. 408129020, Bilthoven.
- RIVM, 2000. *Nationale Milieuverkenning 5. 2000 – 2030*. Samson BV, Alphen aan den Rijn.
- RIVM, 2002. *Minas en Milieu. Balans en Verkenning*. RIVM rapportnr. 718201005, Bilthoven.
- RIVM, 2004. *Mineralen beter geregeld. Evaluatie van de werking van de Meststoffenwet 1998 – 2003*. RIVM rapport nr. 500031001, Bilthoven.
- Roelsma, J. en F.J.E. van der Bolt, 2005. *Gedetailleerd werkplan Quarles van Ufford voor het project "Monitoring nutriënten in stroomgebieden en polders"*. Reeks Monitoring 3-IV, Alterra, Wageningen.
- Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen, H.F.M. ten Berge, H.G. van der Meer en 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, ISSN 1566-7197. Alterra, Wageningen.
- Schoumans, O.F., R. van den Berg, A.H.W. Beusen, G.J. van den Born, L. Renaud, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. *Quick Scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen. Rapportage in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2004*. Alterra-rapport 730.6. Alterra, Wageningen.
- Soppe, R.W.O., J. Roelsma, E. Bergersen en F.J.E. van der Bolt, 2005. *Systeemverkenning Quarles van Ufford*. Alterra-rapport 970, Reeks Monitoring Stroomgebieden 2-IV, Alterra, Wageningen.
- Tuinen, E. van, J. van der Braak en A. Kreleger, 2006. GGOR ook toepasbaar voor peilbesluiten. *H₂O* 4: 35-39.

- Waterschap Rivierenland, 2003. *Concept 2. Waterbalans Quarles van Ufford*. 13 augustus 2003.
- Wolf, J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rötter and H. van Zeijts, 2003. The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands. *Environmental Modelling & Software* 18: 597-617.

Bijlage 1 Gemeten nutriëntenconcentraties in bemalingsgebied Quarles van Ufford



Figuur B1.1 Gemeten stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor het benedenstroomse kwaliteitsmeetpunt MMW0001

Bijlage 2 Het nutriëntenemissiemodel STONE

Ruimtelijke schematisatie

In de ruimtelijke indeling van Nederland voor STONE 2.0 wordt het landareaal geclassificeerd naar de hydrologische kenmerken, het landgebruik en de bodemeigenschappen (Kroon et al., 2001). Hierbij wordt rekening gehouden met de bodemfysische en bodemchemische kenmerken van zowel de boven- als ondergrond. Deze afzonderlijke classificatiekenmerken zullen hier kort worden toegelicht. De ruimtelijke indeling voor STONE 2.1 en STONE 2.1.1 is ongewijzigd gebleven.

Hydrologie

Om de nutriëntenvrachten naar het oppervlaktewater en de nitraatconcentraties in het grondwater te kunnen kwantificeren, dient de waterafvoer uit het landelijke gebied naar het oppervlaktewater en de grondwaterstand in het landelijke gebied precies berekend te worden. Deze worden bepaald door de geohydrologische eigenschappen van de ondergrond, de drainage-eigenschappen en de nettoflux naar het topsysteem, bestaande uit kwel of wegzijging. De hydrologie is daarom ruimtelijk geschematiseerd op basis van deze drie karakteristieken en tevens de grondwaterstand.

Voor de schematisatie van de geohydrologische eigenschappen van de ondergrond is de indeling in 22 zogenaamde hydrotypen gebruikt (Massop et al., 2000). Deze indeling is gebaseerd op o.a. de geologische kaart van Nederland (1:600 000). Voor de schematisatie van de drainage-eigenschappen worden vijf verschillende drainagesystemen voor afvoer naar het oppervlaktewater onderscheiden, namelijk:

- waterafvoer naar brede waterlopen (> 3 meter);
- smalle waterlopen (ca. 0.5 – 3 meter);
- greppels (< ca. 0.5 meter)
- waterafvoer over het maaiveld naar het oppervlaktewater;
- waterafvoer via aangelegde drains in de bodem.

De classificatie naar drainage-eigenschappen is voornamelijk gebaseerd op de drainage-weerstand bij afvoer naar de waterlopen. Deze drainageweerstand is berekend met het MONA-instrumentarium van het RIZA (Kroon en Werkman, 2001). Dit resulteerde in zes groepen van drainageweerstanden.

De wateraanvoer vanuit de diepe ondergrond is berekend met behulp van het MONA-instrumentarium, waarbinnen NAGROM voor het diepe systeem en MOZART voor het topsysteem is opgesteld (Kroon en Werkman, 2001). De berekende kwel is gebruikt om een kwelkaart te genereren, die voor de STONE 2.0 toepassing is gegroepeerd in zes kwelklassen (Kroon et al., 2001). Voor het onderscheiden van grondwaterstanden is de grondwatertrappenkaart van de bodemkaart 1:50 000 gebruikt. Hiervoor zijn de Gt-codes uit de bodemkaart vertaald naar zeven Gt-groepen, die zijn gebruikt voor de hydrologische schematisatie.

