Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek Fase 1

Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek
Fase 1

H.C. Jansen
L.V. Renaud
T.P. Leenders
F.J.E. van der Bolt

Alterra-rapport 1272
Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-II

Alterra, Wageningen, 2006

REFERAAT

Jansen, H.C., L.V Renaud, T.P. Leenders & F.J.E. van der Bolt,, 2006. *Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek Fase 1*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1272. Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-II. 63 blz.; 14 fig.; 10 tab.; 11 ref.

Voor het project 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders' is, als vervolg op een eerder afgeronde systeemverkenning, een systeemanalyse uitgevoerd voor het stroomgebied van de Schuitenbeek. Met een gefaseerde aanpak, waarin een meetprogramma en modelberekeningen zijn geïntegreerd, wordt gestreefd naar een operationeel, geoptimaliseerd, gebiedspecifiek monitoringsysteem, waarmee de bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater door nutriënten kan worden gekwantificeerd en waarmee de effecten van het mestbeleid en veranderingen binnen het stroomgebied kunnen worden gevolgd en voorspeld.
In dit rapport worden de resultaten gepresenteerd van Fase 1. Hierbij is het landelijke modelinstrumentarium STONE toegepast voor het stroomgebied van de Schuitenbeek. Er is op stroomgebiedniveau getoetst op jaarlijkse waterbalansen, afvoeren en (gemiddelde) concentraties nutriënten. Op basis van de resultaten van Fase 1 zijn aanbevelingen gedaan ten aanzien van het in vervolgfases toe te passen modelsysteem.

Trefwoorden: mestbeleid, modelsysteem, monitoring, nutriënten, Schuitenbeek, STONE, stroomgebied, systeemanalyse

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 25,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1272. Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-II. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

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

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

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

Inhoud

Woord vooraf 7

Samenvatting 9

1 Inleiding 13
1.1 Project aanpak 13
1.2 Opzet modelsysteem 14
1.3 Leeswijzer 15

2 Stroomgebied van de Schuitenbeek 17
2.1 Beschrijving van het gebied 17
2.2 Toetsgegevens voor het Fase 1 modelsysteem 20

3 Fase 1 Modelsysteem 23
3.1 Inleiding 23
3.2 Het modelinstrumentarium STONE 23
3.3 Gebiedsselectie Schuitenbeek 24
3.4 Resultaten waterkwantiteitsmodule landsysteem 25
3.4.1 Toetsing waterafvoer 25
3.4.2 Waterbalansen 27
3.5 Resultaten waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem 30
3.5.1 Toetsing concentraties 30
3.5.2 Nutriëntenbalansen 32

4 Discussie 37
4.1 Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem 37
4.2 Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem 39
4.3 Temporele en ruimtelijke variabiliteit 40

5 Conclusies 43

6 Aanbevelingen 45

Literatuur 47

Bijlage 1 Het nutriëntenemissiemodel STONE 49

Woord vooraf

Deze rapportage van de 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 monitoringprogramma 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.

Op basis van de uitgevoerde systeemverkenning is in 2004 het opzetten van een gefaseerd modelinstrumentarium per pilotgebied gestart. Het gefaseerde modelinstrumentarium is op basis van meetinformatie geanalyseerd. De resultaten van deze systeemanalyse zijn per gebied als volgt gerapporteerd:

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

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

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

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

Samenvatting

Voor het project 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders' is, als vervolg op een eerder afgeronde systeemverkenning, een systeemanalyse uitgevoerd voor het stroomgebied van de Schuitenbeek.

Middels een gefaseerde aanpak, waarin een meetprogramma en modelberekeningen zijn geïntegreerd, wordt gestreefd naar een operationeel, geoptimaliseerd, gebiedspecifiek monitoringsysteem, waarmee de bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater door nutriënten kan worden gekwantificeerd en waarmee de effecten van het mestbeleid en veranderingen binnen het stroomgebied kunnen worden gevolgd en voorspeld.

In dit rapport worden de resultaten gepresenteerd van Fase 1. Hierbij is het modelinstrumentarium STONE toegepast voor het stroomgebied van de Schuitenbeek. Het modelinstrumentarium STONE kan vanwege de gehanteerde landelijke benadering alleen op het niveau van het gehele stroomgebied een uitspraak doen. Er is daarom op stroomgebiedniveau getoetst op jaarlijkse waterbalansen, afvoeren en (gemiddelde) concentraties nutriënten, in de periode van 1986 t/m 2000.

Waterbalansen en afvoeren

De gesimuleerde neerslag komt goed overeen met de gemeten neerslag in het stroomgebied, de verschillen bedragen voor vrijwel alle jaren minder dan 5% (gemiddeld 2.9 %). De gesimuleerde verdamping is doorgaans iets hoger (gemiddeld 6.5%) dan de in de systeemverkenning bepaalde (potentiële) verdamping, vooral in natte jaren. Dit is naar alle waarschijnlijkheid toe te schrijven aan het hoge aandeel van de interceptieverdamping in de totale verdamping, die vooral in natte jaren in bosgebieden een rol speelt (ca 45 % van het stroomgebied is bos, waarvan ongeveer de helft naaldbos). De door het Fase 1 modelsysteem bepaalde verdamping is waarschijnlijk betrouwbaarder dan de in de systeemverkenning bepaalde verdamping, omdat het modelsysteem deze interceptieverdamping beter verdisconteert.

De gesimuleerde afvoeren zijn 20-30 % te laag. Voor de periode 1986-1993 is de gemiddelde gesimuleerde afvoer 9.0 miljoen m^3, waarbij de gemiddelde gemeten afvoer 11.0 miljoen m^3 bedroeg. Deze verschillen zijn toe te schrijven aan de opgelegde hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het model, die in hoge mate de gesimuleerde kwel, wegzijging en afvoer door het oppervlaktewater bepalen. Het gesimuleerde verschil tussen kwel en wegzijging is aanzienlijk meer dan in de systeemverkenning was geschat (10,7 versus 3 miljoen m^3 per jaar). In vervolgfases van de systeemanalyse zal daarom meer aandacht moeten worden besteed aan de hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het systeem.

Nutriëntenbalansen

De bemesting is verreweg de grootste bron van nutriënten. De gesimuleerde stikstofbemesting komt qua ordegrootte overeen met de schattingen in de systeemverkenning (1902,2 * 10^3 kg versus 2000 a 3000 * 10^3 kg voor het gehele stroomgebied). De gesimuleerde atmosferische depositie van stikstof is iets lager dan de in de systeemverkenning bepaalde waarden (40 versus circa 50 kg/ha).

Stikstof wordt vooral afgevoerd door het gewas en door denitrificatie. De hoeveelheid stikstof die door uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt is klein ten opzichte van de overige balanstermen. De afvoer door wegzijging is aanzienlijk groter dan de afvoer door uitspoeling. Volgens de modelsimulaties is de stikstofbelasting van het diepe grondwater (op stroomgebiedniveau) twee tot drie keer zo groot als de belasting van het oppervlaktewater.

Volgens de modelberekeningen is in de periode 1986-2000 meer dan de helft van de door bemesting opgebrachte fosfor vastgelegd in de bodem. Het restant wordt voor het grootste deel afgevoerd via het gewas. De hoeveelheid fosfor die door uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt is klein ten opzichte van de overige balanstermen.

Hoewel het bemestingsniveau sinds de jaren 90 een dalende trend vertoont, laat de berekende uitspoeling nog geen duidelijk dalende trend zien. Voor fosfor neemt (volgens de berekeningen) de verzadigingsgraad van de bodem nog steeds toe, zij het in steeds mindere mate (van bijna 40 kg/ha eind jaren 80, tot iets meer dan 5 kg/ha in 2000).

Concentraties nutriënten

Op het uitstroompunt naar de Randmeren zijn de berekende concentraties stikstof en fosfor in het oppervlaktewater aanzienlijk hoger dan de gemeten concentraties.

Voor de periode 1986 t/m 2000 wordt een gemiddelde concentratie van totaal-stikstof van 9.1 mg/l berekend. De gemiddelde gemeten concentratie totaal-stikstof bedroeg in deze periode 3.9 mg/l. Voor dezelfde periode wordt een gemiddelde concentratie van totaal-fosfor van 1,06 mg/l berekend. De gemiddelde gemeten concentratie totaal-fosfor bedroeg 0,35 mg/l. De gemiddelde langjarig gemeten concentraties van totaal-stikstof en totaal-fosfor bedragen dus, respectievelijk, 43% en 33% van de gemiddelde (langjarig) berekende concentraties.

De berekende stikstof- en fosforconcentraties gelden voor het water dat vanuit het landsysteem afwatert op het oppervlaktewatersysteem. In het oppervlaktewater kunnen vervolgens omzettingsprocessen optreden, die doorgaans leiden tot een lagere concentratie (retentie). Deze processen zijn niet in het Fase 1 modelsysteem meegenomen.

Het is niet bekend hoeveel de retentie in het stroomgebied van de Schuitenbeek is. Omdat 50 % vaak als een eerste richtwaarde (landelijke gemiddelde) voor de retentie in het oppervlaktewater wordt aangenomen, vertegenwoordigen de voor het Schuitenbeek berekende concentraties in het oppervlaktewatersysteem, qua ordegrootte, redelijke waarden ten opzichte van de gemeten concentraties.

Conclusies en aanbevelingen

Ten aanzien van het Fase 1 modelsysteem kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Op het uitstroompunt worden de waterafvoeren 20-30% onderschat. Dit is naar alle waarschijnlijkheid het gevolg van de groffe ruimtelijke schematisatie in STONE, waardoor de hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde niet voldoende nauwkeurig worden meegenomen;
- De berekende concentraties van totaal-fosfor en totaal-stikstof zijn beide te hoog. Dit is een gevolg van de modelschematisatie, waarbij de processen in het oppervlaktewater niet wordt gesimuleerd. Deze processen zijn in het stroomgebied van de Schuitenbeek significant.
- Het Fase 1 modelinstrumentarium is opgezet om op jaarbasis resultaten te genereren en langjarige trends te volgen. Het is niet het geëigende instrument om de temporele dynamiek van waterafvoer en nutriëntenconcentraties (binnen een jaar) te volgen;
- Vanwege de grove ruimtelijke resolutie van 250 x 250 meter is het Fase 1 modelinstrumentarium niet geschikt om in het stroomgebied van de Schuitenbeek op deelstroomgebiedniveau de waterafvoer en de nutriëntenconcentraties te volgen.

Op basis van deze conclusies worden de volgende aanbevelingen gedaan voor vervolgstappen/-fasen:

- verfijnen van de ruimtelijke schematisatie, opdat met name de hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het systeem beter (in meer detail) kunnen worden gedefinieerd;
- koppelen van een waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem, teneinde de processen in het oppervlaktewater te kunnen simuleren;
- verkleinen van de grootte van de tijdstappen in de modellen.

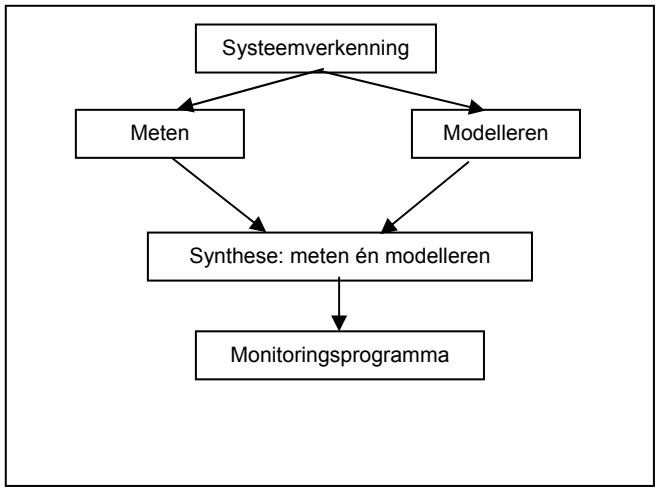
1 Inleiding

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 elk van de vier pilotgebieden, in overleg met de waterbeheerders, een intensief meetprogramma is opgezet. Dit meetprogramma is voor elk gebied jaarlijks in een meetplan vastgelegd. Daarnaast is er gestart met het opzetten van een gefaseerd modelsysteem. Het modelsysteem is gefaseerd opgebouwd zodat van grof naar fijn wordt gewerkt (paragraaf 1.2). Per gebied worden 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 voorspelen. Met behulp van het modelsysteem in combinatie met metingen zal een monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid worden opgezet. In Figuur 1 is de projectaanpak schematisch weergegeven.



Figuur 1. Schematische weergave projectopzet

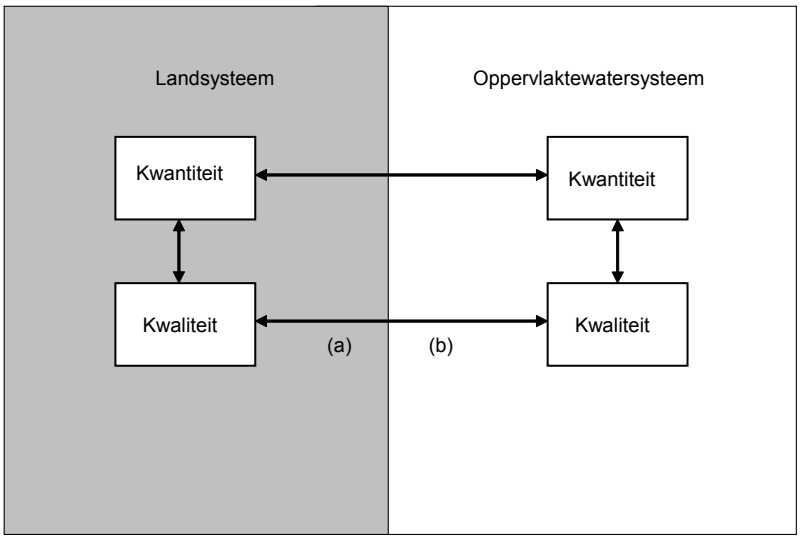
1.2 Opzet modelsysteem

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 1e fase van het modelsysteem aan te laten sluiten bij de huidige aanpak voor het evaluatie mestbeleid geschiedt de modelinvoer van het modelsysteem Fase 1 op landelijk niveau en worden resultaten op jaarbasis gegenereerd. Naast de fasering van het modelsysteem wordt de projectuitvoering ook tussen de gebieden gefaseerd.

