

Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 1

Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 1

**J.G. Kroes
F. J.E. Van der Bolt
T.P. Leenders
L.V. Renaud**

**Alterra-rapport 1273
Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-III**

Alterra, Wageningen, 2006

REFERAAT

Kroes, J.G., F.J.E. van der Bolt, T.P. Leenders en L.V. Renaud, 2006. *Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 1*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1273 Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-III. 64 blz.; 13 fig.; 5 tab.; 18 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 Krimpenerwaard. In dit rapport worden resultaten gepresenteerd van de systeemanalyse met behulp van het fase 1 modelsysteem. Hierbij zijn de resultaten van het landelijke modelinstrumentarium STONE toegepast voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard. Er is op op het ruimtelijke schaalniveau van het gehele stroomgebied getoetst op waterafvoeren en nutriëntenconcentraties. Hieruit zijn de volgende conclusies getrokken voor het fase 1 modelsysteem: i) jaarlijkse water- stikstof en fosforbalansen zijn voor een reeks van jaren sluitend op te stellen, ii) de berekende waterafvoer uit het landsysteem is 7% lager dan de gemeten gebiedsafvoer, iii) de berekende wateraanvoer naar het landsysteem is 36% hoger dan gemeten inlaat van rivierwater, iv) de gemeten stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater bedragen respectievelijk 50% en 30% van de berekende concentraties in het uitspoelende bodemwater, v) de jaarbalansen voor de hele polder zijn plausibel, maar een verfijning in ruimte en tijd zal tot andere resultaten kunnen leiden, v) het gebruik op een lager schaalniveau dan het gehele stroomgebied (deelstroomgebieden) wordt niet verantwoord geacht. Uit de conclusies volgen aanbevelingen welke richting geven aan de onderdelen welke aangepast dienen te worden in de volgende fases van het modelsysteem. De belangrijkste aanbeveling bestaat uit de implementatie van het open watersysteem. Daarnaast wordt aanbevolen om de ruimtelijke en temporele resolutie dusdanig te verfijnen dat de dynamiek binnen een jaar kan worden beschreven. Zonder verfijning kunnen geen relaties worden gelegd tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Daarmee is het fase 1 modelsysteem ongeschikt om het aandeel van de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid op stroomgebiedsniveau te kwantificeren. Wel is met behulp van het fase 1 modelsysteem meer informatie verkregen met betrekking tot de indentificatie van kritische systeemcomponenten en -parameters van het studiegebied. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase.

Trefwoorden: Krimpenerwaard, modelsysteem, monitoring, mestbeleid, nutriënten, 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 1273 Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-III. 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	11
1.1 Project aanpak	11
1.2 Opzet modelsysteem	12
1.3 Leeswijzer	13
2 Stroomgebied De Krimpenerwaard	15
2.1 Beschrijving van het gebied	15
2.2 Toetsgegevens voor het Fase 1 modelsysteem	18
3 Fase 1 modelsysteem	21
3.1 Inleiding	21
3.2 Het modelinstrumentarium STONE	21
3.3 Gebiedsselectie Krimpenerwaard	22
3.4 Resultaten waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem	23
3.4.1 Toetsing	23
3.4.2 Waterbalans	25
3.5 Resultaten waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem	26
3.5.1 Toetsing	26
3.5.2 Nutriëntenbalans	27
4 Discussie	29
4.1 Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem	29
4.2 Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem	30
5 Conclusies	33
6 Aanbevelingen	35
Literatuur	37

Bijlagen

1 Eenvoudige waterbalans Krimpenerwaard gebaseerd op metingen	39
2 Het nutriëntenemissiemodel STONE	45
3 Gesimuleerde waterbalansen Fase 1	59
4 Gesimuleerde stikstofbalansen Fase 1	61
5 Gesimuleerde fosforbalansen Fase 1	63

Woord vooraf

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

Het project wordt aangestuurd door een stuurgroep. In de stuurgroep hebben de Ministeries LNV, VROM en V&W als opdrachtgevers en de Unie van Waterschappen als vertegenwoordiger van de participerende waterschappen zitting. De STOWA en LTO zijn agendalid. Daarnaast is een klankbordgroep geformeerd met vertegenwoordigers van de instituten RIZA, RIVM en TNO. Deze klankbordgroep denkt kritisch mee bij de opzet van het 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.

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

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

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

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

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

Samenvatting

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 Krimpenerwaard.

Middels een gefaseerde aanpak, waarin een meetprogramma en modelberekeningen zijn geïntegreerd, wordt gestreefd naar een operationeel, geoptimaliseerd, gebied-specifiek 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 de systeemanalyse met behulp van het Fase 1 modelsysteem. Hierbij zijn de resultaten van het landelijke model-instrumentarium STONE toegepast voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard. Er is op stroomgebiedniveau getoetst op waterafvoeren en nutriëntenconcentraties. Uit de systeemanalyse van Fase 1 zijn de volgende conclusies getrokken:

- Met het Fase 1 modelsysteem zijn jaarlijkse water- stikstof en fosforbalansen uit de systeemverkenning voor een reeks van 10 jaar sluitend opgesteld;
- De berekende waterafvoer uit het landsysteem is 7% lager dan gemeten afvoer uit de polder;
- De berekende wateraanvoer naar het landsysteem is 36% hoger dan gemeten wateraanvoer naar de polder;
- De gemeten stikstofconcentraties in het oppervlaktewater bedragen 50% van de berekende stikstofconcentraties in het uitspoelende bodemwater;
- De gemeten fosforconcentraties in het oppervlaktewater bedragen 30% van de berekende fosforconcentraties in het uitspoelende bodemwater
- Door het ontbreken van het open watersysteem is de waarde van de berekende wateraan- en afvoer moeilijk in te schatten. De jaarbalansen voor de hele polder zien er redelijk uit, maar een verfijning in ruimte en tijd zal tot andere resultaten kunnen leiden;
- Het Fase 1 modelsysteem is rechtstreeks afgeleid van het STONE-modelinstrumentarium welke is ontwikkeld voor het landelijke schaalniveau. Het gebruik op een nog lager schaalniveau dan het gehele stroomgebied (deelstroomgebieden) wordt niet verantwoord geacht.

Uit de conclusies volgen aanbevelingen welke richting geven aan de onderdelen welke aangepast dienen te worden in de volgende fases van het modelsysteem. De belangrijkste aanbeveling bestaat uit de implementatie van het open watersysteem. Daarnaast wordt aanbevolen om de ruimtelijke en temporele resolutie dusdanig te verfijnen dat de dynamiek binnen een jaar kan worden beschreven. Dit is een belangrijke voorwaarde om relaties te kunnen leggen tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater.