Door verbetering van de ontwatering in de afgelopen decennia zijn de ruimtelijke opnamen van grondwaterstanden zoals aangegeven op de bodemkaart 1:50 000 uit

de periode 1950 – 1980, nu gedateerd. Recente opnamen geven aan dat vooral het areaal landbouwgronden met Gt VI en, in mindere mate het areaal landbouwgronden met Gt VII en Gt VII*, zijn toegenomen. Bij de modelberekeningen met SWAP is gebruik gemaakt van die recente databestanden (Kroes et al., 2001).

Landgebruik

Binnen de schematisatie in landgebruik van STONE 2.0 worden zes vormen van landgebruik onderscheiden: (1) grasland, (2) maïs, (3) overig landbouw, (4) natuur, (5) water en (6) bebouwd gebied. De ligging is afgeleid uit het LGN 3+ bestand (resolutie 25 x 25 meter) van Nederland (de Wit et al., 1999) en ten behoeve van de verdere ruimtelijke schematisatie opgeschaald naar een resolutie van 250 x 250 meter. Omdat het areaal grasland hoger uitviel dan het areaal dat bij het Landbouw Economisch Instituut (LEI) als (agrarisch) grasland geregistreerd stond, zijn een aantal grasland-plots als onbemest grasland ('natuur') behandeld.

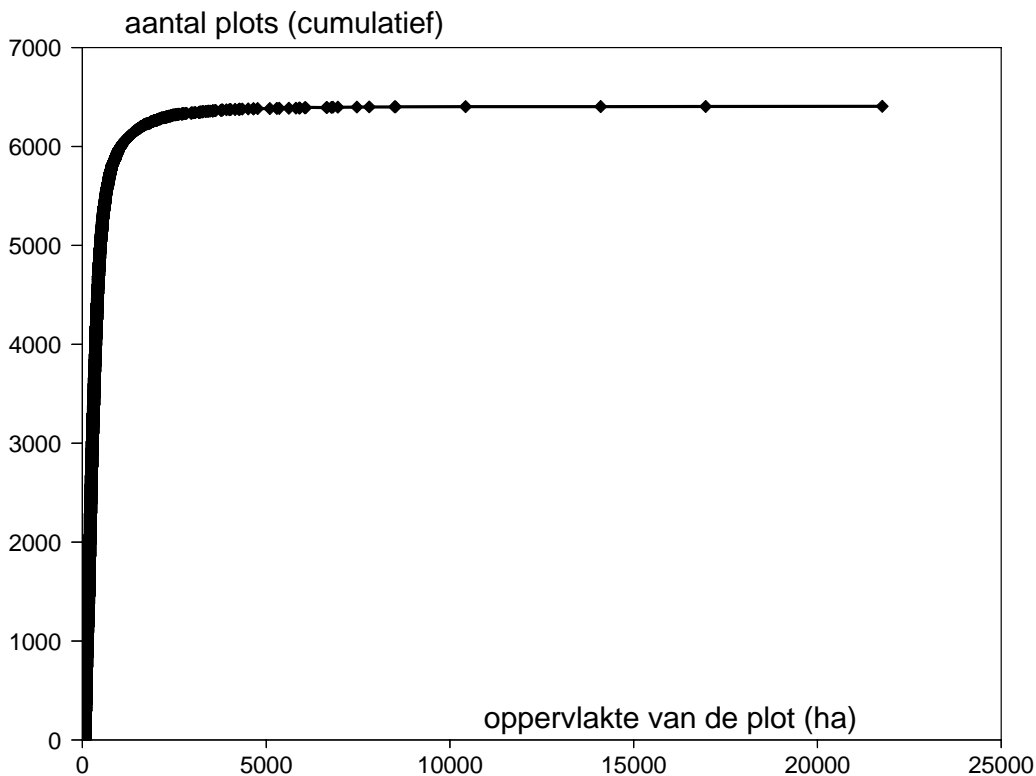
Bodemtype

Voor het onderscheid in bodemtypen is gebruik gemaakt van een vertaling van de bodemkaart 1:50 000 naar 21 bodemfysische eenheden, de zogenaamde PAWN-bodemeenheden (Klijn, 1997). Deze vertaling is gebaseerd op de vertaling van de bodemkaart 1:250 000 in bodemfysische eenheden (Wösten et al., 1988). Bij deze indeling in bodem(fysische) eenheden worden diverse veen-, zand-, en kleigronden onderscheiden. Voor de indeling in bodemchemische eenheden zijn deze bodemtypen verder gedifferentieerd naar drie kenmerken, te weten: de capaciteit van de bodem om fosfaat te binden, de mineralisatiecapaciteit en de capaciteit van de bodem om kationen (waaronder ammonium) uit te wisselen (Kroon et al., 2001). Daarnaast is voor de indeling in bodemfysische en -chemische eenheden tevens rekening gehouden met bodemtypen dieper dan 1 meter beneden maaiveld. De informatie van de diepere bodemlagen is door NITG-TNO aangeleverd. De verschillende combinaties van bodemfysische en -chemische eenheden levert 1682 verschillende bodemeenheden op (Kroon et al., 2001).