Er is gekozen voor een modulaire benadering van het modelsysteem (

Figuur 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 dus niet meegenomen. In deze rapportage 'Systeemanalyse Fase 1' worden aanpak en resultaten van het modelsysteem Fase 1 beschreven.



Figuur 2. Modulaire opzet modelsysteem

Eisen modellen
In dit project 'Monitoring stroomgebieden' wordt het modelinstrumentarium toegesneden op de verschillende proefgebieden. De modellen die voor het model-instrumentarium 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 rapportage van de Systeemanalyse Fase 1 is voor de vier gebieden, die in het project 'Monitoring Stroomgebieden' centraal staan, zo veel mogelijk uniform gehouden. De rapportage van de Systeemanalyse Fase 1 voor het stroomgebied van de Schuitenbeek begint met een beschrijving van het stroomgebied (Hoofdstuk 2). Allereerst wordt in dit hoofdstuk een algemene beschrijving van het stroomgebied gegeven (Paragraaf 2.1). Daarnaast wordt aandacht besteed aan de meetpunten waar de modelsystemen aan worden getoetst (Paragraaf 2.2).

In Hoofdstuk 3 wordt het modelsysteem Fase 1 beschreven. Dit hoofdstuk begint met een korte inleiding (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 waterkwantiteitmodule van het Fase 1 modelsysteem worden getoetst op afvoeren (Paragraaf 3.4.1) en er 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 gegeven.

Tenslotte worden in Hoofdstuk 6 aanbevelingen voor vervolgfases gedaan, op basis van de verkregen inzichten van het modelsysteem Fase 1.

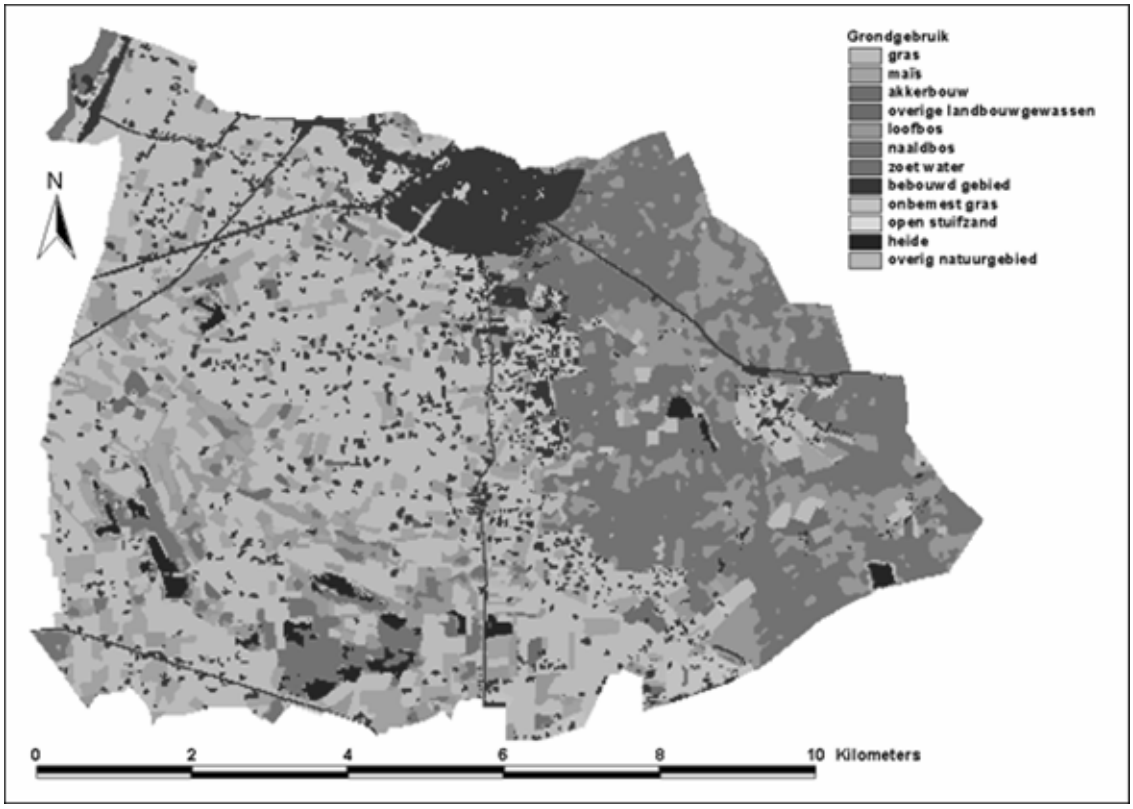
2 Stroomgebied van de Schuitenbeek

2.1 Beschrijving van het gebied

Het stroomgebied van de Schuitenbeek bevindt zich in het westelijk deel van de Provincie Gelderland en ligt ten zuiden van Putten en ten oosten van Nijkerk. Het Nuldernauw (onderdeel van de Randmeren van de Flevopolders) vormt de noordwestelijke begrenzing. De zuidgrens bevindt zich ongeveer ter hoogte van Voorthuizen.

Het gebied heeft een oppervlakte van ongeveer 7500 ha. Het westelijk deel van het stroomgebied bevindt zich in de Gelderse Vallei. Het oostelijk deel maakt deel uit van het Veluwemassief. Het stroomgebied van de Schuitenbeek helt overwegend van het oosten naar het westen en is een onder natuurlijk verval afwaterend gebied. Alleen het relatief laaggelegen westelijk deel heeft een zichtbare (oppervlaktewater) afwatering.

In het gebied komen vrijwel uitsluitend zandgronden voor. De meest voorkomende bodemeenheden zijn podzolen (ca 66%, vooral in het hooggelegen deel) en enkeerdgronden (ca 11%, vooral langs de rand van het Veluwemassief). In een klein deel (8 % van het stroomgebied) bevinden zich beekdal- en beekeerdgronden.



Figuur 3. Landgebruik stroomgebied Schuitenbeek (LGN4)

Het landgebruik is sterk gerelateerd aan de topografie en de, hiermee sterk samenhangende, grondwaterstanden. In het oostelijke, hooggelegen deel komt vooral naaldbos, loofbos en heide voor (in totaal ongeveer 42 % van het stroomgebied; zie Figuur 3). De landbouwgronden (47 % van het stroomgebied) bevinden zich overwegend in het lager gelegen westelijke deel, waar hogere grondwaterstanden voorkomen. Van het areaal cultuurgrond is het overgrote deel in gebruik als grasland. Ten opzichte van 1992 is het landgebruik vrijwel niet veranderd. Ruim 10 % van het stroomgebied bestaat uit verhard oppervlak (o.a. Putten).

Het beekstelsel volgt in grote lijnen de topografie. Tussen de min of meer parallel lopende beekdalen bevinden zich iets hoger gelegen ruggen. De Schuitenbeek zelf stroomt in noordelijke richting, min of meer loodrecht op de natuurlijke beekdalen (Figuur 4). De Schuitenbeek is echter een *gegraven* waterloop en had destijds als doel om de wateroverlast tegen te gaan, die het gevolg was van het afgraven van laaggelegen veengronden in de Gelderse Vallei. De Schuitenbeek watert af op het Nuldernauw, één van de Randmeren van de Flevopolders.

De breedte van de Schuitenbeek is maximaal 5,5 m. De maximale waterdiepte is 1,50 meter, maar in het grootste deel is de beek minder dan 80 cm diep. Voordat in 1996 een stuw werd geplaatst voor de uitmonding van de Veldbeek, viel de bovenloop van de Schuitenbeek (de Appelsche Maalschap) 's zomers droog.

De belangrijkste zijbeek is de Veldbeek, die ongeveer 43 % van het zichtbare afwaterende oppervlak van het stroomgebied afwatert. De Veldbeek en de hierop uitkomende Goot Hell zijn halfnatuurlijke beken met relatief schoon water. De bodem van de Veldbeek is 0.5 tot 1.5 m breed, de waterdiepte is doorgaans minder dan 40 cm. De bovenloop van de Veldbeek valt meer dan 6 maanden per jaar droog. De belangrijkste zijbeken van de Veldbeek zijn de Goorsteeg en Knapzaksteeg, die eveneens een groot deel van het jaar droog vallen. Alleen het benedenstroomse deel van de Schuitenbeek, de Veldbeek en Groot Hell zijn (in principe) permanent watervoerend. Alleen in extreem droge jaren kunnen ook deze beken droogvallen.

In het algemeen is de reactietijd van het oppervlaktewatersysteem op de neerslag kort. Dit leidt tot grote variaties in de afvoer. Op het continue meetpunt zijn in extreme situaties afvoeren van meer dan 5 m^3/s gemeten. De gemiddelde jaarafvoer is hier ongeveer 9 miljoen m^3. Op het continue meetpunt wordt naar schatting 75 % van de afvoer ter plaatse van het uitstroompunt afgevoerd.

In de systeemverkenning van de Schuitenbeek is geprobeerd om op basis van bestaande gegevens een water-, stikstof- en fosforbalans voor het stroomgebied op te stellen (Jansen et al, 2004). Met de beschikbare gegevens konden echter geen sluitende water- en nutriëntenbalansen worden opgesteld. De voorlopige balansen zijn weergegeven in Tabel 1, Tabel 2 en Tabel 3 (gemiddelde jaarsituatie[1]).

[1] De geschatte bemestinggegevens betreffen medio jaren tachtig.

Tabel 1. Voorlopige waterbalans stroomgebied Schuitenbeek (niet gerioleerde gebied)

IN (10^6 m^3)		UIT (10^6 m^3)	
Neerslag	≈61	Verdamping	≈42
Waterinlaat	0	Grondwateronttrekkingen	4
Kwel	*)	Riolering	0
Riooloverstorten en lokale lozingen (geen RWZI's)	0.03	Wegzijging	*)
		Waterafvoer	≈12
Totaal	>61	Totaal	> 58

*) Wegzijging is circa 3 miljoen m^3/jaar meer dan de kwel.

Tabel 2. Voorlopige stikstofbalans

IN (10^3 kg N)		UIT (10^3 kg N)	
Atm. depositie	375	Ammoniakvervluchtiging	500-1000 (1)
Bemesting	2000 a 3000 (1)	Denitrificatie	(2)
Oxidatie veen	0	Gewasafvoer	(2)
Puntbronnen	(1)	Drinkwateronttrekkingen	(1)
Kwel	(2)	Vastlegging bodem	(2)
Oppervlakkige afspoeling	-- (2)	Waterafvoer	89
Uitspoeling vanuit:	-- (2)		
- grasland			
- maïsland			
- overig bouwland			
- natuur			
Totaal		Totaal	

Tabel 3. Voorlopige fosforbalans

IN (kg P)		UIT (kg P)	
Bemesting	-- (1)	Gewasafvoer	-- (2)
Oxidatie veen	0	Drinkwateronttrekkingen	-- (1)
Puntbronnen	(1)	Vastlegging bodem	-- (2)
Kwel	≈ 400	Waterafvoer	5500
Oppervlakkige afspoeling	-- (2)		
Uitspoeling vanuit:	-- (2)		
- grasland			
- maïsland			
- overig bouwland			
- natuur			
Totaal		Totaal	