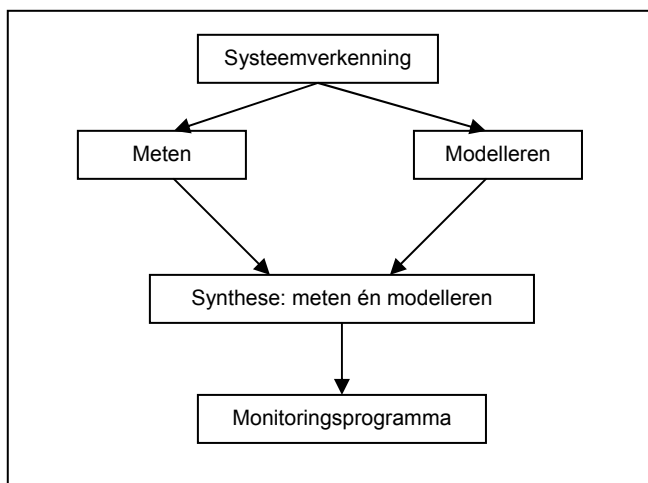
1 Inleiding

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 aan 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 hoogbelast zandgebied (Schuitembeek), 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 het monitoringsprogramma (meten en modelleren), en zijn de meest kritische systeemcomponenten en -parameters geïdentificeerd. Uit deze systeemverkenningen van de vier gebieden is gebleken dat er onvoldoende inzicht in de systemen tijdens de uitvoering van de systeemverkenning beschikbaar was om uitspraken te kunnen doen over effecten van het mestbeleid. Om het mestbeleid te kunnen evalueren is geconcludeerd dat het noodzakelijk is om een andere manier van monitoren (meten én modelleren) te introduceren.

De constatering uit de systeemverkenningen heeft er toegebracht dat er voor ieder van de vier pilotgebieden, in overleg met de waterbeheerders, een intensief meetprogramma is opgezet. Dit meetprogramma is voor ieder gebied jaarlijks in een meetplan vastgelegd. Daarnaast is er gestart met het 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 blijkt 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 1.1 is de projectaanpak schematisch weergegeven.



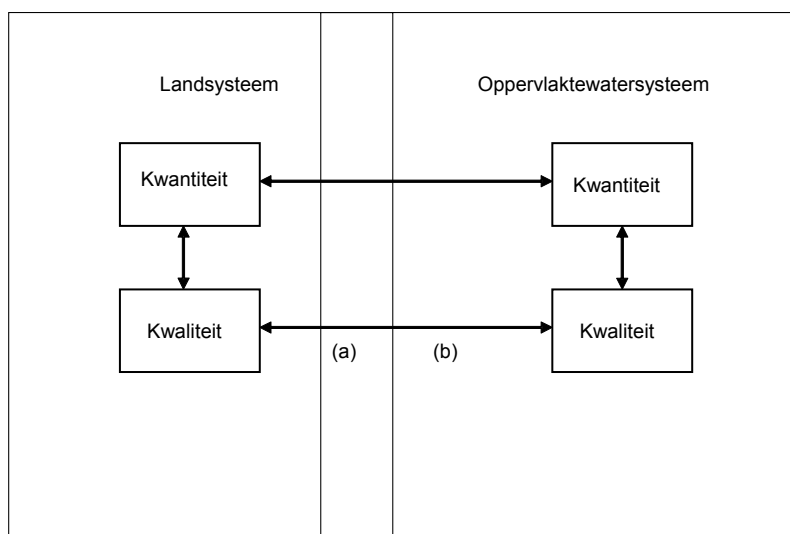
Figuur 1.1 Schematische weergave projectopzet

1.2 Opzet modelsysteem

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

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

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



Figuur 1.2 Modulaire opzet modelsysteem

Eisen modellen

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

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

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

1.3 Leeswijzer

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

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

In hoofdstuk 3 wordt het modelsysteem Fase 1 beschreven. Dit hoofdstuk begint met een 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 waterkwantiteitsmodule van het Fase 1 modelsysteem worden getoetst (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 beschreven.

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

2 Stroomgebied De Krimpenerwaard

In dit hoofdstuk wordt een beknopte gebiedsbeschrijving gegeven die is gebaseerd op de systeemverkenning (Arts et al, 2005). Voorts wordt een beschrijving gegeven van de metingen die zijn gebruikt voor Fase 1 van het project 'Monitoring Stroomgebieden'.

2.1 Beschrijving van het gebied

De Krimpenerwaard is een veengebied, waar de nutriëntenproblematiek een belangrijke factor is voor de kwaliteit van het oppervlaktewater.

Het overgrote deel van de bodem in de Krimpenerwaard bestaat uit een veenpakket of een veenpakket met een kleidek. Het veenpakket heeft een dikte variërend van 3 tot 7 meter en plaatselijk 10 meter. Voor de ontginning van de Krimpenerwaard lag het gebied boven NAP. Door ontwatering van het veenpakket is het maaiveld steeds lager komen te liggen, 1 à 2 meter beneden de zeespiegel met een helling van ongeveer 1 meter per 10 kilometer van zuidoost naar noordwest.

De aanwezige bodemtypen zijn voor akkerbouw minder of zelfs ongeschikt. Sinds de ontginning van het gebied worden de klei- en veengronden als grasland gebruikt. Melkveehouderijen nemen in de agrarische sector dan ook een eerste plaats in. Langs de Hollandse IJssel en de Lek komt sporadisch akkerbouw en fruitteelt voor. De stedelijke gebieden liggen langs de grote rivieren. Stolwijk en Berkenwoude zijn kernen die midden in het gebied liggen.

Verschillende gebieden zijn aangekocht door het Zuid-Hollands Landschap (Figuur 2.1). Een deel van de gebieden is afgeplagd om voor de natuurwaarden betere omstandigheden te scheppen. De Krimpenerwaard valt binnen het beheersgebied van het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard (HHSK). HHSK is 1 januari 2005 tot stand gekomen na een fusie tussen het Hoogheemraadschap van Schieland en het Hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard en een deel van het zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden. Het is een 'all-in waterschap' dat

zorgt voor waterkwantiteit en waterkwaliteit. Verschillende waterpeilen worden



Figuur 2.1 Zuid-Hollands Landschap



Figuur 2.2 Uitzicht op de Krimpenerwaard vanaf het nieuwe gemaal 'Krimpenerwaard'.

gehanteerd in een aantal peilgebieden. Het te hanteren waterpeil wordt bereikt door het samenspel van inlaten, stuwen en gemalen. Het overtollige water wordt direct vanuit de polder naar de rivier gepompt via gemalen. Wateraanvoer vindt plaats vanuit de Hollandse IJssel en de Lek. De wateraanvoer vanuit de Hollandse IJssel zal worden vervangen door wateraanvoer vanuit de Lek. Mede daarvoor is eind 2004 het gemaal Hoekse Sluis vervangen door het nieuwe gemaal Krimpenerwaard (figuur 2.2).

Waterbalansen

Een goed inzicht in het waterbeheer en de daarmee samenhangende waterkwantiteit is essentieel voor het monitoren van de waterkwaliteit. Vandaar dat veel aandacht is besteed aan het systematisch op orde brengen van meetgegevens.