Rekeneenheden

De randvoorwaarde voor de nieuwe schematisatie voor STONE 2.0 was de mogelijkheid om één scenario binnen 24 uur door te rekenen. Het gevolg hiervan was dat maximaal 6000 rekeenheden of plots konden worden onderscheiden binnen Nederland. Een plot bestaat uit een unieke combinatie van hydrologische eigenschappen, landgebruik en bodemkenmerken. De combinatie van deze eigenschappen leidde in eerste instantie tot ruim 500 000 plots voor Nederland. De reductie van het aantal plots heeft in een aantal stappen plaatsgevonden en is uitgebreid beschreven door Kroon et al. (2001). De nieuwe ruimtelijke schematisatie van STONE 2.0 bestaat uit 6407 plots, waarvan één plot voor al het bebouwde areaal en één plot voor al het open water. Voor de 6405 STONE plots zijn met het gedetailleerde hydrologische model SWAP de grondwaterstanden en waterafvoeren naar de verschillende drainagemiddelen gesimuleerd voor perioden van 15 aaneengesloten weerjaren (Kroon et al., 2001). In de studie naar de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen ten behoeve van de Evaluatie Meststoffenwet 2004 maakt het toegepaste STONE-instrumentarium

gebruik van de gesimuleerde waterafvoeren op basis van twee (meteo)reeksen: 1971 – 1985 en 1986 – 2000.



Figuur B2.1 De verdeling van het aantal STONE plots over de oppervlakte van de plots

Iedere STONE plot is verticaal geschematiseerd als een bodemkolom van 13 meter diep, opgedeeld in 22 bodemlagen. Voor ieder van deze bodemlagen zijn berekeningen uitgevoerd met het hydrologisch model SWAP en het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO. Een STONE plot bestaat uit één of meerdere gridcellen van 250 x 250 meter. De 6405 STONE plots (dus exclusief 1 plot voor al het bebouwde areaal en 1 plot voor la het open water) variëren in grootte van 25 ha tot 21 762 ha. De mediaanwaarde is 287.5 ha. In figuur B2.1 is het areaal van de plots uitgezet tegen het cumulatieve aantal plots. Uit de steile lijn in de figuur en uit de mediaanwaarde blijkt dat kleine plots sterk zijn vertegenwoordigd, met name de plots met een oppervlakte minder dan 200 ha. De voornaamste reden voor het accent op deze kleine plots is dat er binnen elke regio een aantal ‘zeldzame eigenschappen’ wordt gehandhaafd in de schematisatie, bijvoorbeeld de weinig voorkomende bodemtypen (bodemfysische eenheid 4, 6 en 20) en grondwatertrappen I en IV.

Modelketen

Het modelinstrumentarium STONE 2.0 bestaat uit de modellen CLEAN2 (bemestingsverdeling), OPS/SRM (atmosferische stikstofdepositie), ANIMO (nutriëntenuitspoelingsmodel) en de rekenresultaten van SWAP (hydrologie).

Clean2

Het model CLEAN2 berekent de emissie van ammoniak vanuit agrarische bronnen naar de lucht en van stikstof en fosfaat uit zowel dierlijke mest als kunstmest naar de bodem in Nederland op een ruimtelijk aggregatieniveau van 31 mestgebieden, ook wel LEI-regio's genoemd (Beusen et al., 2004). Binnen deze mestgebieden worden zes bodemtypen en zeven gewasgroepen onderscheiden. De mestverdelingsberekeningen in CLEAN2 worden in vijf stappen uitgevoerd:

1. Berekening van de mestproductie per mestgebied op basis van de excretie van mest per diercategorie (in CLEAN2 worden in totaal 42 diercategorieën onderscheiden).
2. Verdeling van de geproduceerde mest binnen het mestgebied over de verschillende bodem- en gewascombinaties. Deze mestverdeling wordt uitgevoerd in een specifieke volgorde. Allereerst wordt de mest toegepast op het eigen bedrijfsareaal. Als dit eigen bedrijfsareaal 'vol' is, wordt de resterende hoeveelheid mest via transport binnen het mestgebied geplaatst.
3. Wanneer binnen een mestgebied niet alle geproduceerde mest geplaatst kan worden, is er sprake van een regionaal mestoverschot. Nadat de overschotten en plaatsingsruimte van alle mestgebieden bepaald zijn, wordt er op nationale schaal bekeken wat de optimale bestemming is: transport naar andere mestgebieden, verwerking van de mest of export. De berekening van de optimale bestemming van de mest wordt gestuurd door de parameters acceptatiegraden van mest in ontvangstgebieden, transportprijzen per mestsoort, de afstanden tussen mestgebieden, de minimale en maximale capaciteit van mestverwerking en –export en boetes bij illegaal storten van mest.
4. Na de mesttransport is bekend hoeveel van welke mestsoort in welk mestgebied wordt aangewend. Per bodem- en gewascombinatie in ieder mestgebied wordt de plaatsing van mest bepaald. Vervolgens wordt de ammoniakvervluchtiging bij de gekozen aanwendingstechniek berekend en van de bodemaanvoer afgetrokken.
5. Als laatste stap wordt berekend welke kunstmestgift nog wordt gegeven op basis van bemestingsnormen per bodem- en gewascombinatie, bemestingsadviezen, werkingsfactoren dierlijke mest en vervluchtigingsfactoren voor stikstofkunstmest.