(1) Gegevens wel aanwezig, maar nog niet beschikbaar (2) Niet bekend

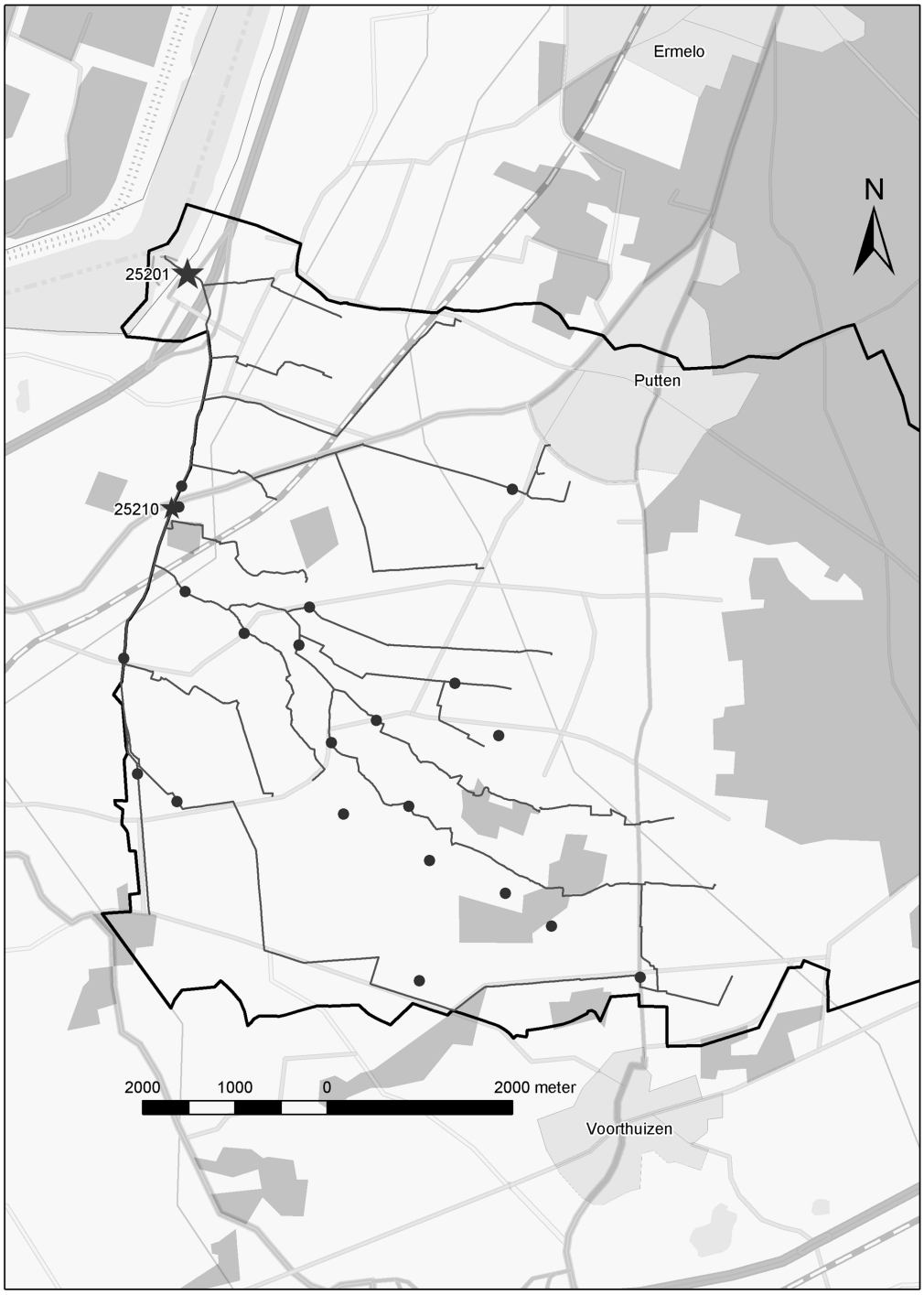
2.2 Toetsgegevens voor het Fase 1 modelsysteem

Het Fase 1 modelsysteem kan vanwege de gehanteerde landelijke benadering alleen op het niveau van het gehele stroomgebied een uitspraak doen. Dit betekent dat alleen de benedenstrooms gelegen meetpunten geschikt zijn voor de toetsing. Voor de systeemanalyse Fase 1 worden de gegevens van Meetpunt 25201 gebruikt. Dit betreft langjarige meetreeksen van de oppervlaktewater afvoer en –kwaliteit op het meest benedenstroomse punt van het stroomgebied (uitstroompunt naar de randmeren)[2]

Met ingang van 2004 wordt in het stroomgebied van de Schuitenbeek de waterkwaliteit en afvoer specifiek gemeten op ongeveer 20 meetpunten (Jansen H.C en Sicco Smit, M.E, 2003 en 2004). Deze meetpunten zullen vooral in de vervolgfases bij de toetsing van de modelsystemen betrokken worden. Figuur 4 geeft zowel de locatie van het meetpunt voor de toetsing van het modelsysteem Fase 1 (Meetpunt 25201), alsmede de nieuwe meetpunten voor de vervolgfases.

Voor de toetsing van het modelsysteem Fase 1 wordt de periode van 1986 t/m 2000 beschouwd, omdat het Fase 1 modelsysteem voor deze periode berekenings-resultaten genereert (Hoofdstuk 3).

[2] Er is voor gekozen om voor de toetsing van het modelsysteem Fase 1 dit meest benedenstroomse meetpunt te kiezen en niet het iets verder stroomopwaarts gelegen continue meetpunt 25210, om een zo groot mogelijke oppervlakte te kunnen evalueren.



Figuur 4. Locatie meetpunt 25201 voor toetsing modelsysteem Fase 1.

3 Fase 1 Modelsysteem

3.1 Inleiding

Fase 1 van de modellering bestaat uit het bepalen van de waterafvoer en de stikstof- en fosforvrachten met behulp van het bestaande modelsysteem STONE. In Paragraaf 3.2 wordt dit model kort beschreven.

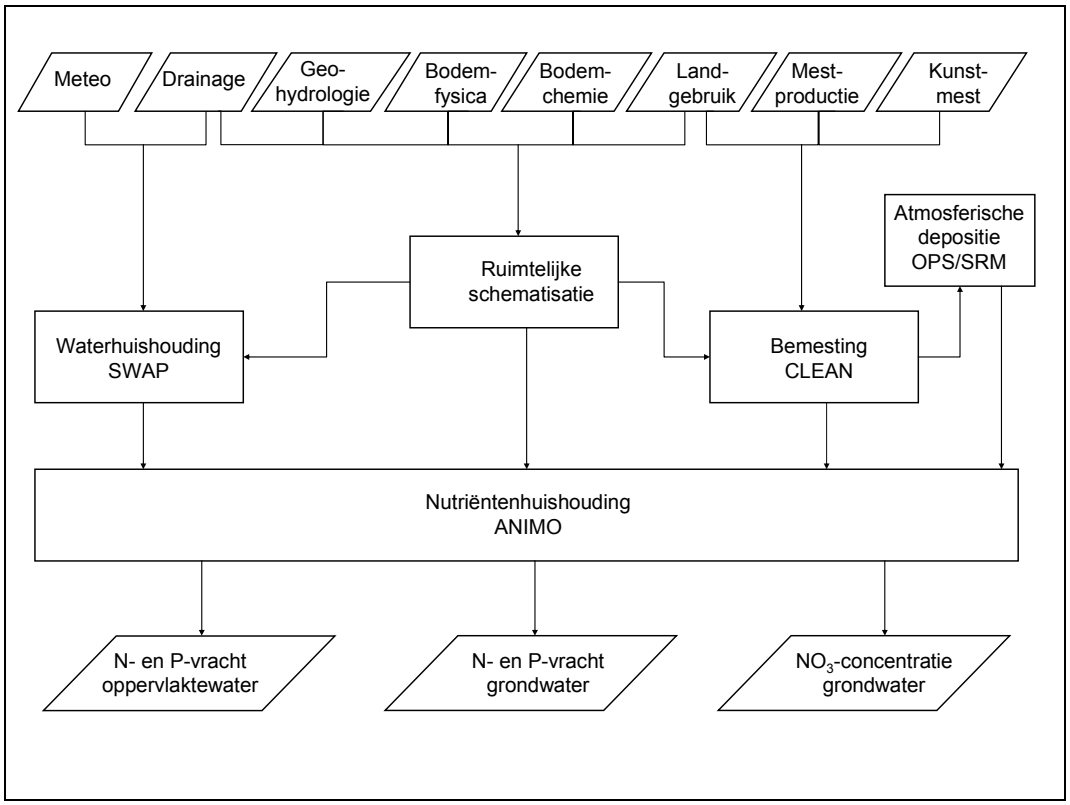
Een beschrijving van het model, dat is toegepast voor het stroomgebied van de Schuitenbeek, is weergegeven in Paragraaf 3.3. De resultaten van de STONE berekeningen voor het stroomgebied van de Schuitenbeek zijn beschreven in Paragraaf 3.4 (waterkwantiteitsmodule) en 3.5 (waterkwaliteitsmodule).

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 op basis van modellen en gegevens uit de Watersysteem-verkenningen (Boers et al., 1997). Het modelinstrumentarium bestaat uit een aantal componenten (zie Figuur 5):

- Mestverdelingsmodule (CLEAN2);
- Stikstofdepositiemodule (OPS/SRM);
- Nutriëntenuitspoelingsmodule (ANIMO);
- Hydrologische berekeningen (SWAP);
- Ruimtelijke schematisatie van Nederland.

Het modelinstrumentarium STONE is ingezet voor de Nationale Milieu-verkenningen 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 die behoren bij de Evaluatie Mestwetgeving 2004. In Bijlage 1 wordt een uitgebreide beschrijving gegeven van het modelinstrumentarium STONE .



Figuur 5. Schematische weergave van het modelinstrumentarium STONE met de belangrijkste invoer- en uitvoerbestanden

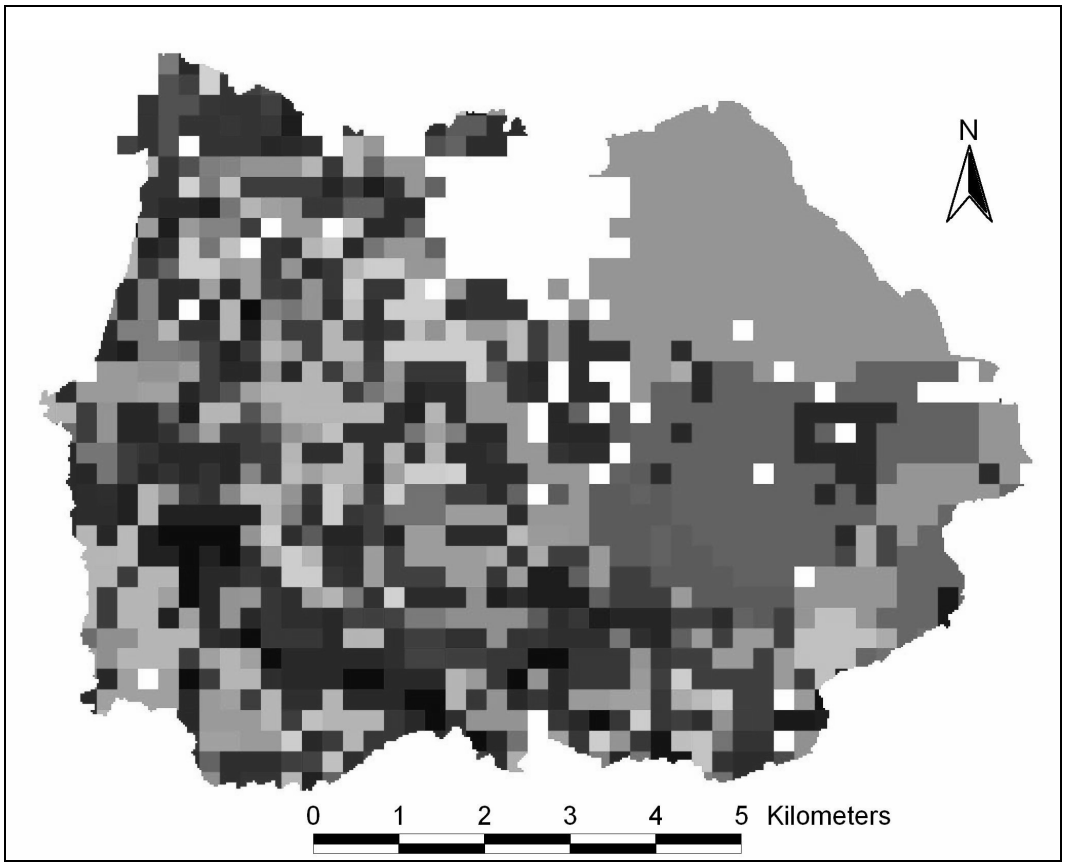
3.3 Gebiedsselectie Schuitenbeek

Het modelsysteem STONE 2.0 maakt gebruik van rekeneenheden van 250 x 250 meter. Ten behoeve van de ruimtelijke schematisatie wordt het landareaal geclassificeerd naar hydrologische kenmerken, het landgebruik en de bodemeigenschappen (zie ook Bijlage 1). Voor het stroomgebied van de Schuitenbeek zijn alle STONE plots geselecteerd, die binnen het stroomgebied liggen. Figuur 6 geeft een indruk van het aantal en de omvang van deze STONE plots. De open plekken betreffen bebouwd gebied, die niet gemodelleerd worden in STONE.

In het stroomgebied van de Schuitenbeek liggen, volgens de schematisering van STONE, in totaal 112 plots. Deze plots variëren in omvang van 0.125 ha tot 63.2 ha, met een mediaanwaarde van 25 ha. Omdat alleen het deel van de STONE plots binnen de gebiedsbegrenzing is meegenomen, wijkt de minimumwaarde (en de mediaan) in het Schuitenbeekgebied af van het landelijke beeld.

Voor de 112 STONE plots zijn de (areaalgewogen) waterafvoer, stikstof- en fosforvrachten bepaald van het bemestingsscenario 'historische bemesting t/m 2000' van de studie 'Evaluatie Mestwetgeving'. Het totaal van de 112 geselecteerde STONE plots, met de aangepaste arealen voor de plots die niet geheel binnen de

gebiedsbegrenzing vallen, toegepast op het bemestingsscenario 'historische bemesting t/m 2000', wordt in deze studie het '*Fase 1 Model Systeem*' genoemd.