In de systeemverkenning (Arts et al, 2005) is een waterbalans opgesteld voor de Krimpenerwaard gemiddeld over de periode 1991-1995. Dankzij het beschikbaar komen van gedetailleerdere gegevens zijn jaarlijkse waterbalansen opgesteld voor de periode 1991-2000 (bijlage 1). De jaarlijkse ingelaten en uitgemalen debieten zijn gebruikt voor toetsing van modelberekeningen (paragraaf 3.4).

De gemiddelde waterbalans van de Krimpenerwaard over de 2 periodes (tabel 2.1) vertoont grote overeenkomst. De neerslag in de 2^e helft van de jaren 90 was hoger, met name de jaren 1998-2000 kende een gemiddelde neerslag van 1050 mm jr⁻¹. De uitgemalen hoeveelheid is vrijwel niet veranderd en kennelijk nauwelijks beïnvloed door de natte periode met neerslag. Kwel en wegzijging zijn gelijk omdat er geen nieuwe gegevens beschikbaar zijn gekomen. De hoeveelheid inlaatwater is afgenomen, evenals de verdamping.

Tabel 2.1 Waterbalans (mm/jaar) voor de Krimpenerwaard gebaseerd op meetgegevens over de periode 1991-1995 en 1991-2000

IN	Krimpenerwaard		UIT	Krimpenerwaard	
	1991-1995	1991-2000		1991-1995	1991-2000
Neerslag	842	875	Verdamping	552	542
Inlaat	122	111	Uitgemalen	470	469
Kwel	58	58	Wegzijging	31	31
AWZI's		7			
Berging	31		Berging		9
Totaal	1053	1051		1053	1051

De jaarlijkse waterbalans (mm/jaar) voor de periode 1991-2000 is gegeven in tabel 2.2 en figuur 2.3. In bijlage 1 is uitgewerkt hoe de balans tot stand is gekomen. Hierna volgt een toelichting op de onderscheiden waterbalanstermen met aandacht voor resterende onzekerheden.

De neerslaggegevens zijn afkomstig van het KNMI. Bekend is echter dat een nauwkeurig meten van de neerslag lastig is en diverse deskundigen raden een correctie aan voor windeffecten. Massop et al (2005) bevelen een correctie aan van 4% voor alle stations. Deze is bij het opstellen van de huidige balans niet doorgevoerd omdat vooralsnog een trendbreuk is vermeden en omdat de onzekerheden in andere

balansposten (zoals inlaat en uitgemalen) dan ook gekwantificeerd moeten kunnen worden.

Metingen van inlaatwater berusten voornamelijk op geregistreeerde maaluren van inlaatgemalen. Calibratie van deze gemalen is lastig en geen jaarlijks terugkerend ritueel.

De gehanteerde kwel- en wegzijgingswaarden zijn afkomstig van waterbalans-studies van het hoogheemraadschap. De onzekerheid in de jaarlijkse variatie is groot, evenals de onzekerheid in de ruimtelijke variatie. In het noorden komt wegzijging voor (richting de diepe polder Zuidplas) en in het zuiden kwel langs de Lek.

De bijdrage van de AWZI's (als externe aanvoerpost) is lastig in te schatten doordat niet exact is aan te geven welk deel van het geloosde AWZI-water bestaat uit water van huishoudens dat via drinkwater als externe aanvoerpost dient te worden aangemerkt. Een variatie van 50% is mogelijk, gezien de relatieve bijdrage van deze post is dit van minder gewicht.

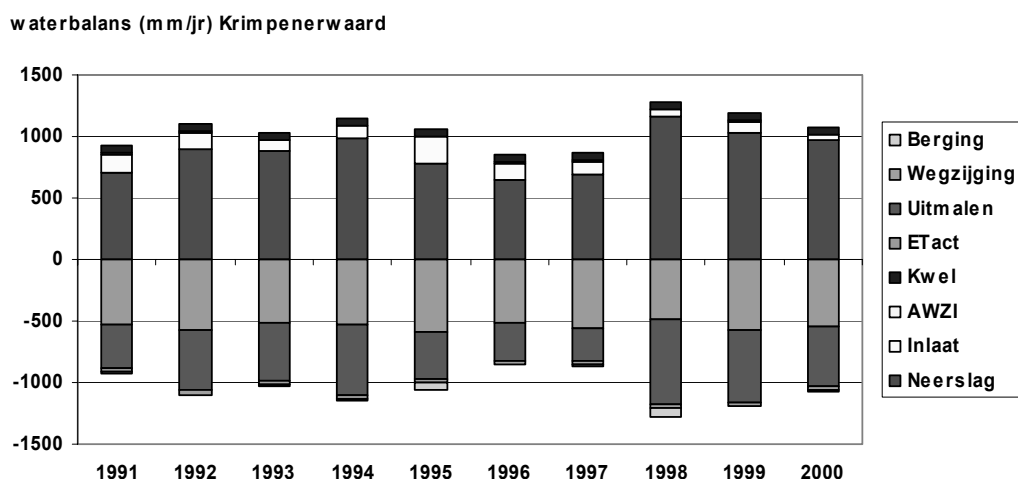
De verdamping lijkt met een waarde van 542 mm/jaar redelijk ingeschat. Een afwijking groter dan 5% is niet waarschijnlijk, gezien de overeenkomst met metingen in Cabauw en de vergelijking met de referentie-verdamping (zie bijlage 1);

De uitgemalen hoeveelheid is gemiddeld 469 mm/jaar. De variatie is groot met een minimum en maximum van respectievelijk 280 en 720 mm/jaar. Evenals bij de inlaten geldt dat metingen berusten op geregistreeerde maaluren. Calibratie van deze gemalen blijkt lastig en geen jaarlijks terugkerend ritueel. Het lijkt er nu op dat de uitgemalen hoeveelheden zijn overschat doordat in de praktijk de maalcapaciteit van de gemalen is teruggelopen.

De balansterm berging is het bergingsverschil tussen de watervoorraad aan het begin en aan het eind van elk jaar. Over 10 jaar gemiddeld lijkt er een redelijk evenwicht (-18 mm/jaar) met de grootste variatie in de natste en droge jaren, respectievelijk 1998 en 1995.

Tabel 2.2 Waterbalans (mm/jaar) voor de Krimpenerwaard voor de periode 1991-2000.