Voor een gedetailleerdere beschrijving van het CLEAN2 model wordt de lezer verwezen naar Mooren en Hoogervorst (1993) en van Tol et al. (2001).

OPS/SRM

Het OPS (Operational Priority Substances) model is bedoeld voor de berekening van periodegemiddelde stikstofconcentraties en –deposities op lokale tot nationale schaal veroorzaakt door individuele lokale bronnen tot aan geaggregeerde bronnen aan de grenzen van Europa (Beusen et al., 2004). De bijdragen aan stikstofconcentraties en –depositie op een bepaalde receptor worden berekend voor alle bronnen afzonderlijk met behulp van een terugwaartse trajectoriën. Lokale (verticale) verspreiding wordt geïntroduceerd met behulp van een Gaussische pluimformulering. Het ruimtelijk oplossend vermogen van het model wordt

grotendeels bepaald door het ruimtelijke detail van de gebruikte emissiebestanden. Rondom een individuele puntbron kan het oplossend vermogen in de orde van 100 x 100 m zijn, op landelijke schaal wordt in STONE 5 x 5 km gebruikt.

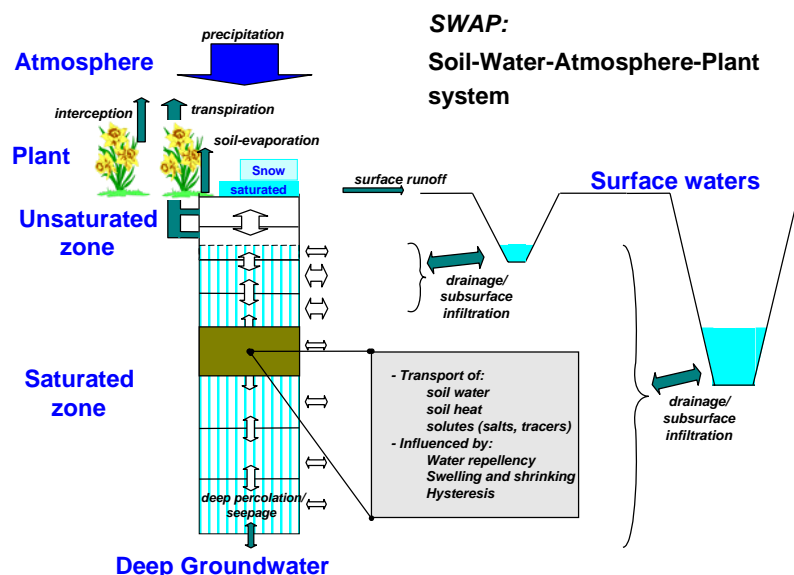
Meer informatie over het model OPS wordt gegeven door van Jaarsveld (1990, 1995).

In STONE wordt niet het model OPS toegepast, maar de Source Receptor Matrix (SRM) model. SRM is ontwikkeld omdat de rekentijd van OPS relatief lang is ten opzichte van de andere modellen in STONE. SRM is volledig gebaseerd op OPS en maakt gebruik van het feit dat in OPS de deposities lineair zijn met de emissies. De ruimtelijke verdeling van SRM is gelijk aan de ruimtelijke verdeling van OPS.

SWAP

Strikt genomen is het hydrologisch model SWAP geen deelmodel van het modelinstrumentarium STONE, maar worden de rekenresultaten van dit model gebruikt voor de nutriëntenuitspoelingsberekeningen met ANIMO. Om die reden is het model SWAP te beschouwen als een integraal geheel van het STONE model.

SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant) is een een-dimensionaal simulatiemodel voor het bodem-water-atmosfeer-plant-systeem (figuur B2.2). Het model simuleert het transport van water en warmte in zowel de onverzadigde als de verzadigde zone. Het is een dynamisch simulatiemodel dat invoer op dagbasis vereist van meteorologische, bodemkundige en waterhuishoudkundige gegevens. Uitvoer in de vorm van waterbalansen wordt op dagbasis of decadebasis gegenereerd. Omdat STONE de nutriëntenuitspoeling op nationale schaal bepaald en om de rekentijd in STONE te beperken is er voor gekozen de waterbalansen op decadebasis uit te voeren.