Figuur 6. Ligging van de STONE plots in het stroomgebied van de Schuitenbeek

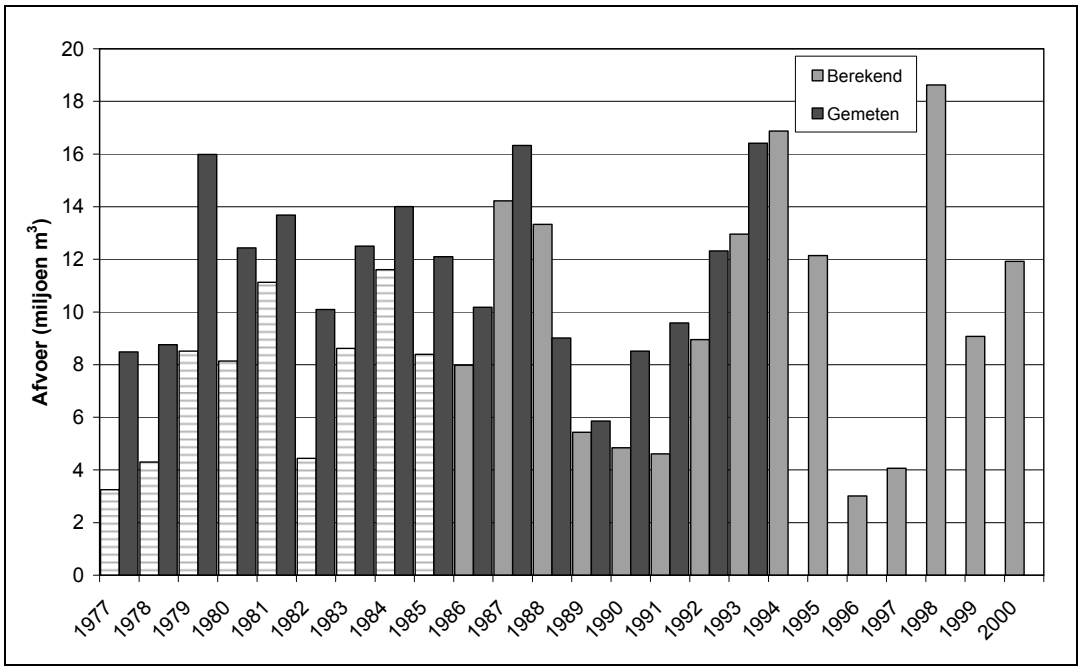
3.4 Resultaten waterkwantiteitsmodule landsysteem

3.4.1 Toetsing waterafvoer

In Figuur 7 zijn de gemeten[3] en berekende waterafvoer op het uitstroompunt van de Schuitenbeek naar de Randmeren (25201) op jaarbasis weergegeven. Dit betreft dus de geaccumuleerde afvoer vanuit het *landsysteem* (binnen het stroomgebied). Hieruit kan worden afgeleid, dat de gesimuleerde jaarlijkse afvoer op het uitstroompunt door het Fase 1 modelsysteem structureel wordt onderschat[4].

[3] De gemeten afvoer is bepaald op basis van discrete metingen (molenmetingen) en derhalve beperkt nauwkeurig.

[4] Alleen in het jaar 1988 (een 'normaal'jaar) was de gesimuleerde jaarafvoer hoger dan de gemeten jaarafvoer.

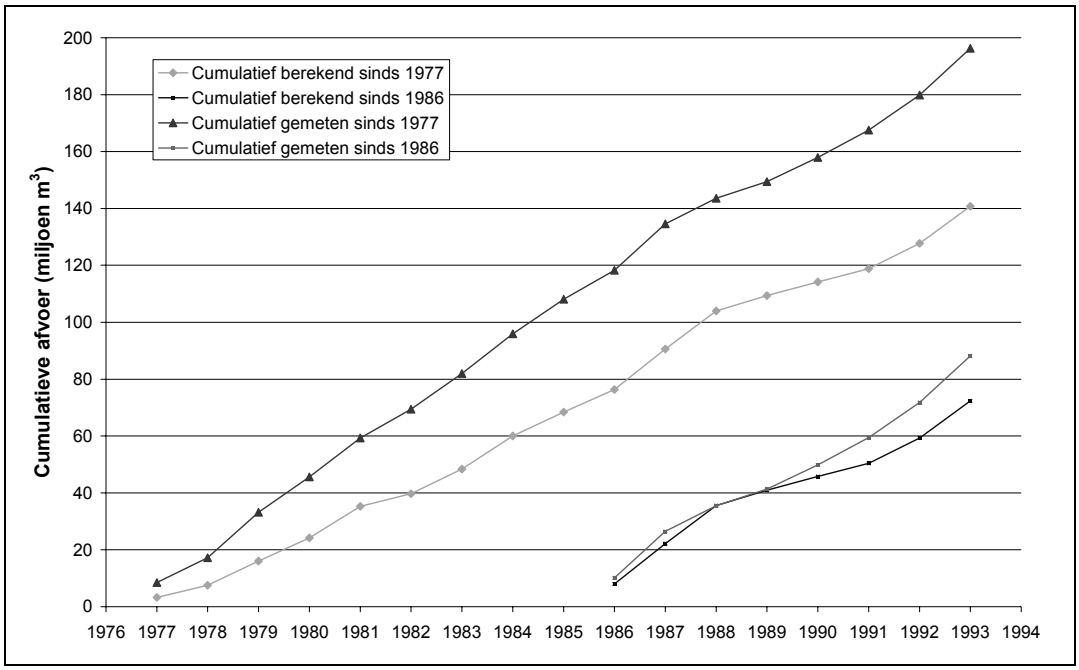


Figuur 7. Gemeten en berekende waterafvoer voor het uitstroompunt (25201).

De gemiddelde gesimuleerde waterafvoer (in Paragraaf 3.4.2, Tabel 5 aangeduid als *'Ontwatering'*) is 20-30% lager dan de gemiddelde gemeten waterafvoer. In de toetsingsperiode 1986-1993 is de gemiddelde gesimuleerde afvoer 9.0 miljoen m^3, waarbij de gemiddelde gemeten afvoer 11.0 miljoen m^3 bedroeg[5].

Deze structurele onderschatting van de jaarafvoeren volgt ook uit Figuur 8, waarin de cumulatieve gemeten en berekende jaarafvoeren op het uitstroompunt zijn weergegeven.

[5] Voor de periode 1977-1993 is de gemiddelde gesimuleerde afvoer 8.3 miljoen m^3 versus 11.5 miljoen m^3 gemiddelde gemeten afvoer. De periode 1977-1985 valt buiten de toetsingsperiode. Met betrekking tot de waterbalansen is echter wel (enigszins) naar deze periode gekeken, omdat de metingen in de toetsingsperiode beperkt waren, terwijl in de voorafgaande jaren wel redelijk intensief is gemeten. Hierbij wordt opgemerkt, dat de modelberekeningen (STONE) t.a.v. de waterbalansen methodisch correct zijn voor de periode 1977-1985 (in tegenstelling tot de waterkwaliteits-berekeningen; zie Paragraaf 3.5).



Figuur 8. Gemeten en berekende cumulatieve waterafvoer voor het uitstroompunt (25201).

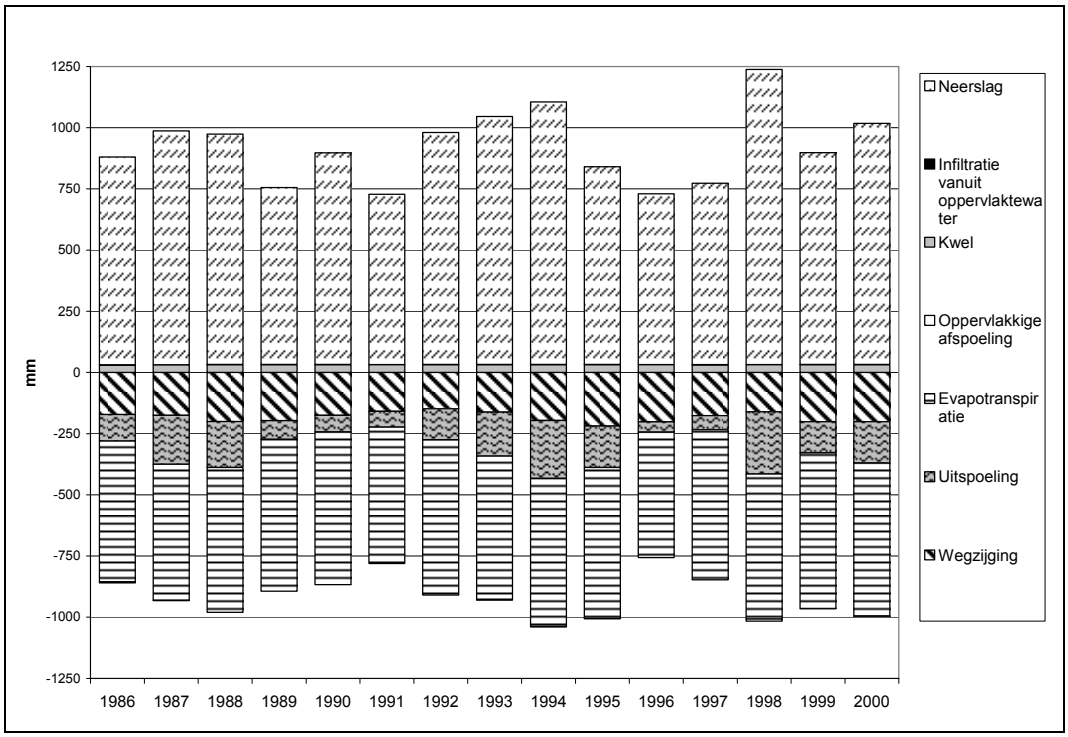
3.4.2 Waterbalansen

Figuur 9 geeft de gesimuleerde waterbalanstermen op jaarbasis weer. In Tabel 4 en Figuur 10 zijn bovendien de twee grootste balansposten, neerslag en verdamping, vergeleken met de jaarlijkse neerslag en verdamping zoals bepaald in de systeemverkenning (zie ook Paragraaf 2.1 en Jansen et al, 2004).

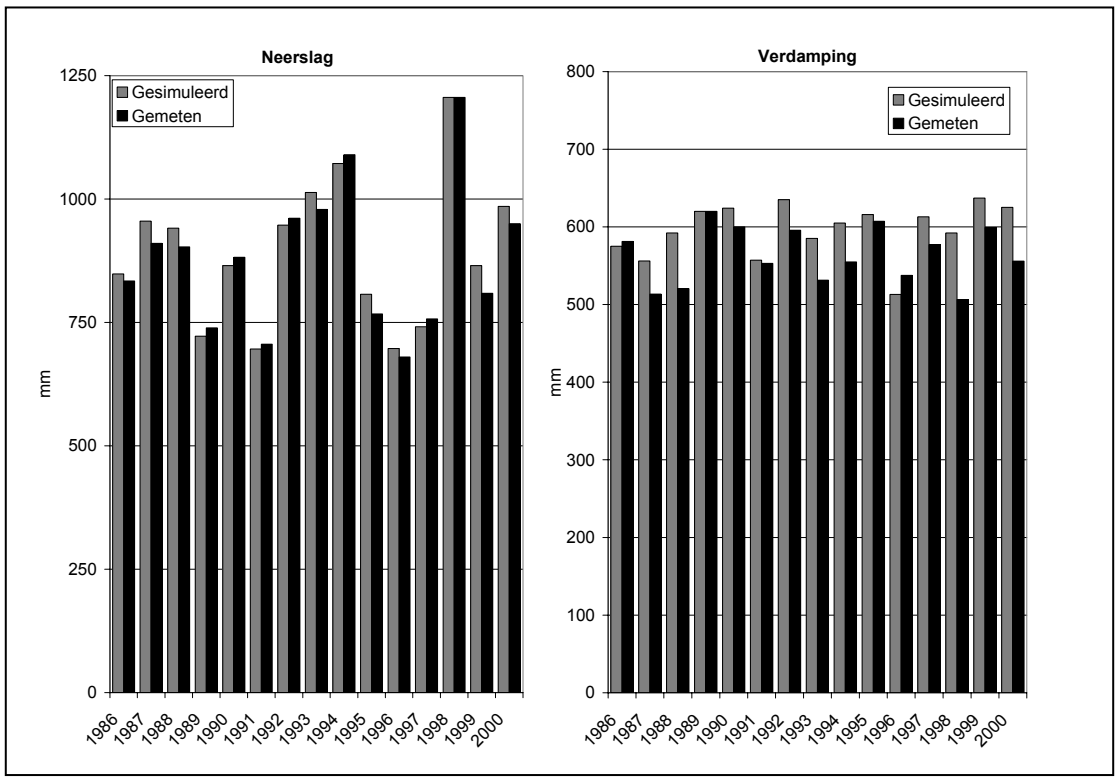
De gesimuleerde neerslag komt goed overeen met de gemeten neerslag in het stroomgebied: het verschil tussen gesimuleerde en gemeten neerslag bedraagt voor vrijwel alle jaren minder dan 5% (gemiddeld 2.9 %). Er wordt geen relatie waargenomen tussen de grootte van dit verschil en de hydrologische karakterisering van het desbetreffende jaar (normaal, droog of nat jaar).

De gesimuleerde verdamping is doorgaans iets hoger dan de in de systeemverkenning bepaalde (potentiële) verdamping[6]. Dit geldt vooral voor natte jaren. De gesimuleerde verdamping wijkt gemiddeld 6.5% af van de in de systeemverkenning bepaalde jaarlijkse verdamping. Hierbij wordt opgemerkt, dat de verdamping zoals bepaald in de systeemverkenning onnauwkeurigheden kan vertonen (zie Paragraaf4.1).

[6] Dit betreft de potentiële verdamping, zoals bepaald door de referentie gewasverdamping volgens Makkink (meteostation De Bilt) te corrigeren voor grondgebruik (zie ook Jansen et al, 2004).



Figuur 9. Gesimuleerde jaarlijkse waterbalansen 1986-2000 (Fase 1).