Jaar	Neerslag	Inlaat	AWZI	Kwel	ETact	Uitmalen	Wegzijging	Berging
1991	700	157	6	58	-534	-354	-31	-2
1992	904	131	6	58	-575	-491	-31	-2
1993	878	88	8	58	-513	-469	-31	-19
1994	987	98	8	58	-536	-570	-31	-14
1995	772	222	7	58	-586	-382	-31	-60
1996	649	135	6	58	-519	-303	-31	5
1997	690	107	6	58	-557	-269	-31	-3
1998	1162	56	7	58	-489	-693	-31	-70
1999	1036	86	7	58	-578	-579	-31	2
2000	977	33	8	58	-537	-495	-31	-12
1991-2000	875	111	7	58	-542	-461	-31	-18



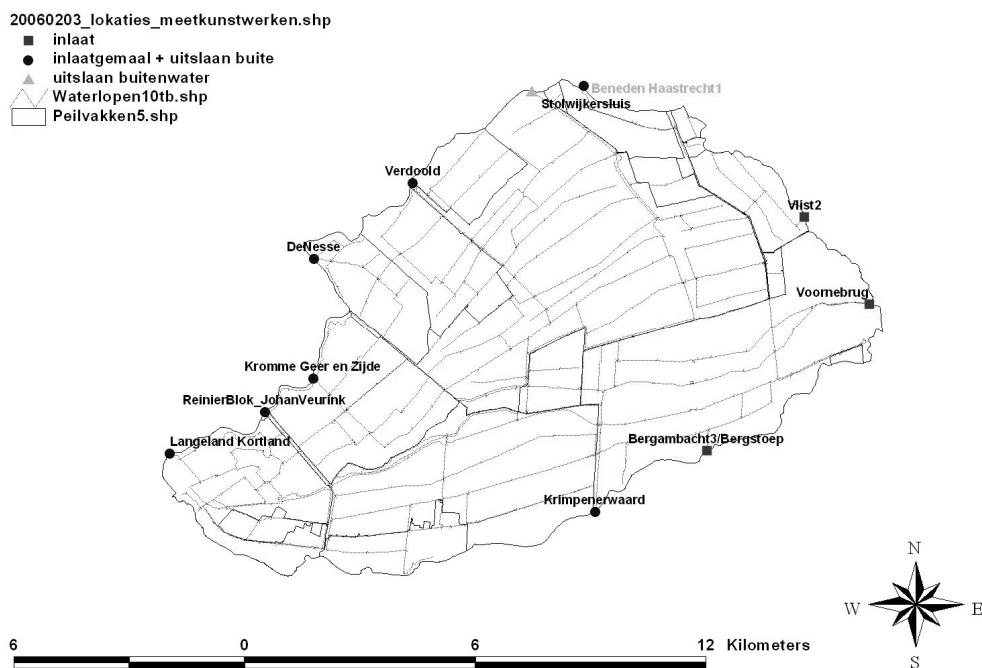
Figuur. 2.3 Waterbalans (mm/jaar) voor de Krimpenerwaard, periode 1991-2000

2.2 Toetsgegevens voor het Fase 1 modelsysteem

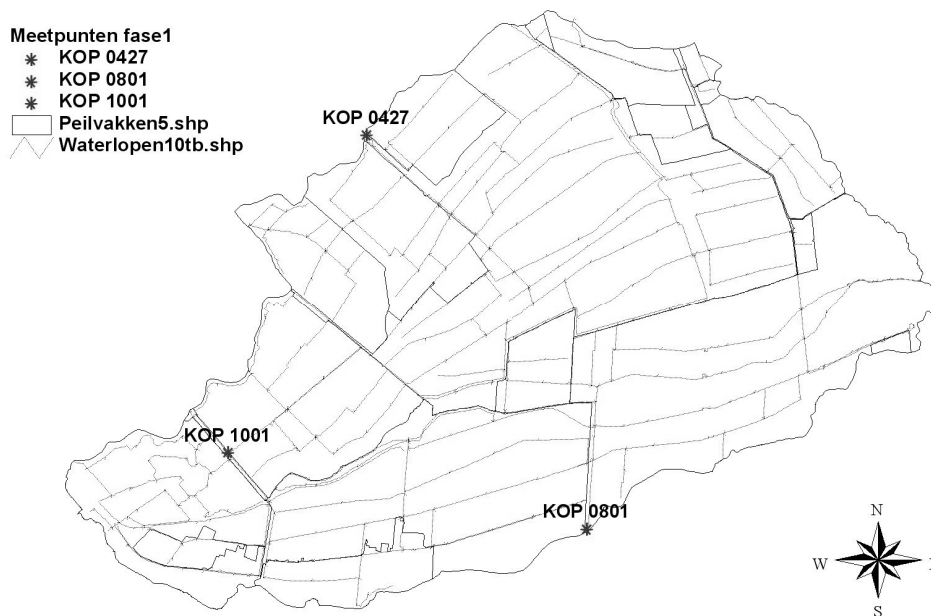
Om het fase1 modelsysteem te toetsen zijn meetgegevens van waterkwantiteit en waterkwaliteit noodzakelijk.

De waterkwantiteitsberekeningen zijn getoetst aan de cumulatieve jaarlijkse debieten van ingelaten rivierwater en uitgemalen polderwater (tabel 2.2). De gemeten debieten zijn afkomstig van een aantal 11-tal gemalen (figuur 2.4) en gebaseerd op maaluren en maalcapaciteit van de gemalen.

De waterkwaliteitsberekeningen zijn getoetst aan de gemiddelde concentraties in het uitgemalen polderwater. Dit gemiddelde is bepaald door het gemiddelde te nemen van de maandelijkse metingen van 3 basismeetpunten uit het waterkwaliteitsmeetnet (figuur 2.5). Van deze basismeetpunten zijn langjarige (vanaf 1980) meetreeksen beschikbaar. Deze basismeetpunten geven een redelijk beeld van de concentraties van het uitgemalen water omdat het bemonsteringen zijn van oppervlaktewater dat naar drie gemalen voert die gezamenlijk circa 80% van het overtollige polderwater uitmalen.



Figuur 2.4 Lokaties van de belangrijkste gemalen waar rivierwater wordt ingelaten en polderwater wordt uitgeslagen op het buitenwater.



Figuur 2.5 Meetnetpunten uit het basismmeetnet van de Krimpenerwaard waarlangs het meeste water wordt afgevoerd en waarvan langjarige maandelijkse waterkwaliteitsgegevens beschikbaar zijn.