Figuur B2.2 Verticale schematisering en processen in SWAP

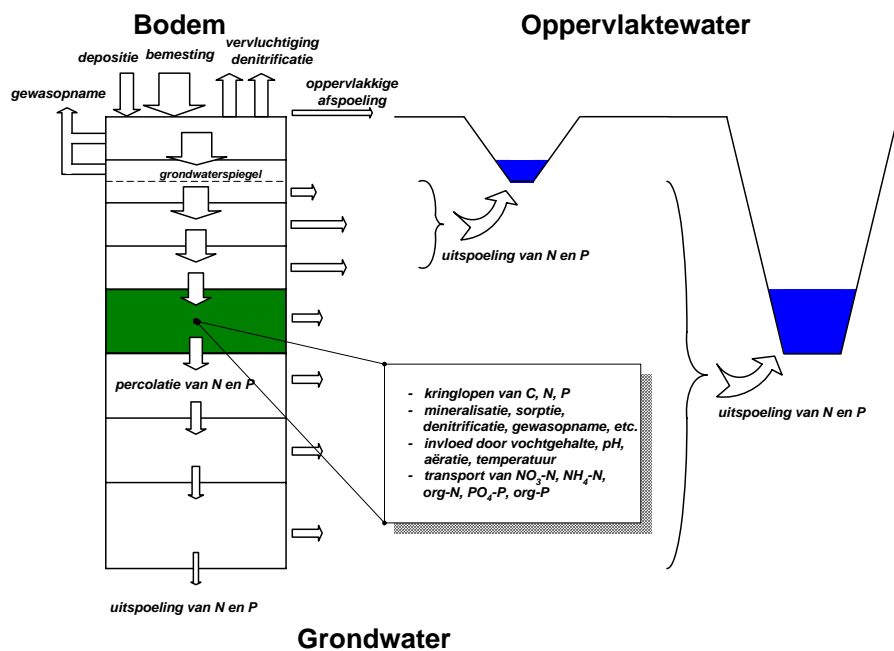
Het model SWAP is de opvolger van het welbekende SWATRE-model waarvan de eerste versie in 1978 verscheen (Feddes et al, 1978). Sindsdien is het model over de hele wereld toegepast. Recentelijk is een nieuwe versie verschenen, welke is gedocumenteerd middels een theoretische beschrijving (Van Dam, 1997 en Van Dam, 2000) en een gebruikershandleiding (Kroes et al, 1999). Belangrijke recente verbetering zijn: stabiele numerieke oplossing, stof- en warmte-transport, bodemheterogeniteit (preferent transport, zwel/krimp), beregening en irrigatie-waterbeheer, gedetailleerde gewasgroei, regionale aan- en afvoer naar drainage-middelen en interactie met oppervlaktewatersystemen.

ANIMO

Het model ANIMO (Agricultural Nutrient Model) berekent de uitspoeling van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater bij verschillende bodemkundige, hydrologische en landbouwkundige landgebruikssituaties (Groenendijk en Kroes, 1999). Voor de toepassing van het model ANIMO zijn hydrologische gegevens nodig die door een extern hydrologisch model worden berekend. ANIMO heeft opties voor de koppeling met (agro)hydrologische perceelsmodellen zoals SWAP, DEMGEN, MOZART en regionale grondwaterstromingsmodellen zoals SIMGRO. In het modelinstrumentarium STONE wordt het model ANIMO doorgerekend met waterbalansen uit het model SWAP .

Het model ANIMO is een complex een-dimensionaal procesgeoriënteerd model voor de beschrijving van de transport en omzetting van organisch materiaal, stikstof en fosfaat in de bodem (figuur B2.3). De belangrijkste onderdelen van het model ANIMO zijn:

- de organischestofkringloop;
- de stikstofkringloop;
- de fosforkringloop en
- de transportprocessen.

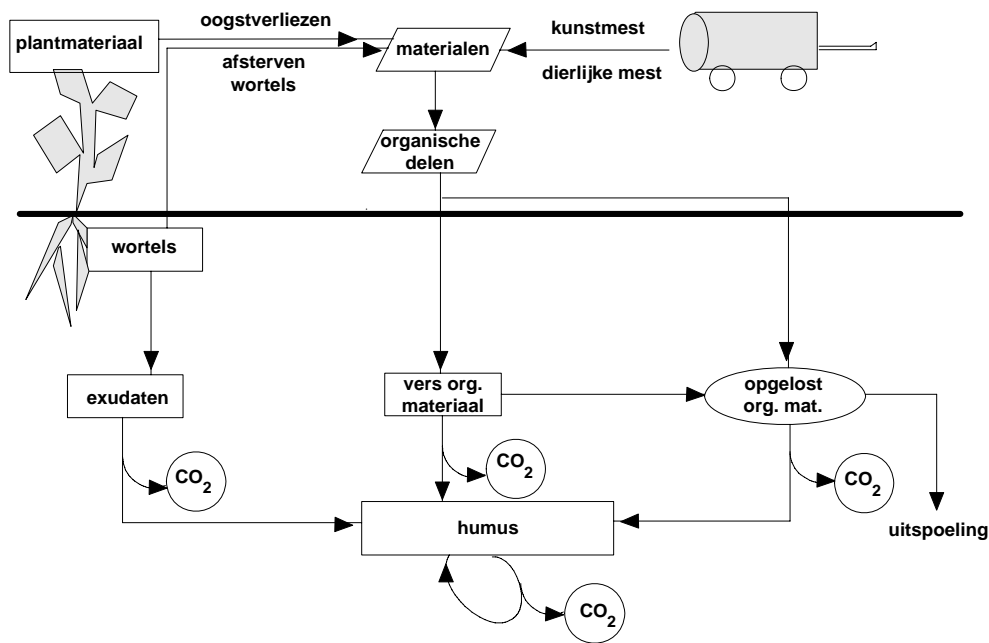


Figuur B2.3 Verticale schematisering en processen in het model ANIMO

Organischestofkringloop

In de organischestofkringloop zijn de volgende processen beschreven (figuur B2.4):

- 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 opgelost organisch materiaal.
- De uitscheiding van wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij gewassen anders dan gras.
- De afsterving van wortels bij gras.
- De afbraak van vers toegediende of gevormde organisch materiaal. Bij de degradatie worden de kleinere moleculen mobiel en kunnen als opgelost organisch materiaal met de waterstroom door het bodemprofiel worden verplaatst.
- De omzetting van de afgescheiden wortellexudaten/haarwortels, het toegediende verse materiaal en het opgelost organisch materiaal naar humus,
- De “turn-over” van humus.