Figuur 10. Vergelijking jaarlijkse neerslag en verdamping.

Tabel 4. Vergelijking jaarlijkse neerslag en verdamping.

Jaar	Neerslag (mm)		Verdamping (mm)		Typering[7]
	Gesimuleerd	Gemeten[8]	Gesimuleerd	Gemeten	
1986	848	834	575	581	normaal
1987	955	910	556	513	nat
1988	941	903	592	520	normaal
1989	722	739	620	620	droog
1990	865	882	624	600	normaal
1991	696	706	557	553	droog
1992	947	961	635	596	nat
1993	1013	979	585	531	nat
1994	1072	1090	605	555	zeer nat
1995	807	767	616	607	normaal
1996	697	680	513	538	droog
1997	741	757	613	577	normaal
1998	1206	1206	592	506	zeer nat
1999	865	809	637	599	normaal
2000	985	950	625	556	nat

Tabel 5 geeft voor het gehele stroomgebied de gemiddelde gesimuleerde waterbalanstermen weer.

Tabel 5. Gesimuleerde waterbalans van het landsysteem over de periode 1986-2000 (Fase 1)

				Oppervlakte balansgebied: 7081ha	
IN	10^6 m^3	mm	UIT	10^6 m^3	mm
Neerslag	63,1	890,7	Oppervlakkige afspoeling	0,1	1,4
Infiltratie vanuit	0,02	0,2	Verdamping	42,2	596,3
oppervlaktewater			Ontwatering (uitspoeling)	9,8	138,0
Kwel	2,3	32,4	Wegzijging	13,0	183,0
Totaal	65,4	923,3	Totaal	65,1	918,7
Berging (afname)				0,3	4,7

In de voorlopige waterbalans uit de systeemverkenning (Tabel 6) zijn de gemiddelde langjarige neerslag en verdamping gekwantificeerd als, respectievelijk, ca. 61 en ca. 42 miljoen m^3/jaar. De wegzijging en kwel konden in de systeemverkenning niet afzonderlijk worden gekwantificeerd, maar het verschil tussen wegzijging en kwel was geschat op 3 miljoen m^3 per jaar. Het door het modelsysteem Fase 1 gesimuleerde verschil tussen wegzijging en kwel (10,7 miljoen m^{3}per jaar) is dus aanzienlijk groter.

[7] Gehanteerde typering:
zeer droog: gemiddelde < 80% langjarig gemiddelde
droog: 80% langjarig gemiddelde < gemiddelde < 90 % langjarig gemiddelde
normaal: 90% langjarig gemiddelde < gemiddelde < 110 % langjarig gemiddelde
nat: 110% langjarig gemiddelde < gemiddelde < 120 % langjarig gemiddelde
zeer nat: 120% langjarig gemiddelde < gemiddelde

[8] Gemiddelde van de waarnemingen op de neerslagstations Nijkerk, Putten en Voorthuizen

Tabel 6. Voorlopige waterbalans stroomgebied Schuitenbeek (niet gerioleerde gebied)

IN (10^6 m^3)		UIT (10^6 m^3)	
Neerslag	≈61	Verdamping	≈42
Waterinlaat	0	Grondwateronttrekkingen	4
Kwel	*)	Riolering	0
Riooloverstorten en lokale lozingen (geen RWZI's)	0.03	Wegzijging	*)
		Waterafvoer	≈12
Totaal	>61	Totaal	> 58

*) Wegzijging is circa 3 miljoen m^3/jaar meer dan de kwel.

3.5 Resultaten waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem

3.5.1 Toetsing concentraties

3.5.1.1 Stikstof

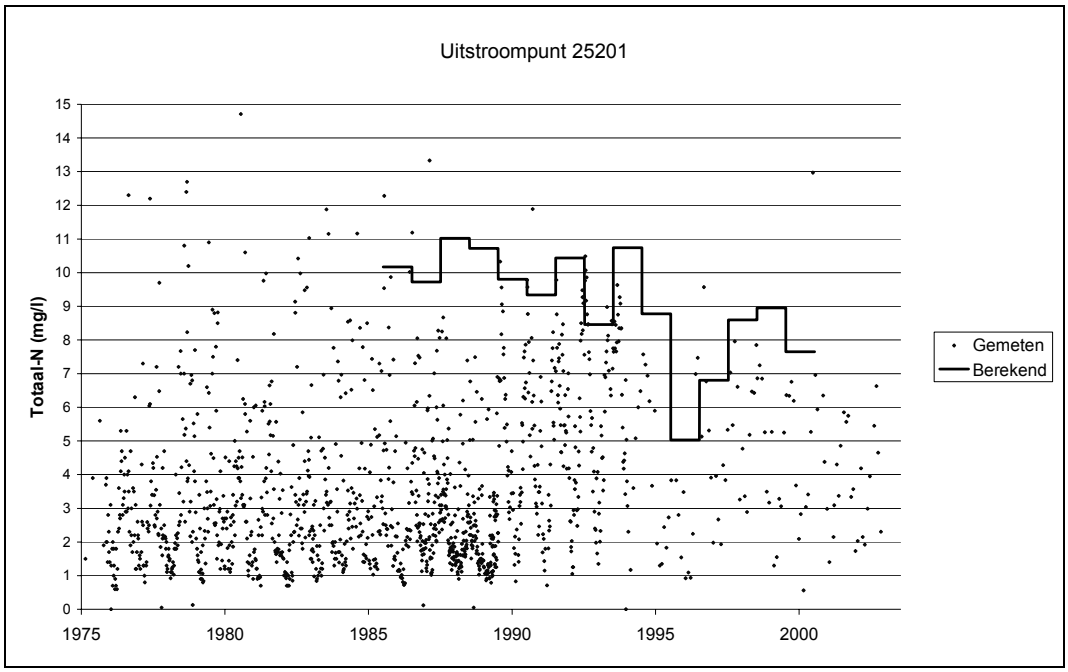
Figuur 11 geeft de gemeten (incidentele) en gesimuleerde jaarlijkse stikstof-concentraties weer voor het uitstroompunt naar de Randmeren (25201). De berekende concentraties zijn aanzienlijk hoger dan de gemeten concentraties in het oppervlaktewater.

Voor de periode 1986 t/m 2000 wordt door het Fase 1 modelsysteem op het uitstroompunt (25201) een gemiddelde concentratie van totaal-stikstof van 9.1 mg/l berekend. De gemiddelde gemeten concentratie totaal-stikstof bedroeg in deze periode 3.9 mg/l (731 metingen)[9].

De berekende stikstofconcentraties gelden voor het water dat vanuit het landsysteem afwatert op het oppervlaktewatersysteem. De processen in het oppervlaktewater (retentie) zijn hierin dus niet meegenomen. De gemiddelde langjarig gemeten concentratie van totaal-stikstof bedraagt dus 43% van de gemiddelde (langjarig) berekende concentratie.

De berekende concentraties totaal-stikstof zijn qua ordegrootte redelijk ten opzichte van de gemeten concentraties, gezien de te verwachten retentie (zie Paragraaf4.2).

[9] Voor de periode 1973 t/m 2000 zijn deze waarden vrijwel hetzelfde, respectievelijk, 9,9 mg/l en 3,8 mg/l (1349 metingen). De periode 1973-1985 valt echter buiten de toetsingsperiode. In het STONE modelinstrumentarium dient de periode 1971-1985 om initialisatieberekeningen uit te voeren. Dit is vooral van belang om een juiste fosfaatverzadigingsgraad van de bodem te bepalen om het moment van aanvang van de toetsingsperiode (1986). Omdat de benodigde initialisatieperiode voor Totaal-N aanzienlijk korter kan zijn dan 15 jaar, zijn de door STONE gesimuleerde concentraties Totaal-N in de periode 1973-1985 (methodisch) wel correct.



Figuur 11. Berekende en gemeten concentraties Totaal-N (modellering Fase 1)

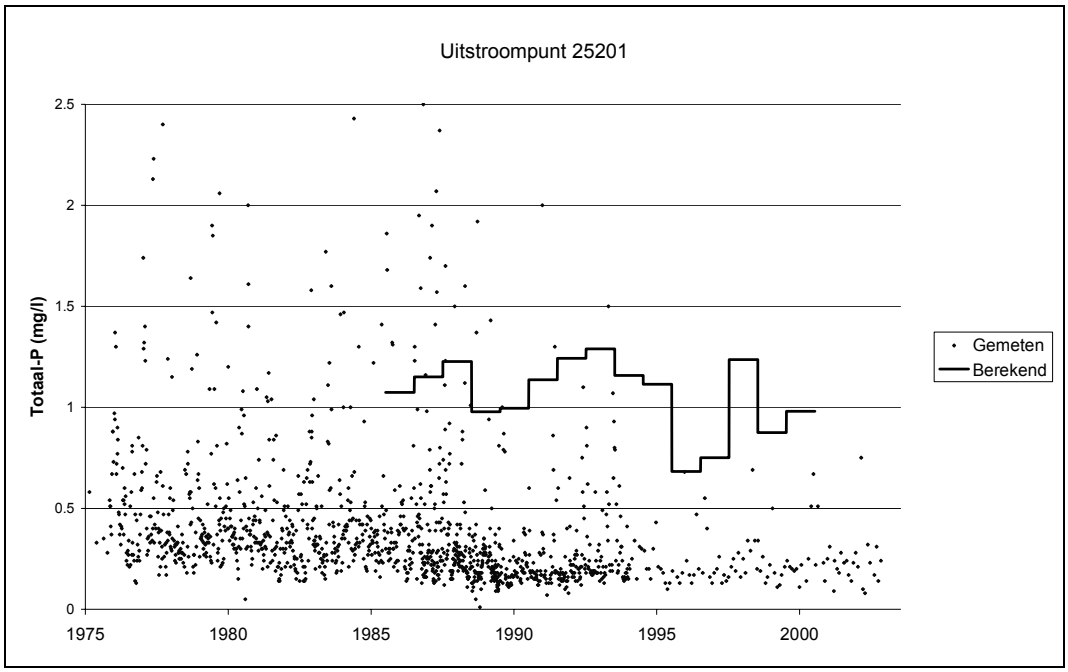
3.5.1.2 Fosfor

Figuur 12 geeft de gemeten (incidentele) en gesimuleerde jaarlijkse fosfor-concentraties weer voor het uitstroompunt naar de Randmeren (25201). De berekende concentraties van totaal-fosfor zijn aanzienlijk hoger dan de gemeten concentraties in het oppervlaktewater.

Voor dezelfde periode wordt op het uitstroompunt (25201) een gemiddelde concentratie van totaal-fosfor van 1,06 mg/l berekend. De gemiddelde gemeten concentratie totaal-fosfor bedroeg 0,35 mg/l (725 metingen).

De berekende fosforconcentraties gelden voor het water dat vanuit het landsysteem afwatert op het oppervlaktewatersysteem. De processen in het oppervlaktewater (retentie) zijn hierin dus niet meegenomen. De gemiddelde langjarig gemeten concentratie van totaal-fosfor bedraagt dus 33% van de gemiddelde (langjarig) berekende concentratie.

De berekende concentraties totaal-fosfor zijn qua ordegrootte redelijk ten opzichte van de gemeten concentraties, gezien de te verwachten retentie (zie Paragraaf4.2).



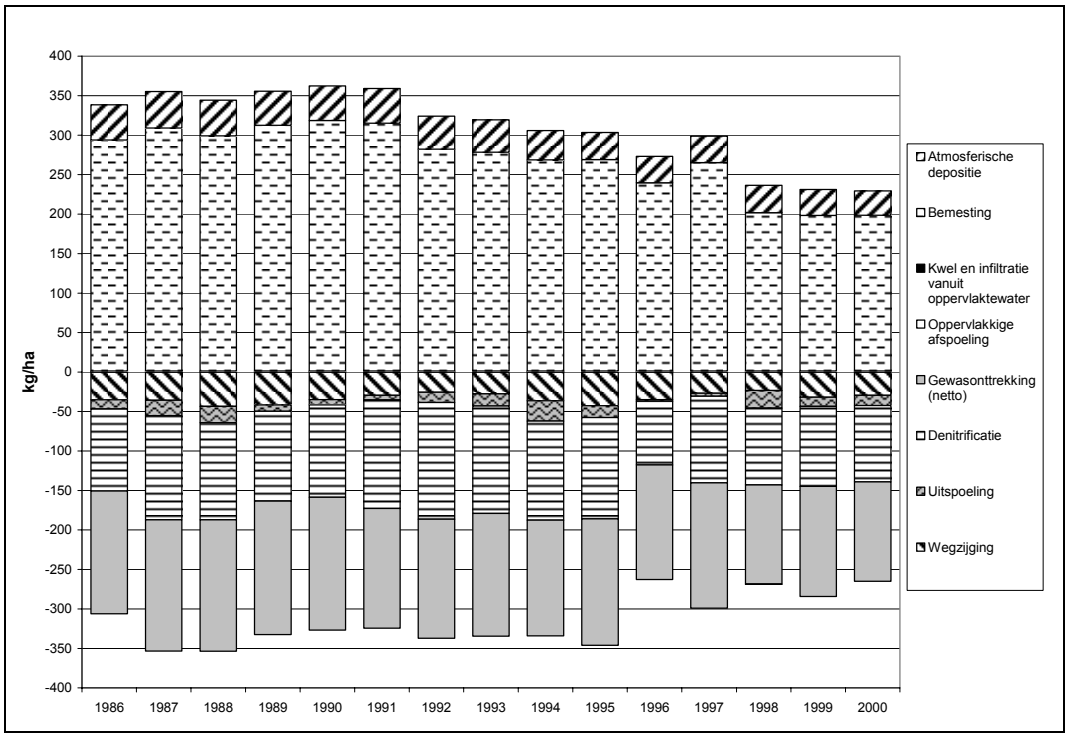
Figuur 12. Berekende en gemeten concentraties Totaal-P (modellering Fase 1)

3.5.2 Nutriëntenbalansen

De Fase 1 modelberekeningen kunnen slechts beperkt getoetst worden op stofbalansen, omdat deze in de systeemverkenning nog niet volledig opgesteld konden worden (Jansen et al, 2004). De stofbalansen kunnen bovendien niet op jaarbasis worden getoetst.