3 Fase 1 modelsysteem

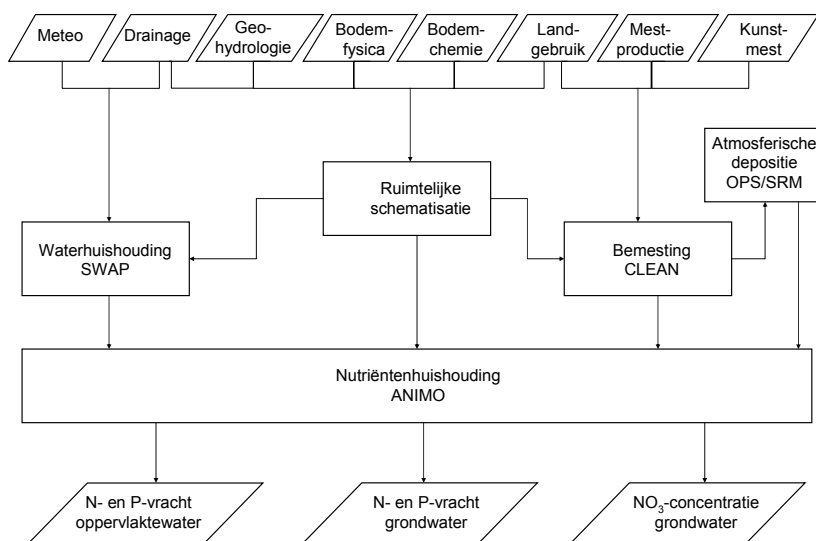
3.1 Inleiding

Bij het Fase 1 modelsysteem wordt gebruik gemaakt van de berekende waterafvoer en de stikstof- en fosforvruchten met behulp van het bestaande modelinstrumentarium STONE. In paragraaf 3.2 wordt dit modelinstrumentarium kort toegelicht. Een korte beschrijving van de gebiedsselectie is weergegeven in paragraaf 3.3. De resultaten van het Fase 1 modelsysteem voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard 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 vanuit de modellen en gegevens uit de Watersysteemverkenningen (Boers et al., 1997). Het modelinstrumentarium bestaat uit een aantal componenten (figuur 3.1), te weten een mestverdelingsmodule (CLEAN), een stikstof-depositiemodule (OPS/SRM), een nutriëntenuitspoelingsmodule (ANIMO), hydrologische berekeningen op nationale schaal (SWAP) en de ruimtelijke schematisatie van Nederland.

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

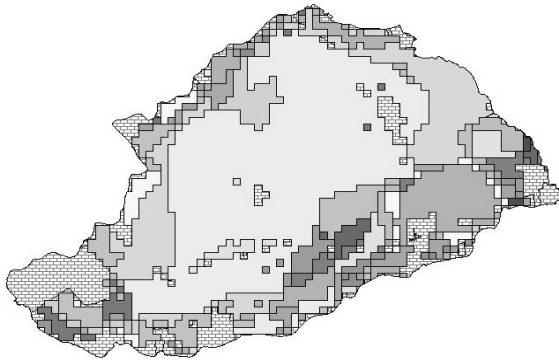


Figuur 3.1 Schematische weergave van het modelinstrumentarium STONE met de belangrijkste invoer- en uitvoerbestanden

3.3 Gebiedsselectie Krimpenerwaard

Voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard is een selectie van de STONE plots (plot=rekeneenheid) gemaakt. Daarbij is uitgegaan van een gebiedsgrootte van 13808 ha. Een selectie van de STONE-plots die binnen het gebied vallen resulteerde in 67 plots (figuur 3.2). Het totale areaal van de STONE-plots is 11942 ha en verschilt met de originele gebiedsgrootte doordat binnen de STONE-schematisering de landgebruiksvormen stedelijk en open water niet zijn meegenomen. Hierdoor is het totale areaal van de STONE-schematisering bijna 2000 ha lager dan het totale werkelijke areaal van het studiegebied Krimpenerwaard. De geselecteerde plots variëren in omvang van 0.1 ha tot 5275 ha, met een mediaanwaarde van 19 ha.

Voor de geselecteerde STONE plots zijn de areaalgewogen water-, stikstof- en fosforvrachten van het bemestingsscenario 'historische bemesting t/m 2000' van de studie Evaluatie Mestwetgeving 2004 bepaald (RIVM, 2004; Schoumans et al., 2004). Het totaal van de 302 geselecteerde STONE plots, met de aangepaste arealen voor die plots welke niet geheel binnen de gebiedsbegrenzing vallen en toegepast voor het bemestingsscenario 'historische bemesting t/m 2000' van Evaluatie Mestwetgeving 2004 wordt 'het fase 1 modelsysteem' genoemd.



Figuur 3.2 Stone-plots binnen de Krimpenerwaard

3.4 Resultaten waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem

3.4.1 Toetsing

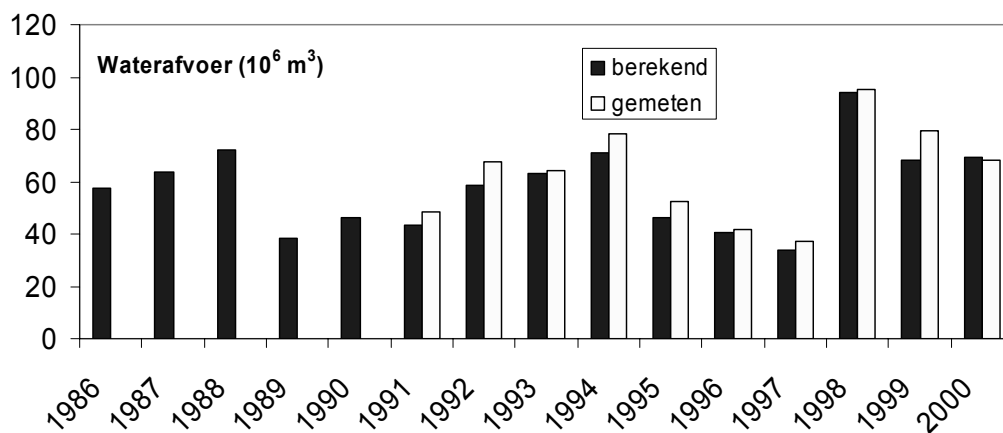
De selectie van rekenresultaten van het Fase 1 modelsysteem voor de Krimpenerwaard resulteert in jaarbalansen welke voor de periode 1991 – 2000 zijn getoetst aan beschikbare metingen (paragraaf 2.2). Deze paragraaf laat slechts resultaten zien van het landsysteem, aangezien met het Fase 1 modelsysteem alleen berekeningen kunnen worden uitgevoerd voor het landsysteem. De rekenresultaten worden vergeleken met metingen van het oppervlaktewatersysteem.

De jaarlijkse berekende waterafvoer is in dit modelsysteem gelijk aan de waterafvoer (drainage) vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewatersysteem. De aldus berekende waterafvoer vanuit het gebied komt overeen met de gemeten waterafvoer (figuur 3.3), zowel voor droge jaren als natte jaren zoals 1998. De gesimuleerde waterafvoer over de periode 1991-2000 bedraagt gemiddeld $59 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ jr}^{-1}$ en volgens de metingen $63 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ jr}^{-1}$. De gesimuleerde waterafvoer is 7% lager dan de gemeten waterafvoer. De dynamiek wordt gesimuleerd wat blijkt uit de geringe afwijkingen bij extreme jaren, zoals het droge jaar 1996 en het extreem natte jaar 1998.

Het verschil van 7% tussen gemeten en berekende afvoer kan deels worden verklaard uit het ontbreken van het oppervlaktewatersysteem. Hierdoor is de bijdrage van de AWZI's buiten beschouwing gebleven (10^6 m^3). Bovendien is het vanggebied kleiner en valt er geen neerslag op het open water. Bij 15 % open water bedraagt deze hoeveelheid extra neerslagwater ca $18 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Circa de helft hiervan, $9 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, zou tot afvoer zijn gekomen. Indien met deze facetten rekening wordt gehouden kan het betekenen dat de afvoeren te hoog worden berekend.