Figuur B2.4 Organischestofkringloop in ANIMO

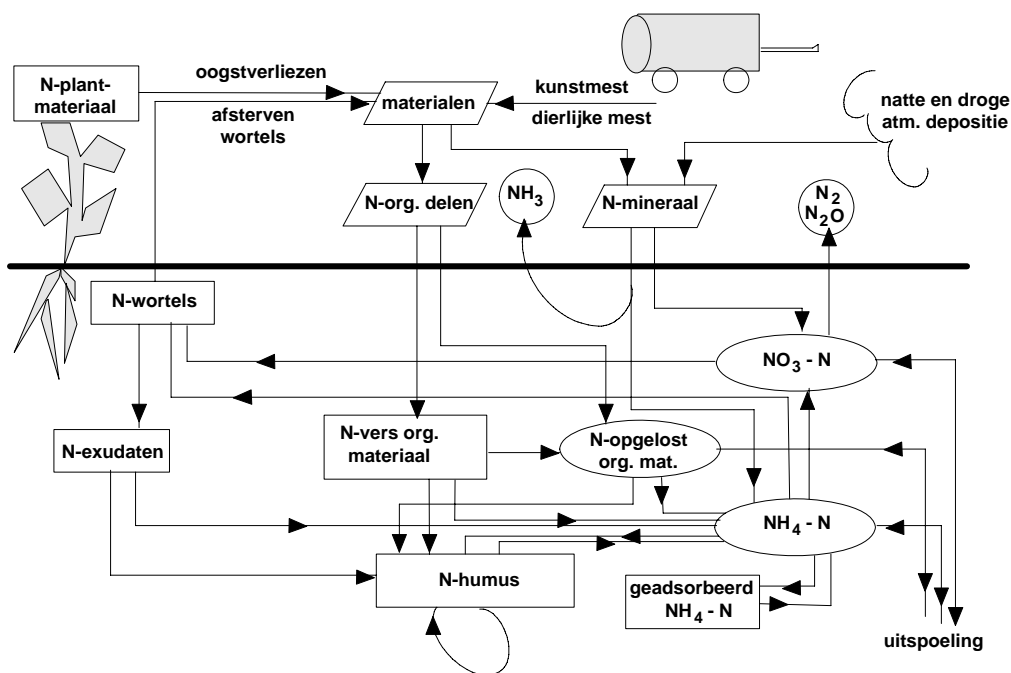
Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen kunnen beschreven worden. Materialen kunnen verschillen in de gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan opgelost organische koolstof 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 omzettingproces. De parametrisatie van de afbraak-karakteristiek 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 model 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 opgelost organisch materiaal met drijfmest, kan de afvoer van opgelost organisch materiaal naar het oppervlaktewater aanzienlijk zijn.

Stikstofkringloop

In de stikstofkringloop (figuur B2.5) zijn de volgende processen beschreven:

- Toediening van organisch stikstof met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch stikstof.

- De uitscheiding van organisch stikstof in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij gewassen anders dan gras.
- De toediening van organisch stikstof aan de bodem door afsterving van wortels bij gras.
- De mineralisatie en immobilisatie van stikstof als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortellexudaten, haarwortels en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa.
- De mineralisatie van stikstof als gevolg van de dissimilatie van de humus.
- De aanvoer van mineraal stikstof bij de toediening van mest, kunstmest en andere materialen, alsmede door de droge en de natte atmosferische depositie.
- De vervluchtiging van een gedeelte van het toegediende ammonium.
- De adsorptie van ammonium aan de vaste bodemfase.
- De nitrificatie van ammonium in aanwezigheid van voldoende zuurstof.
- De denitrificatie van nitraat in gedeeltelijk en volledig anaëroobe toestand.
- De opname van ammonium en nitraat door het gewas.



Figuur B2.5 Stikstofkringloop in ANIMO

Het organische deel van de stikstofkringloop loopt grotendeels parallel aan de organischestofkringloop. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/N verhouding in het verse materiaal, de C/N verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Nitrificatie is in het algemeen een snel proces. Op zandgronden bevindt het overgrote deel van mineraal

stikstof zich in de nitraat-vorm. In klei- en veengronden neemt ammonium een belangrijker deel in. Vervluchting is in het model bijzonder simpel gedefinieerd als een fractie van de toegediende hoeveelheid ammonium. Adsorptie van ammonium vindt plaats in evenredigheid met de concentratie. In landbouwgronden vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mineraal stikstof die jaarlijks in omloop is. Het model bevat een module voor de berekening van de gewasopname. Stikstof kan worden opgenomen met de transpiratiestroom. Indien de behoefte van de plant groter is dan alleen met de waterstroom zou worden opgenomen vindt actieve opname plaats. De snelheid van actieve opname is afhankelijk van de behoefte van de plant en het mineraal stikstofgehalte van de bodem. Indien het verschil tussen behoefte van de plant en gerealiseerde opname groter is dan een bepaalde drempelwaarde, ondervindt de plant schade. Deze schade kan later in het groeiseizoen niet meer worden gecompenseerd. Vanaf versie 2.0 van STONE is de QUADMOD-module binnen het modelinstrumentarium STONE geïmplementeerd om de stikstof- en fosfaatopname en de drogestofproductie van grasland en maïsland te berekenen (ten Berge et al., 2000). Tevens wordt door QUADMOD een schatting gegeven van de productie van de gewasresten die gedurende het groeiseizoen en aan het einde van een groeiseizoen aan de bodem worden toegevoegd. Als invoer vraagt de QUADMOD-module om twee kenmerken:

- De netto toegevoegde hoeveel stikstof aan de bodem (NetNsoil). Deze is gedefinieerd als atmosferische depositie tezamen met de netto stikstofmineralisatie uit de bodem-pools, uitgezonderd de stikstof die door mineralisatie vrijkomt uit de in dat jaar toegediende mest en gewasresten.
- De effectieve stikstofgift door bemesting (Nwdose).

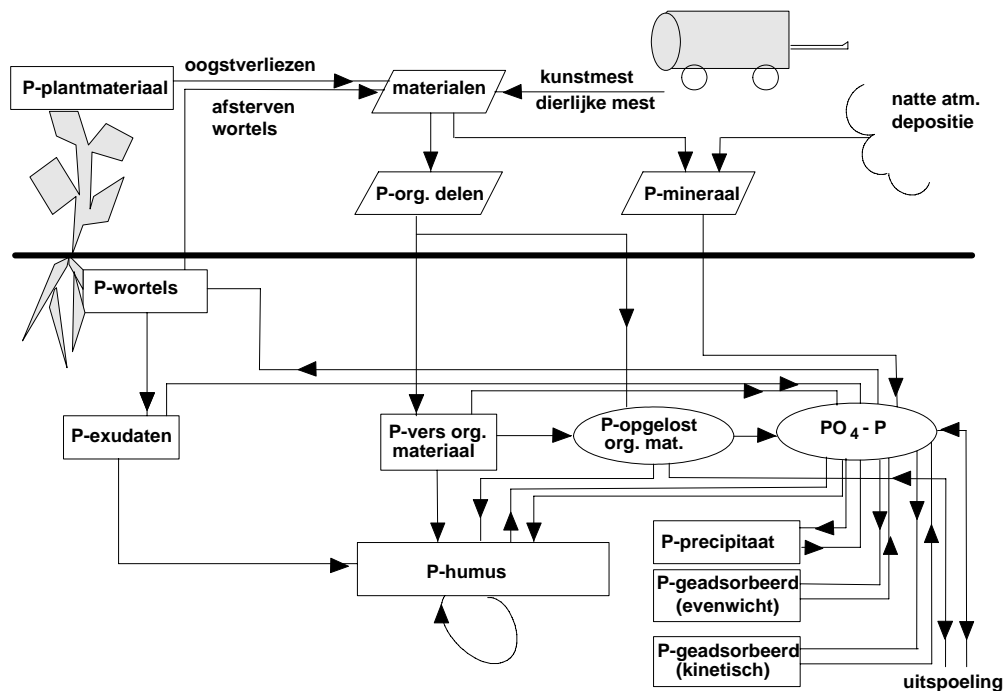
De formulering van nitrificatie en denitrificatie hangen samen met de wijze waarop aëratie en de invloed van bodemlucht op de processen is beschreven. In STONE is een versie van het ANIMO model opgenomen waarin deze processen zijn beschreven volgens het concept van het SONICG-model (Bril et al., 1994). De relatieve nitrificatiesnelheid is beschreven als een responsfunctie van de waterverzadigingsgraad en de relatieve denitrificatiesnelheid is beschreven als een responsfunctie van zowel waterverzadigingsgraad, de aanwezige hoeveelheid nitraat en de zuurstofvraag van organische omzettingprocessen.

Fosforkringloop

De beschrijving van de fosforkringloop (figuur B2.6) bevat de volgende onderdelen:

- Toediening van organisch fosfor met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch fosfor.
- De uitscheiding van organisch fosfor in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij gewassen anders dan gras.
- De toediening van organisch fosfor aan de bodem door afsterving van wortels bij gras.
- De mineralisatie en immobilisatie van fosfor als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortellexudaten, haarwortels en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa.

- De mineralisatie van fosfor als gevolg van de dissimilatie van de humus.
- De aanvoer van mineraal fosfor bij de toediening van mest, kunstmest en andere materialen, alsmede door de natte depositie uit de atmosfeer.
- De adsorptie van fosfaat aan de vaste bodemfase. Een gedeelte van het fosfaat wordt reversibel gebonden. Bij lage fosfaatgehalten kan dit gedeelte weer gemakkelijk vrijkomen. Dit is in het model beschreven met een evenwichtsvergelijking. Een ander gedeelte wordt irreversibel gebonden aan de bodem. Deze irreversibele binding is beschreven met een kinetisch proces. De adsorptie geschiedt veel sneller dan de desorptie. Echter, voor lange termijn berekeningen met relatief hoge fosfaatgehalten in de bodem en lage mestgiftten in de toekomst kan de desorptiesnelheid van belang zijn voor de hoogte van de uitspoelconcentratie.
- De neerslag van fosfaat in de vorm van fosfaatzouten bij overschrijding van een grensconcentratie. Deze grenswaarde is afhankelijk van de pH van de bodem.
- De opname van fosfaat door het gewas.