3.5.2.1 Stikstof

Figuur 13 geeft de gesimuleerde stofbalansen op jaarbasis weer voor totaal-N. Hieruit blijkt, dat het bemestingsniveau sinds de jaren 90 een dalende trend vertoont. De berekende uitspoeling laat echter geen duidelijk dalende trend zien.



Figuur 13. Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-N 1986-2000 (Fase 1)[10]

Tabel 7 geeft voor het stroomgebied de gemiddelde gesimuleerde jaarlijkse stofbalans voor totaal-stikstof weer. Volgens deze berekeningen is de bemesting verreweg de grootste bron van stikstof. De gesimuleerde stikstofbemesting (1902,2 * 10^3 kg voor het gehele stroomgebied) komt qua ordegrootte overeen met de schattingen in de systeemverkenning (2000 a 3000 * 10^3 kg; zie ook Paragraaf 2.1). De gesimuleerde atmosferische depositie van stikstof (ongeveer 40 kg/ha) is iets lager dan de in de systeemverkenning bepaalde waarden (circa 50 kg/ha; zie Paragraaf 2.1).

Tabel 7. Gesimuleerde stikstofbalans van het landsysteem over de periode 1986-2000 (Fase 1)

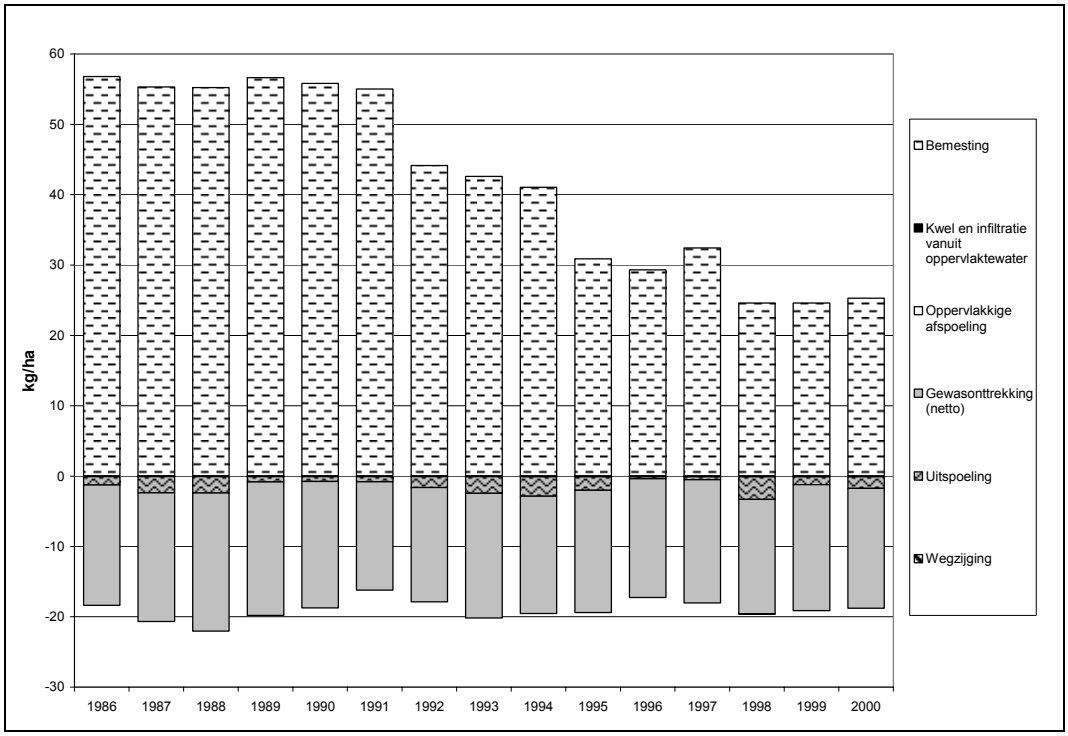
				Oppervlakte balansgebied: 7081ha	
IN	10^3 kg	kg.ha^{-1}	UIT	10^3 kg	kg.ha^{-1}
Atmosferische depositie	276,6	39,1	Oppervlakkige afspoeling	0,2	0,02
			Ammoniakvervluchtiging	0	0,00
Bemesting	1902,2	268,6	Denitrificatie	825,8	116,6
Infiltratie	0,1	0,02	Netto gewasonttrekking	1078,6	152,3
Kwel	9,7	1,4	Uitspoeling	91,9	13,0
			Wegzijging	235,3	33,2
Totaal	2188,6	309,1	Totaal	2231,8	315,1
Berging (afname)				43,3	6,1

Stikstof wordt vooral afgevoerd door het gewas en door denitrificatie. De hoeveelheid stikstof die door uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt is klein ten opzichte van de overige balanstermen (zie ook Paragraaf 4.2).

[10] De bergingsveranderingen zijn niet in de balans weergegeven.

3.5.2.2 Fosfor

Figuur 14 geeft de gesimuleerde stofbalansen op jaarbasis weer voor totaal-P. Hieruit blijkt duidelijk, dat het bemestingsniveau sinds de jaren 90 een dalende trend vertoont. De berekende uitspoeling laat echter geen duidelijk dalende trend zien. Volgens de berekeningen neemt de verzadigingsgraad van de bodem nog steeds toe, zij het in steeds mindere mate (van bijna 40 kg/ha eind jaren 80, tot iets meer dan 5 kg/ha in 2000; zie Figuur 14).



Figuur 14. Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-P 1986-2000 (Fase 1)[11]

Stikstof wordt vooral afgevoerd door het gewas en door denitrificatie. De hoeveelheid stikstof die door uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt is klein ten opzichte van de overige balanstermen (zie ook Paragraaf 4.2).
geeft voor het stroomgebied de gemiddelde gesimuleerde jaarlijkse stofbalans voor totaal-fosfor weer. Volgens deze berekeningen is vrijwel alle fosfor afkomstig van bemesting. Gegevens over het bemestingniveau waren in de systeemverkenning niet beschikbaar.

Fosfor wordt vooral afgevoerd door het gewas. Het meeste fosfor (over de periode 1986-2000) wordt volgens de berekeningen vastgelegd in de bodem.

[11] De bergingsveranderingen zijn niet in de balans weergegeven.

Tabel 8. Gesimuleerde fosforbalans van het landsysteem over de periode 1986-2000 (Fase 1)

				Oppervlakte balansgebied: 7081ha	
IN	10^3 kg	kg.ha^{-1}	UIT	10^3 kg	kg.ha^{-1}
Bemesting	296,7	41,9	Oppervlakkige afspoeling	0,02	< 0,01
Infiltratie	< 0,01	< 0,01	Netto gewasonttrekking	123,2	17,4
Kwel	0,5	0,07	Uitspoeling	11,0	1,6
			Wegzijging	0,6	0,07
Totaal	297,2	42,0	Totaal	134,8	19,1
Berging (toename)				162,4	22,9

4 Discussie

4.1 Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem

De gesimuleerde afvoeren zijn structureel 20-30 % te laag. Om deze afwijking nader te analyseren dienen alle waterbalanstermen nader te worden beschouwd.

Uit Tabel 5 volgt, dat de (gesimuleerde) infiltratie vanuit het oppervlaktewater en de oppervlakkige afspoeling te verwaarlozen zijn ten opzichte van andere balanstermen. Uit Paragraaf 3.4.1 kan worden afgeleid, dat de gesimuleerde (jaarlijkse) neerslag goed overeenkomt met de gemeten neerslag in het stroomgebied. De door het modelsysteem Fase 1 gesimuleerde verdamping is echter gemiddeld 6.5 % hoger dan in de systeemverkenning was berekend. Ook is het gesimuleerde verschil tussen wegzijging en kwel groter dan het in de systeemverkenning bepaalde verschil. Omdat de verdamping een van de grootste termen in waterbalans is, zijn deze verschillen nader geanalyseerd.

De relatief grote afwijkingen in de natte jaren kunnen worden verklaard door het hoge aandeel van de interceptieverdamping in de totale verdamping, die vooral in bosgebieden optreedt. Omdat de interceptieverdamping vooral in natte jaren groot is, kan in natte jaren de volgens Makkink bepaalde potentiële verdamping onderschat worden.

In een recente studie is de verdamping in het stroomgebied van de Schuitenbeek ook bepaald op basis van waterbalansen (Massop et al, 2005). Tabel 10 geeft een vergelijkend overzicht van de drie methodes. Hieruit kan worden afgeleid, dat de verschillen tussen de verdamping volgens Makkink en de verdamping op basis van waterbalansen ook het grootst zijn in natte jaren (zij het dat de laatste methode hogere waarden laat zien). Omdat de verdamping de rest term was in de waterbalansen speelt de interceptieverdamping hier geen rol. Eén en ander wijst erop, dat de door het Fase 1 modelsysteem bepaalde verdamping waarschijnlijk betrouwbaarder is, dan de in de systeemverkenning bepaalde verdamping, omdat het modelsysteem de interceptieverdamping verdisconteert. Gezien het grondgebruik is deze interceptieverdamping in het stroomgebied van de Schuitenbeek belangrijk.
Tabel 9 geeft voor de toetsingsperiode de verschillen tussen de verdamping berekend door het Fase 1 modelsysteem (STONE) en de verdamping zoals bepaald in de systeemverkenning (Jansen et al, 2004). Opvallend is, dat met name in de natte jaren relatief grote verschillen optreden, waarbij de verdamping door de Fase 1 modelberekeningen structureel hoger is. Deze verschillen zijn naar alle waarschijnlijkheid toe te schrijven aan de wijze waarop de (potentiële) verdamping in de systeemverkenning is bepaald. Hierbij zijn constante gewasfactoren gebruikt om de potentiële verdamping te berekenen, uitgaande van de referentieverdamping volgens Makkink. Dit is echter een sterk vereenvoudigde benadering van de werkelijkheid. Vooral in bosgebieden (en vooral in naaldbos) kunnen bij het gebruik van constante

gewasfactoren onnauwkeurigheden worden geïntroduceerd. Het stroomgebied van de Schuitenbeek bestaat voor ca 45 % uit bos, ongeveer de helft hiervan is naaldbos.

De relatief grote afwijkingen in de natte jaren kunnen worden verklaard door het hoge aandeel van de interceptieverdamping in de totale verdamping, die vooral in bosgebieden optreedt. Omdat de interceptieverdamping vooral in natte jaren groot is, kan in natte jaren de volgens Makkink bepaalde potentiële verdamping onderschat worden.

In een recente studie is de verdamping in het stroomgebied van de Schuitenbeek ook bepaald op basis van waterbalansen (Massop et al, 2005). Tabel 10 geeft een vergelijkend overzicht van de drie methodes. Hieruit kan worden afgeleid, dat de verschillen tussen de verdamping volgens Makkink en de verdamping op basis van waterbalansen ook het grootst zijn in natte jaren (zij het dat de laatste methode hogere waarden laat zien[12]). Omdat de verdamping de rest term was in de waterbalansen speelt de interceptieverdamping hier geen rol. Eén en ander wijst erop, dat de door het Fase 1 modelsysteem bepaalde verdamping waarschijnlijk betrouwbaarder is, dan de in de systeemverkenning bepaalde verdamping, omdat het modelsysteem de interceptieverdamping verdisconteert. Gezien het grondgebruik is deze interceptieverdamping in het stroomgebied van de Schuitenbeek belangrijk.

Tabel 9. Verschillen verdamping Fase 1 modelsysteem en systeemverkenning

Jaar	Verschil tussen Fase 1 modelsysteem (STONE) en systeemverkenning (%)	Typering[13]
1986	1.1	normaal
1987	-8.0	nat
1988	-12.9	normaal
1989	0.0	droog
1990	-3.9	normaal
1991	-0.7	droog
1992	-6.4	nat
1993	-9.6	nat
1994	-8.6	zeer nat
1995	-1.5	normaal
1996	4.7	droog
1997	-6.0	normaal
1998	-15.6	zeer nat
1999	-6.1	normaal
2000	-11.7	nat

[12] Mogelijk zijn de waterbalansen niet voldoende nauwkeurig; de (jaarlijkse) bergingsveranderingen zijn verwaarloosd en de kwel- en wegzijging zijn slechts beperkt nauwkeurig.

[13] Gehanteerde typering:
zeer droog: gemiddelde < 80% langjarig gemiddelde
droog: 80% langjarig gemiddelde < gemiddelde < 90 % langjarig gemiddelde
normaal: 90% langjarig gemiddelde < gemiddelde < 110 % langjarig gemiddelde
nat: 110% langjarig gemiddelde < gemiddelde < 120 % langjarig gemiddelde
zeer nat: 120% langjarig gemiddelde < gemiddelde

Tenslotte is in Paragraaf 3.4.2 geconcludeerd, dat het door het modelsysteem Fase 1 gesimuleerde verschil tussen wegzijging en kwel (10,7 miljoen m^3 per jaar) aanzienlijk groter is dan het in de systeemverkenning bepaalde verschil (3 miljoen m^3 per jaar).