De jaarlijkse berekende wateraanvoer is in dit modelsysteem gelijk aan de infiltratie vanuit het oppervlaktewater naar de bodem. Deze berekende wateraanvoer komt niet goed overeen met de gemeten aanvoer (figuur 3.4). De gesimuleerde wateraanvoer

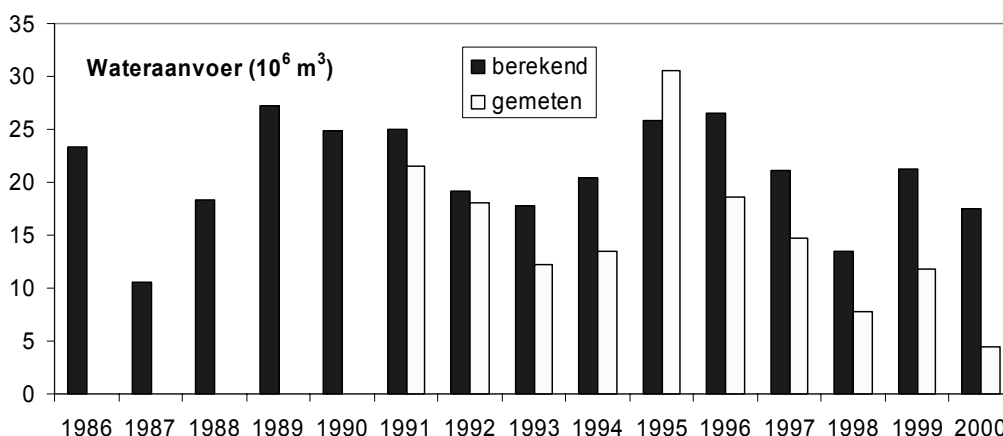
over de periode 1991-2000 bedraagt gemiddeld $21 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ jr}^{-1}$ en volgens de metingen $15 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ jr}^{-1}$, ofwel de simulatie overschat de metingen met gemiddeld 36 %.



Figuur 3.3 Gemeten en berekende waterafvoer (10^6 m^3)

In vrijwel alle jaren zijn de gesimuleerde waarden te hoog, behalve in 1995, een opvallend jaar dat als enige afwijkt met te lage waarden. Het is een relatief droog jaar geweest, net als 1996. Een vergelijking tussen de jaren 1995 en 1996 laat zien dat het jaar 1996 droger was en minder afvoerde. De gemeten wateraanvoer was in 1995 echter erg hoog ($30 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) en bijna twee keer zo hoog als die in 1996. Dit verschil valt niet te verklaren uit de randvoorwaarden (met name neerslag/verdamping) zoals die nu aan het systeem zijn opgelegd. In de volgende fase dient dit nader geanalyseerd te worden.

De hoge gesimuleerde wateraanvoer is grotendeels ontstaan doordat er geen afstemming is tussen de watervraag voor verdamping en de infiltratie vanuit het oppervlaktewater naar de bodem. Voor een betere afstemming is het nodig om het oppervlaktewater in de berekeningen mee te nemen.



Figuur 3.4 Gemeten en berekende wateraanvoer (10^6 m^3)

3.4.2 Waterbalans

De gesimuleerde waterbalansen voor de periode 1986-2000 zijn in detail gegeven in bijlage 3. Deze paragraaf richt zich op de gemiddelde gesimuleerde waterbalans voor de periode 1991-2000 (tabel 3.1).

De neerslag is met $103 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ jr}^{-1}$ de grootste term van de waterbalans. Deze neerslag is 14% lager dan de gemiddelde neerslag van $120 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ jr}^{-1}$ die in de eenvoudige waterbalansmethode is gehanteerd (par. 2.1 en bijlage 1). Dit is voornamelijk veroorzaakt doordat het open water buiten beschouwing is gebleven. Indien hiervoor wordt gecorrigeerd resteert nog een gering verschil van circa 1 %, wat is veroorzaakt doordat de waarden van de (STONE) neerslag afkomstig zijn van andere neerslagstations die in het algemeen verder van het gebied liggen.

De infiltratie vanuit het oppervlaktewater naar de bodem bedraagt gemiddeld $21 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ jr}^{-1}$, ofwel 16% van de totale aanvoer. Deze infiltratie moet voor het grootste deel via wateraanvoer worden gerealiseerd.

De grootste uitgaande termen zijn verdamping en waterafvoer. De berekende waterafvoer (drainage+runoff) is gemiddeld $59 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ jr}^{-1}$ ofwel 46% van de totale afvoer. De verdamping is gemiddeld $63 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ jr}^{-1}$ ofwel 50% van de totale afvoer. De gesimuleerde verdamping vanuit het landsysteem bedraagt gemiddeld 524 mm jr^{-1} , wat 17 mm jr^{-1} lager is de 'gemeten' verdamping van 542 mm jr^{-1} (bijlage 1, tabel B1.7). Indien de verdamping van open water wordt meegenomen zal de gemiddelde verdamping stijgen doordat open water meer verdampt dan land; de gemeten waarden zullen hierdoor worden benaderd. De relatieve bijdrage van de verdamping als onderdeel van de waterbalans zal daardoor stijgen.

Kwel en wegzijging zijn kleine balansposten. Dit lijkt er op te wijzen dat de onderrand van dit gebied weinig relevant is. Voordat een dergelijke conclusie kan worden getrokken moet echter ook de ruimtelijke verdeling worden geanalyseerd. Uit de systeemverkenning (Arts et al, 2004) is al gebleken dat in het zuidoosten van het gebied kwel voorkomt tot in de polder Bergambacht met waarden van circa 100 mm jr^{-1} . Voorts komt wegzijging voor in het noordwesten door de aanzuigende werking van de nabijgelegen diepe polder Zuidplas. Een nadere analyse naar de ruimtelijke verdeling van kwel en wegzijging moet deze balansposten onderbouwen.

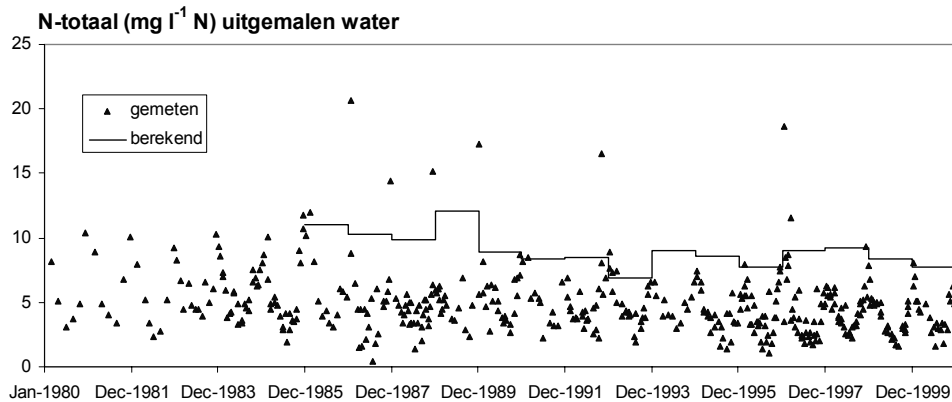
Tabel 3.1 Gesimuleerde waterbalans voor het landsysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1991-2000