Figuur B2.6 fosforkringloop in ANIMO

Evenals bij stikstof loop het organische deel van de fosforkringloop grotendeels parallel aan de organischestofkringloop. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/P verhouding in het verse materiaal, de C/P verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Reversibele sorptie van fosfaat wordt beschreven met een Langmuir-curve. Deze curve wordt gekenmerkt door een maximum niveau. Irreversibele sorptie wordt in het model doorgevoerd

beschreven met een 3 parallelle "sorptie-pools". In de steady-state situatie zou de hoeveelheid geadsorbeerd in elk van de pools te beschrijven zijn met een Freundlich-vergelijking. Iedere sorptie-pool wordt gekenmerkt door een eigen snelheidsconstante voor adsorptie en desorptie en coëfficiënten voor de Freundlich-vergelijking. Ook bij fosfor vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mobiele mineraal fosfaat die jaarlijks in omloop is. Echter, door de genoemde adsorptieprocessen is de totale voorraad mineraal fosfaat is veel groter, en daarmee wordt de invloed van de gewasopname op de uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater sterk gebufferd. Het model bevat een module voor de berekening van de gewasopname. Fosfaat kan worden opgenomen met de transpiratiestroom. Indien de behoefte van de plant groter is dan alleen met de waterstroom zou worden opgenomen vindt actieve opname plaats. Als door stikstofgebrek de opname achterblijft bij de potentiële opname wordt ook de opname van fosfaat gereduceerd.

Omgevingsfactoren

De omzettingen in de drie kringlopen zijn voornamelijk gemodelleerd 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 organischestofomzettingen. 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 droogte-stress. 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 organische 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 de verschillende opgeloste stoffen in de vorm van een één dimensionaal systeem in beschouwing genomen. Hierbij is het bodemprofiel in horizontale lagen geschematiseerd, waaruit via horizontale uitstroming de verdamping en de afvoer naar de drainagemiddelen wordt gesimuleerd (figuur B2.3). 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

wegzijing 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. Naast afvoer naar ontwateringsmiddelen kan het model afspoeling van oppervlakkig toegediende meststoffen over het bodemoppervlak simuleren. Per laag wordt per tijdstap een volledige water en stoffenbalans en de daarbij optredende omzettingsprocessen berekend. Organische stof in oplossing, minerale stikstof (in de vorm van ammonium en nitraat) en minerale fosfor (in de vorm van fosfaat) worden in de waterfluxen van en naar de verschillende lagen en drainagemiddelen getransporteerd.

Literatuur

Berge, H. ten, J.C.M. Withagen, F.J. de Ruyter, M.J.W. Jansen en H.G. van der Meer, 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., C.C.G. Schotten, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. STONE 2.1. Technische Documentatie. Intern IMP-rapport nr. M004/04.

Bril, J., H.G. van Faassen en H. Klein Gunnewiek, 1994. Modelling N₂O emission from grazed grassland. Rapport 24. Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek, Haren.

Klijn, J., 1997. Vertaaltabellen bodem voor MOZART-SMART-DEMNAT. Rapport T2178. Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon en R. Pastoors, 2001. Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0. Reeks Milieuplanbureau 16 en Alterra-rapport 298. Alterra, Wageningen.

Kroon, T., P.A. Finke, I. Peereboom en A.H.W. Beusen, 2001. Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE: de ruimtelijke indeling en de toekenning van hydrologische en bodemchemische parameters. RIZA rapport 2001.017. RIZA, Lelystad.

Kroon, T. en W. Werkman, 2001. MONA, koppelingsconcept MOZART-NAGROM. Beschrijving en gebruikershandleiding van de modellentrein. RIZA, Lelystad.

Massop, H.Th.L., T. Kroon, P.J.T. van Bakel, W.J. de Lange, A. van der Giessen, M.J.H. Pastoors en J. Huygen, 2000. Hydrologie voor STONE. Schematisatie en parametrisatie. Alterra-rapport 038. Alterra, Wageningen.

Mooren, M.A.M. en N.J.P. Hoogervorst, 1993. CLEAN. Het RIVM landbouwmodel. Deel 1. Modelstructuur, versie 1.0. RIVM rapport 259102005. RIVM, Bilthoven.

Tol, S. van, G.J. van den Born, P.M. van Egmond, K.W. van der Hoek, N.J.P. Hoogervorst en O.M. Knol, 2002. CLEAN2.0: Model voor de berekening van stikstof- en fosfaatemissies uit de landbouw. Modelbeschrijving. RIVM rapport 773004010. RIVM, Bilthoven.

Wit, A.J.W. de, T.G.C. van der Heijden en H.A.M. Thunnissen, 1999. Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN3-grondgebruiksbestand. Staring Centrum, Wageningen.

Wösten, J.H.M., F. de Vries, J. Denneboom en A.F. van Holst, 1988. Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, 1:250 000, ten behoeven van de PAWN-studie. Rapport 2055. Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.