Hieruit kan worden geconcludeerd, dat de verschillen tussen de gemeten en berekende afvoer naar alle waarschijnlijkheid zijn toe te schrijven aan de opgelegde hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het model. Deze randvoorwaarden bepalen in hoge mate de gesimuleerde kwel, wegzijging en uitspoeling (afvoer door het oppervlaktewater).

In vervolgfases van de modellering zal daarom meer aandacht moeten worden besteed aan de hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het systeem.

Tabel 10. Vergelijking verdamping stroomgebied van de Schuitenbeek

Bron: / Jaar:	Fase 1 modelsysteem (STONE)	Systeemverkenning (Makkink & gewasfactoren) (Jansen et al, 2005)	Regionale waterbalansen[14] (Massop et al, 2005)
1988 (normaal)	592	520	616
1989 (droog)	620	620	623
1990 (normaal)	624	600	692
1991 (droog)	557	553	570
1992 (nat)	635	596	752
1993 (nat)	585	531	679
1994 (zeer nat)	605	555	709
Gemiddeld 1988-1994	603	568	663

4.2 Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem

Nutriëntenbalansen
Uit Paragraaf 3.5.1 kan worden afgeleid, dat de bemesting verreweg de grootste bron van nutriënten vormt. Dat geldt zowel voor stikstof als voor fosfor.

Stikstof wordt vooral afgevoerd door het gewas en door denitrificatie. De hoeveelheid stikstof die door uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt is klein ten opzichte van de overige balanstermen. Opvallend is, dat de afvoer van stikstof door wegzijging aanzienlijk groter is dan de afvoer door uitspoeling. Volgens de modelsimulaties is de stikstofbelasting van het diepe grondwater (33,2 kg/ha; zie Tabel 7) twee tot drie keer zo groot als de belasting van het oppervlaktewater (op stroomgebiedniveau; 13,0 kg/ha).

Volgens de modelberekeningen is in de periode 1986-2000 meer dan de helft van de hoeveelheid via bemesting opgebrachte fosfor vastgelegd in de bodem. Het restant is voor het grootste deel afgevoerd via het gewas. De hoeveelheid fosfor die door

[14] De verdamping zoals bepaald op basis van regionale waterbalansen is gecorrigeerd voor de arealen 'open water' en 'verhard oppervlak' om vergelijking met de STONE berekeningen mogelijk te maken.

uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt is klein ten opzichte van de overige balanstermen.

Concentraties nutriënten
De in Paragraaf 3.5.2 berekende nutriëntenconcentraties betreffen het water dat vanuit het landsysteem afwatert op het oppervlaktewatersysteem. In het oppervlaktewater kunnen vervolgens omzettingsprocessen optreden, die doorgaans leiden tot een lagere concentratie (retentie). Deze processen zijn niet in het Fase 1 modelsysteem meegenomen.

De gemiddelde langjarig gemeten concentraties van totaal-stikstof en totaal-fosfor bedragen, respectievelijk, 43% en 33% van de gemiddelde (langjarig) berekende concentraties.

Het is niet bekend hoeveel de retentie in het stroomgebied van de Schuitenbeek is. Omdat 50 % vaak als een eerste richtwaarde (landelijke gemiddelde) voor de retentie in het oppervlaktewater wordt aangenomen, vertegenwoordigen de voor het Schuitenbeek berekende concentraties in het oppervlaktewatersysteem, qua orde-grootte, redelijke waarden ten opzichte van de gemeten concentraties. Wel is duidelijk, dat deze retentie dusdanig groot is, dat deze niet mag worden verwaarloosd. In vervolgfases van de modellering zullen daarom de processen in het oppervlaktewater moeten worden meegenomen.

4.3 Temporele en ruimtelijke variabiliteit

Temporele resolutie
Hoewel het STONE modelinstrumentarium feitelijk met een klein tijdsinterval rekent, is dit instrumentarium opgezet om op jaarbasis resultaten te genereren (waarmee het mestbeleid kan worden geëvalueerd). Gezien deze opzet is STONE niet het geëigende instrumentarium om de temporele dynamiek van de afvoer (binnen een jaar) te voorspellen. Dit geldt ook ten aanzien van het simuleren van de temporele dynamiek van de stikstof- en fosforconcentraties.

Ruimtelijke resolutie
STONE is ontwikkeld om de nutriëntenuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater te simuleren op het schaalniveau van Nederland. Hierop is ook de parametrisatie van de onderliggende modellen afgestemd. Wanneer STONE op een kleiner schaalniveau wordt toegepast kunnen de berekeningen sterk afwijken van de (lokale) waarnemingen, vanwege te grote vereenvoudigingen in de schematisatie en parametrisatie.

Om die redenen zijn de berekeningen met het Fase 1 modelsysteem alleen uitgevoerd voor het meest benedenstroomse meetpunt in het stroomgebied van de Schuitenbeek (meetpunt 25201, ter plaatse van het uitstroompunt naar de Randmeren). De berekeningen zijn niet voor meer bovenstrooms gelegen punten uitgevoerd, omdat het bijbehorende deelstroomgebied erg klein zou worden in relatie tot de toegepaste

ruimtelijke resolutie in STONE (van 250x250 meter). De gesimuleerde waterbalansen wijzen hier ook op.

Het Fase 1 modelinstrumentarium is derhalve niet geschikt om in het stroomgebied van de Schuitenbeek op deelstroomgebiedniveau de waterafvoer en de nutriënten-concentraties te volgen. Hiervoor is het nodig, dat de ruimtelijke resolutie wordt vergroot en regionale parameters worden toegepast.

5 Conclusies

Ten aanzien van de waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem, kan worden geconcludeerd dat:

- de gesimuleerde neerslag goed overeenkomt met de gemeten neerslag;
- de berekende waterafvoeren op het uitstroompunt (25201) 20-30 % te laag zijn. Voor de periode 1986-1993 is de gemiddelde gesimuleerde afvoer 9.0 miljoen m^3, waarbij de gemiddelde gemeten afvoer 11.0 miljoen m^3 bedroeg. De verschillen zijn toe te schrijven aan de groffe ruimtelijke schematisatie in STONE, waardoor de hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde niet voldoende nauwkeurig worden meegenomen;
- ten aanzien van de verdamping er geen duidelijke redenen zijn om aan de betrouwbaarheid van de Fase 1 modelberekeningen te twijfelen. De met het Fase 1 modelsysteem bepaalde verdamping komt in droge en normale jaren goed overeen met de verdamping zoals bepaald in de Systeemverkenning[15]. Ten aanzien van de natte jaren zijn de Fase 1 modelberekeningen waarschijnlijk betrouwbaarder dan de in de systeemanalyse bepaalde verdamping.

Ten aanzien van de waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem, kan het volgende worden geconcludeerd:

- de bemesting is verreweg de grootste bron van nutriënten. De gesimuleerde stikstofbemesting ($1902{,}2 * 10^3$ kg voor het gehele stroomgebied) komt qua ordegrootte overeen met de schattingen in de systeemverkenning;
- stikstof wordt vooral afgevoerd door het gewas en door denitrificatie;
- in de periode 1986-2000 is meer dan de helft van de door bemesting opgebrachte fosfor vastgelegd in de bodem (volgens de modelberekeningen);
- de berekende uitspoeling van nutriënten laat nog geen duidelijk dalende trend zien, hoewel het bemestingsniveau sinds de jaren 90 wel een dalende trend vertoont. Voor fosfor neemt (volgens de berekeningen) de verzadigingsgraad van de bodem nog steeds toe;
- de hoeveelheid stikstof en fosfor die door uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt is klein ten opzichte van de overige balanstermen. Volgens de modelsimulaties is de stikstofbelasting van het diepe grondwater twee tot drie keer zo groot als de belasting van het oppervlaktewater;
- voor de periode 1986 t/m 2000 is een gemiddelde concentratie van totaal-stikstof van 9.1 mg/l berekend. De gemiddelde gemeten concentratie totaal-stikstof bedroeg in deze periode 3.9 mg/l;
- voor de periode 1986 t/m 2000 is een gemiddelde concentratie van totaal-fosfor van 1,06 mg/l berekend. De gemiddelde gemeten concentratie totaal-fosfor bedroeg 0,35 mg/l.

[15] Het gemiddelde verschil (tussen de waarden in de systeemverkenning en de Fase 1 berekeningen) over de 9 normale en droge jaren bedraagt 4%. Hierin is het enige normale jaar waarin toch een grote afwijking optrad (13% in 1988) ook verdisconteerd.

- de processen in het oppervlaktewater (retentie) spelen in het stroomgebied van de Schuitenbeek een significante rol, en dienen daarom in de vervolgfases te worden meegenomen.

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 (het modelinstrumentarium is ontwikkeld voor het landelijk schaalniveau), waardoor toepassing op deelstroomgebiedniveau niet verantwoord is.

Het Fase 1 modelsysteem is in staat om op het schaalniveau van het gehele stroomgebied een langjarige gemiddelde waarde voor de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater te geven, die plausibel lijkt met de waarnemingen, waarbij tevens sluitende water- en nutriëntenbalansen worden gegenereerd. Het Fase 1 modelsysteem is echter niet geschikt om:

- relaties te leggen tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriënten-concentraties in het oppervlaktewater, vanwege het ontbreken van een oppervlaktewatermodule;
- één op één beschrijvingen van de metingen te geven of resultaten op verschillende schalen te presenteren (van afwateringseenheden tot stroomgebied en van dag tot langjarig gemiddelde), vanwege de grove ruimtelijke en temporele uitvoer van het modelsysteem.

Om deze redenen is het Fase 1 modelsysteem niet geschikt om het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel als gevolg van (mest)beleid op (deel)stroomgebiedniveau te kwantificeren.

Wel is met behulp van het Fase 1 modelsysteem meer informatie verkregen over de kritische systeemcomponenten en –parameters van het studiegebied. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase.

6 Aanbevelingen

De conclusies in Hoofdstuk 5 geven richting aan de onderdelen die aangepast dienen te worden in de volgende fases van het modelsysteem. Op basis van deze conclusies worden de volgende aanbevelingen gedaan voor Fase 2:

- verfijnen van de ruimtelijke schematisatie (verhogen van de ruimtelijke resolutie), opdat met name de hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het systeem beter (in meer detail) kunnen worden gedefinieerd;
- koppelen van een waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem, teneinde de processen in het oppervlaktewater te kunnen simuleren;
- verkleinen van de grootte van de tijdstappen in de modellen, om de dynamiek van de afvoer van water en nutriënten in het stroomgebied van de Schuitenbeek te kunnen volgen en voorspellen.

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.

Jansen, H.C., Sicco Smit, M.E., Bolt, F.J.E. van der, 2004. Systeemverkenning Schuitenbeek. Alterra-rapport 968. Reeks monitoring stroomgebieden, 2-II. Alterra, Wageningen.

Jansen, H.C., Sicco Smit, M.E., 2004. Meetplan 2005 Schuitenbeek. Reeks monitoring stroomgebieden, 4-II. Alterra, Wageningen.

Massop, H.Th.L., T. Kroon, J. G. Kroes, P.J.T. van Bakel, A. Tiktak en W. Werkman, 2005. Op zoek naar de 'ware' neerslag en verdamping Toetsing van de met het STONE2.1 instrumentarium berekende verdamping aan literatuurgegevens en aan regionale waterbalansen, en de gevoeligheid van het neerslagoverschot op de uitspoeling van nutriënten. Alterra-rapport 1158.

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 5e Milieuverkenning met het model STONE. RIVM rapport nr. 408129020, Bilthoven.

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. Model-berekeningen 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.

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.

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 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 bodem-eigenschappen (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.

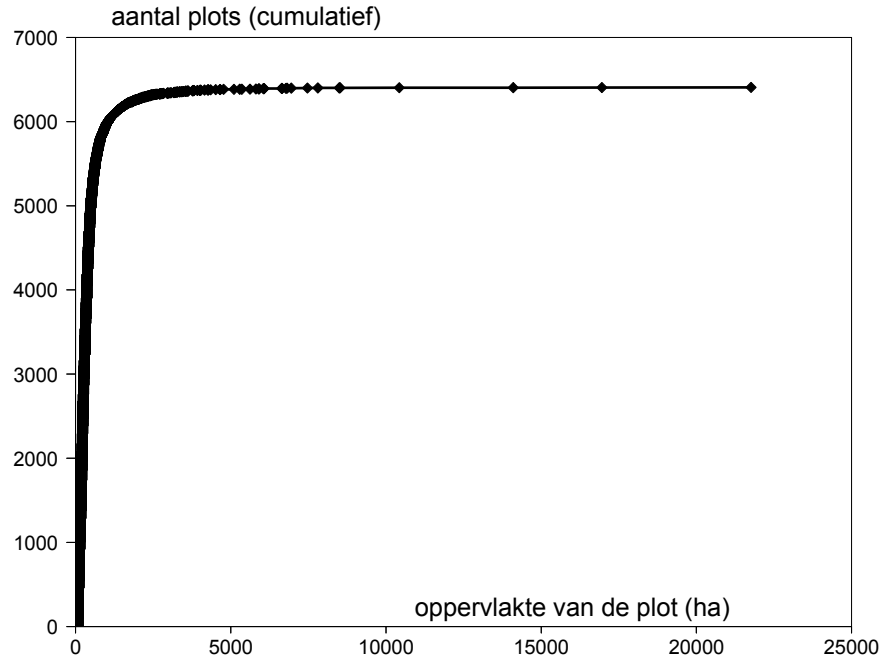
Bodemtype

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 rekeneenheden 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 1.1 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 1.1 is het areaal van de plots uitgezet tegen het cummulatieve 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 (hydrolgie).