Balansperiode 1991-2000			Oppervlakte balansgebied 11942 ha		
IN	10^6 m^3	mm	UIT	10^6 m^3	mm
Neerslag	103	866	Verdamping	63	524
Aanvoer	21	174	Afvoer	59	493
Kwel	3	24	Wegzijging	6	48
Totaal	127	1064	Totaal	128	1065
Bergingsverandering				-1	-1

3.5 Resultaten waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem

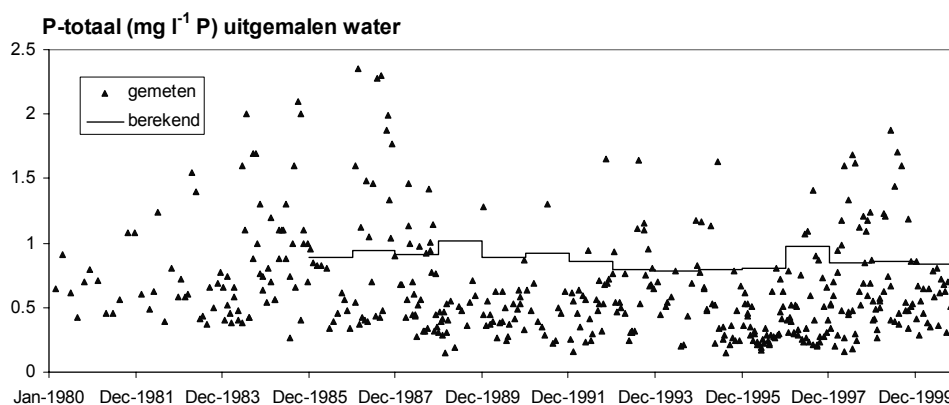
3.5.1 Toetsing

De berekende concentraties totaal-stikstof in het uitgespoelde water (figuur 3.5) bedragen gemiddeld $9.0 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$. Voor dezelfde periode (1986-2000) zijn de gemeten concentraties in het oppervlaktewater gemiddeld $4.7 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$. De gemeten concentraties zijn bepaald door het gemiddelde te berekenen van de metingen van de belangrijkste uitlaten (KOP0427, KOP0801, KOP1001). De gemeten stikstofconcentraties in het oppervlaktewater bedragen 50% van de berekende stikstofconcentraties in het uitspoelende bodemwater. Dit verschil ontstaat doordat in de fase 1 modelberekeningen het oppervlaktewatersysteem niet is beschreven en er dus geen processen in het oppervlaktewater plaatsvinden die voor een verdergaande retentie kunnen zorgen. Indien we het verschil tussen gemeten en berekend toeschrijven aan retentie, dan is een waarde van 50% als plausibel te beschouwen.



Figuur 3.5 Gemeten en berekende concentraties totaal-N ($\text{mg l}^{-1} \text{ N}$)

De berekende concentraties totaal-P in het uitgespoelde water (figuur 3.6) zijn gemiddeld $0.88 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$. Voor dezelfde periode (1986-2000) zijn de gemeten concentraties gemiddeld $0.61 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$. De gemeten concentraties zijn bepaald door het gemiddelde te berekenen van de metingen van de belangrijkste uitlaten (KOP0427, KOP0801, KOP1001). De gemeten fosforconcentraties in het oppervlaktewater bedragen 70% van de berekende fosforconcentraties in het uitspoelende bodemwater. Omdat retentie in het oppervlaktewatersysteem niet is meegenomen zijn deze resultaten plausibel te noemen.



Figuur 3.6 Gemeten en berekende concentraties totaal-P ($\text{mg l}^{-1} \text{P}$)

3.5.2 Nutriëntenbalans

In de systeemverkenning (Arts et al, 2005) is geconcludeerd dat een sluitende stoffenbalans met de beschikbare gegevens niet is op te stellen. Met het Fase 1 modelsysteem zijn N- en P-balansen opgesteld welk in deze paragraaf worden gepresenteerd. Het zijn balansen voor de periode 1986-2000, opgesteld voor het landsysteem van de polder.

3.5.2.1 Stikstof

De gesimuleerde stikstofbalans (tabel 3.2 en bijlage 4) laat zien dat de grootste aanvoer naar het landoppervlak plaatsvindt via bemesting. Gemiddeld bedroeg deze ruim $450 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$, met een dalende trend (bijlage 4), die het sterkst is vanaf 1998. Het gemiddelde aandeel van de bemesting bedraagt 94 % van de N-aanvoer naar het landsysteem. Dit is meer dan in de systeemverkenning (Arts et al, 2004) is aangegeven voor de polder Bergambacht, waar de bijdrage van de N-bemesting is vastgesteld op 65-70% van de totale N-aanvoer. De polder Bergambacht is echter niet representatief voor de Krimpenerwaard doordat er relatief veel kwel voorkomt, wateraan- en afvoer afwijken en er relatief veel stedelijk gebied voorkomt.

De afvoer van stikstof vanuit het landsysteem (de bodem) vindt vooral plaats via denitrificatie en gewasopname. Vervluchtiging is niet apart meegenomen omdat dit in de bemesting is verdisconteerd. Het gewas voert gemiddeld $284.7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ af, ofwel 59% van de totale aanvoer.

De afvoer naar het oppervlaktewater is de som van afspoeling en uitspoeling, deze is gemiddeld $43.6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ ofwel 9% van de totale aanvoer en bijna 10% van de bemesting.

De berekende infiltratie vanuit het oppervlaktewater naar de bodem bedraagt met $2.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ slechts 0.4% van de totale aanvoer. Dit is waarschijnlijk lager dan de werkelijkheid, mogelijk omdat bij de berekeningen in het fase 1 modelsysteem is gerekend met lage concentraties van het infiltrerende water. Een nadere analyse zal moeten uitwijzen of dit werkelijk zo is.

De bijdrage van de mineralisatie (oxidatie van veen) aan de N-balans is buiten beschouwing gebleven omdat deze bijdrage als een interne bron/put wordt beschouwd en daarom niet in de balans voor het hele landsysteem is opgenomen.

Tabel 3.2 Gesimuleerde stikstofbalans voor het landsysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van Fase 1

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 11942 ha		
IN	10 ³ kg	kg ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg ha ⁻¹
Atmosf.depositie	341	28.6	Afspoeling	26	2.2
Bemesting	5394	451.7	Vervluchting	0	0
Infiltratie	25	2.1	Denitrificatie	1743	146.0
Kwel	19	1.6	Gewasafvoer	3399	284.7
			Uitspoeling	494	41.4
			Wegzijging	33	2.7
Totaal	5779	484.0	Totaal	5695	477.0
Bergingsverandering				84	7.0

3.5.2.2 Fosfor

De gesimuleerde fosforbalans (tabel 3.3 en bijlage 5) is analoog aan de stikstofbalans en heeft eveneens bemesting als grootste aanvoerterm. Het gewas voert met gemiddeld 40 kg ha⁻¹ P de meeste fosfor af, ofwel 90 % van de totale afvoer en 71% van de totale aanvoer. De afvoer naar het oppervlaktewater is de som van afspoeling en uitspoeling, bedraagt gemiddeld 4.2 kg ha⁻¹ P, ofwel 7% van de totale aanvoer en van de bemesting.