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 mestverdelings-berekeningen 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 Prioritary 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 stikstof-concentraties 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 pluim-formulering. 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.

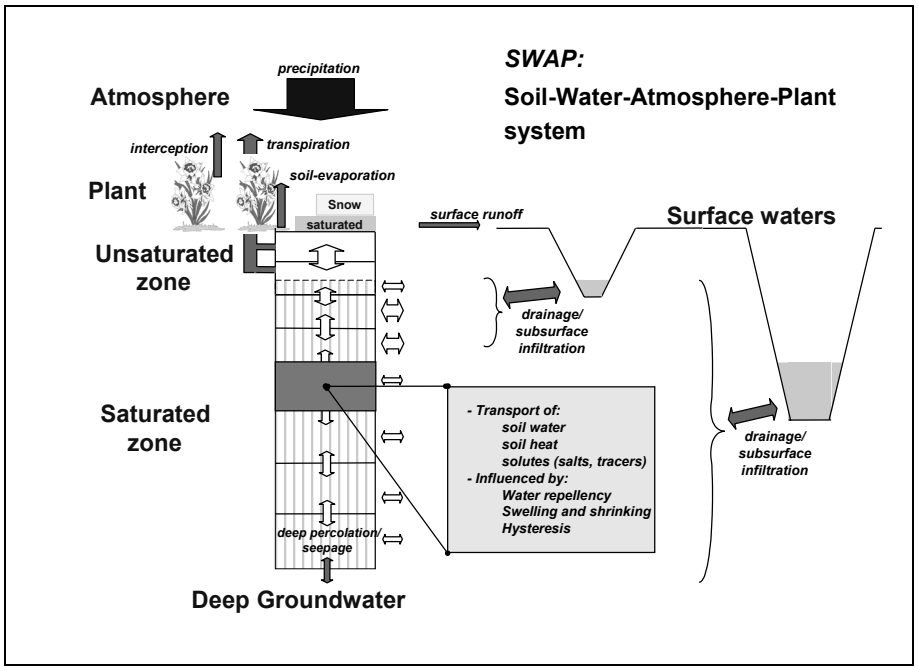
Meer informatie over het model OPS wordt gegeven door van Jaarsveld (1990, 1995).

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 1.2). 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 1.2 Verticale schematisering en processen in SWAP

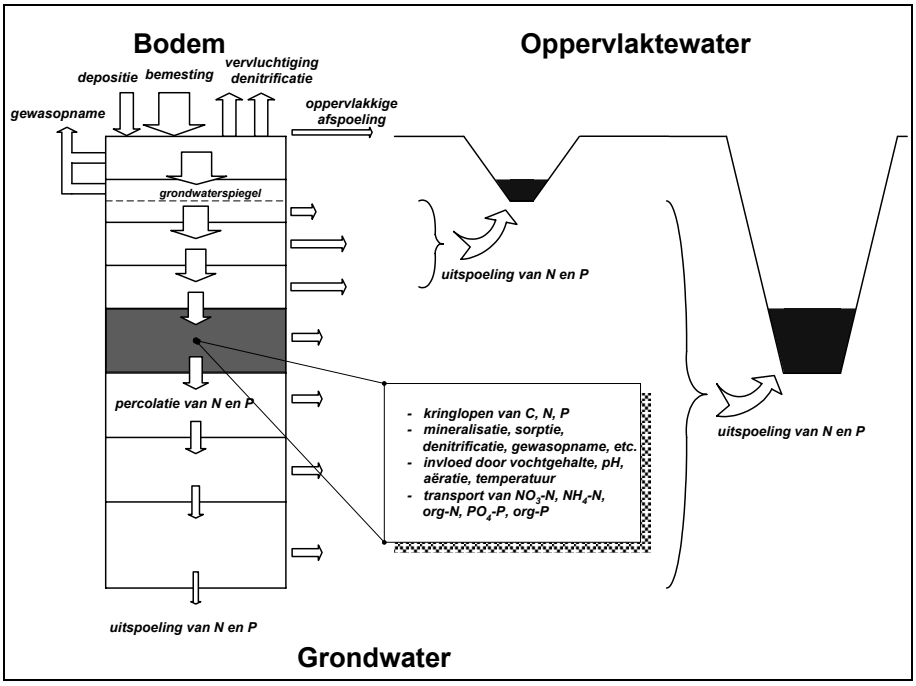
Het model SWAP is de opvolger van het welbekende SWATRE-model waarvan de eerste versie in 1978 verscheen (Feddes et al, 1978). Sindsdien is het model over de hele wereld toegepast. Recentelijk is een nieuwe versie verschenen, welke is gedocumenteerd middels een theoretische beschrijving (Van Dam, 1997 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 landgebruiksituaties (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 1.3). De belangrijkste onderdelen van het model ANIMO zijn:

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

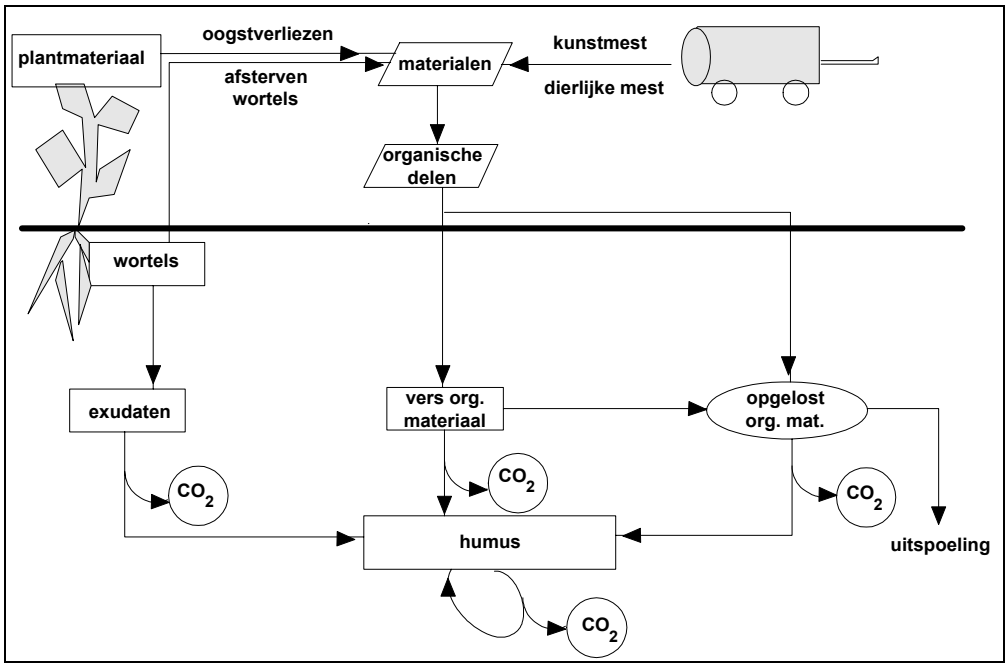


Figuur 1.3 Verticale schematisering en processen in het model ANIMO

Organischestofkringloop

In de organischestofkringloop zijn de volgende processen beschreven (Figuur 1.4):

- Toediening van verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, planteresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch materiaal.
- De uitscheiding van wortelexudaten 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 wortelexudaten/haarwortels, het toegediende verse materiaal en het opgelost organisch materiaal naar humus,
- De 'turn-over' van humus.



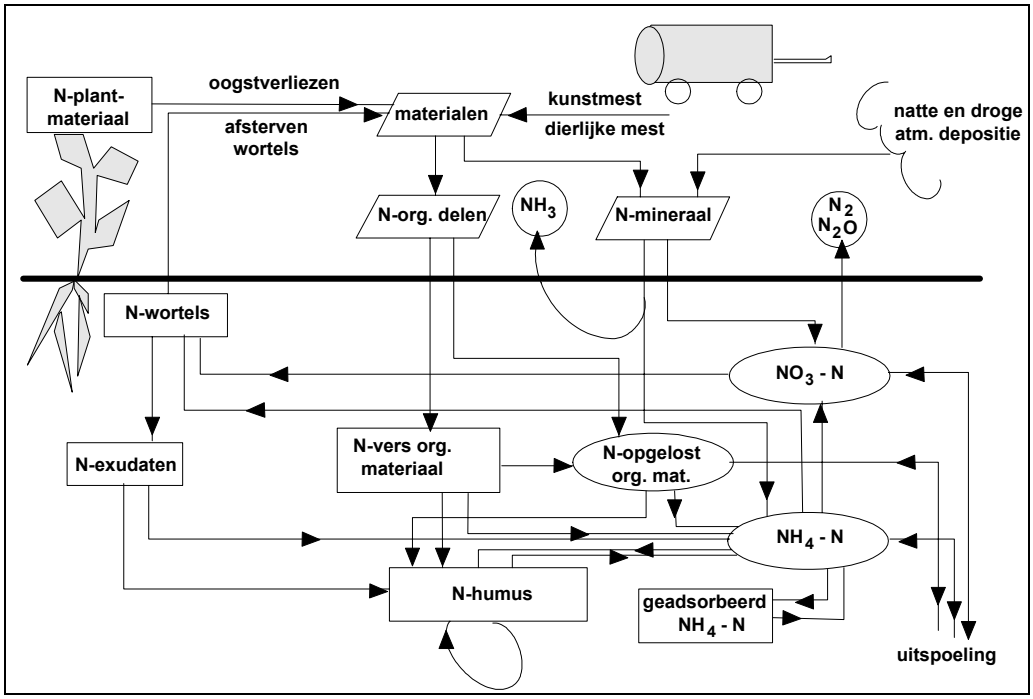
Figuur 1.4 Organischestofkringloop in ANIMO

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 afbraakkarakteristiek 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 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 1.5) 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 wortelexudaten 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, wortelexudaten, 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 anaërobe toestand.
- De opname van ammonium en nitraat door het gewas.



Figuur 1.5 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. Vervluchtiging 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:

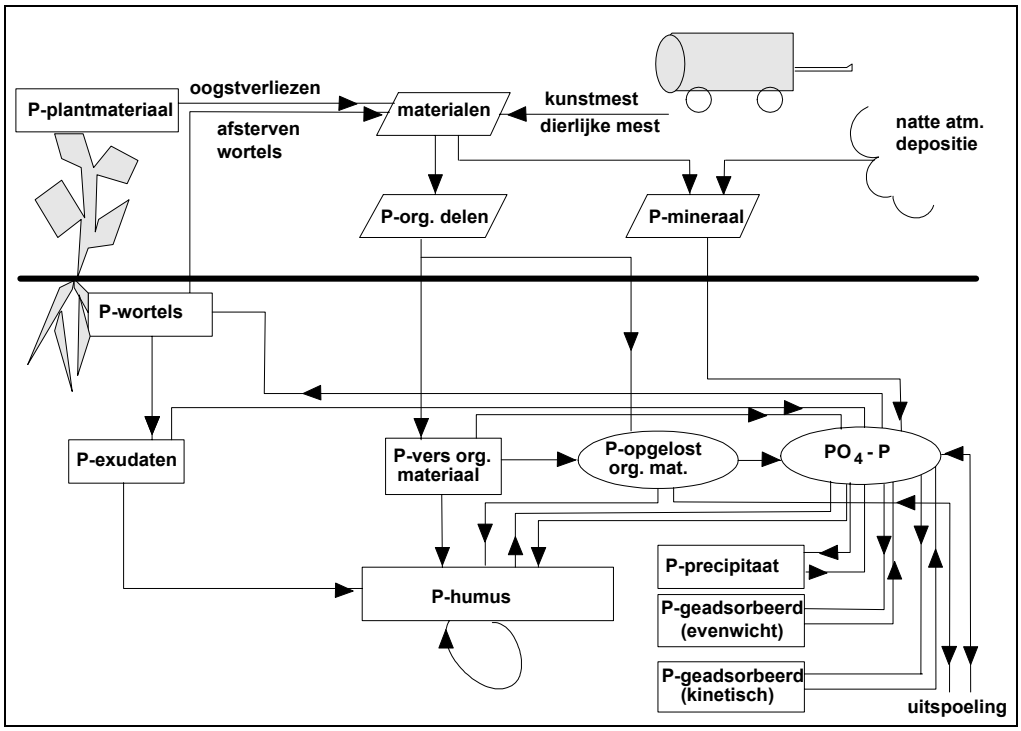
- De netto toegevoegde hoeveel stikstof aan de bodem (NetNsoil). Deze is gedefinieerd als atmosferische depositie tezamen met de netto stikstof-mineralisatie uit de bodem-pools, uitgezonderd de stikstof die door mineralisatie vrijkomt uit de in dat jaar toegediende mest en gewasresten.
- De effectieve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

Fosforkringloop

De beschrijving van de fosforkringloop (Figuur 1.6) 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 wortelexudaten 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, wortelexudaten, 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 reversible gebonden. Bij lage fosfaatgehalten kan dit gedeelte weer gemakkelijk vrijkomen. Dit is in het model beschreven met een evenwichts-vergelijking. 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 fosfaatgehaltes in de bodem en lage mestgiften in de toekomst kan de desorptiesnelheid van belang zijn voor de hoogte van de uitspoel-concentratie.
- 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 1.6 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 doorgaans 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 1.3). 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 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. 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 N_2O 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. Acualisatie 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. Huiygen, 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.