De bijdrage van P via kwel en wegzijging is met respectievelijk 0.4 en 0.2 kg ha⁻¹ P gering voor de Krimpenerwaard als geheel. Lokaal zullen grotere bijdragen voorkomen, met name in het zuiden langs de Lek waar kwel voorkomt en in het noorden waar wegzijging overheerst.

Tabel 3.3 Gesimuleerde fosforbalans voor het landsysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van Fase 1

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 11942 ha		
IN	10 ³ kg	kg ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg ha ⁻¹
Atmosf.depositie	0	0	Afspoeling	1.6	0.1
Bemesting	670.9	56.2	Gewasafvoer	473.6	40.3
Infiltratie	0.7	0.1	Uitspoeling	48.5	4.1
Kwel	5.3	0.4	Wegzijging	2.6	0.2
Totaal	676.9	56.7	Totaal	526.3	44.7
Bergingsverandering				150.6	12.0

4 Discussie

Met het Fase 1 modelsysteem zijn de water-, stikstof- en fosforbalansen uit de systeemverkenning Krimpenerwaard (Arts et al, 2005) sluitend opgesteld.

Om inzicht te krijgen in de betrouwbaarheid van de rekenresultaten van het Fase 1 modelsysteem zijn de balanstermen vergeleken met meetwaarden. In dit hoofdstuk wordt een discussie gevoerd over resultaten van de waterkwantiteits- en waterkwaliteitsmodules voor het landsysteem. Het oppervlaktewatersysteem is in het Fase 1 modelsysteem buiten beschouwing gebleven.

4.1 Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem

De hoeveelheid water die wordt afgevoerd vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewatersysteem wordt sterk bepaald door de opgelegde randvoorwaarden aan het modelsysteem. Dit betreft dan vooral de kwel/wegzijging, neerslag/verdamping en de wateraan- en afvoer. Ondanks het feit dat de berekende afvoer overeenkomt met de gemeten afvoer (afwijking 7%) zijn er factoren waar niet of onvoldoende rekening mee is gehouden.

Het grote areaal open water (ca 15%) is wel verdisconteerd in de gemeten waterbalans en afvoeren, maar is niet meegenomen in dit Fase 1 modelsysteem; Meenemen van het open water leidt tot verschuivingen in alle balansposten: neerslag en verdamping zullen toenemen, aan- en afvoer zullen toe- of afnemen, afhankelijk van de watervraag in het landsysteem.

De gemeten wateraanvoer was in 1995 erg hoog ($30 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) en bijna twee keer zo hoog als die in 1996. Dit verschil valt niet te verklaren uit de randvoorwaarden (met name neerslag/verdamping) zoals die nu aan het systeem zijn opgelegd. In de volgende fase dient dit nader geanalyseerd te worden.

De ruimtelijke verdeling van de kwel/wegzijging is onvoldoende bekend. Gebiedsgemiddeld zijn dit kleine posten op de totale waterbalans. In bepaalde gebieden echter zal het voorkomen van kwel/wegzijging de waterbalans behoorlijk beïnvloeden; dit geldt met name langs de Lek, in het peilgebied Bergambacht en in het noorden bij de diepgelegen Zuidplaspolder.

Door de verschillen in arealen is een goede vergelijking tussen gemeten en berekende aan- en afvoeren riskant. Bij de simulaties is een totaal areaal vanggebied gehanteerd dat 13% kleiner is dan het areaal dat bij de gemeten balansen is gebruikt. Correctie voor arealen is niet mogelijk omdat het Fase 1 modelsysteem geen open water en stedelijk gebied onderscheidt.

4.2 Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem

Uit de stikstofbalans blijkt dat in het Fase 1 modelsysteem de totale stikstofverliezen naar het oppervlaktewater 9% van de totale aanvoer (tabel 3.2).

De fosforafvoer naar het oppervlaktewater bedraagt gemiddeld 7% van de totale aanvoer (tabel 3.3).

De fosforverliezen zijn kleiner dan de stikstofverliezen doordat fosfaat sterker aan de bodem bindt dan stikstof. Dit is in de fosforbalans terug te vinden in de vorm van een positieve bergingsterm. In de periode 1986 t/m 2000 wordt volgens het Fase 1 modelsysteem gemiddeld circa $12 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ P aan de bodem gebonden (tabel 3.3). Dit komt overeen met circa 26 % van de totale aanvoer van fosfor. In STONE wordt over dezelfde periode voor geheel Nederland een ophoping van ca. $20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ P berekend. Dit komt overeen met ca. 40 % van de totale fosforaanvoer. De door het Fase 1 modelsysteem berekende fosfaatophoping in het studiegebied is daarmee 14 % lager dan de landelijk trend.

De bijdrage van P via kwel en wegzijging is met respectievelijk 0.4 en 0.2 kg ha^{-1} P gering voor de Krimpenerwaard als geheel. Lokaal zullen grotere bijdragen voorkomen, met name in het zuiden langs de Lek waar kwel voorkomt en in het noorden waar wegzijging overheerst.

Het Fase 1 modelsysteem berekent een positieve stikstofberging, oftewel ophoping van organische stikstof, in het stroomgebied van de Krimpenerwaard. Gemiddeld over de periode 1986 t/m 2000 vindt er een (positieve) stikstofvoorraadverandering van $7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N, ofwel 1% van de totale aanvoer. In STONE wordt over dezelfde periode voor geheel Nederland een negatieve stikstofvoorraad van circa $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N berekend. Dit komt overeen met ca. 20 % van de totale stikstofaanvoer. De door het Fase 1 modelsysteem berekende voorraadverandering in het studiegebied wijkt dus af van de landelijk trend. Ondanks de licht dalende trend die er in de stikstofaanvoer (bemesting) voor de Krimpenerwaard is te zien, resulteert dit niet in een daling van voorraad organisch N. Mogelijk dat de nattere 2^e helft van de reeks 1986-2000 zorgt voor compensatie in de vorm van hogere grondwaterstanden die de mineralisatie remmen en daarmee het vrijkomen van stikstof.

De gemiddelde N-afvoer bedraagt $43.6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N (tabel 3.2), hetgeen veel hoger is dan de achtergronduitspoeling van $12 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N, die Hendriks (1995) vermeld voor laagveengronden. Het verschil van $31.6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N, ofwel 72% van de N-afvoer, is afkomstig van andere bronnen, waaronder de landbouw. De gemiddelde P-afvoer bedraagt $4.2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ P (tabel 3.2), hetgeen veel hoger is dan de achtergronduitspoeling van $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ P, die Hendriks (1995) vermeld voor laagveengronden. Het verschil van $3.2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ P, ofwel 76% van de P-afvoer, is afkomstig van andere bronnen, waaronder de landbouw. Nadere analyse zal moeten uitwijzen wat de bijdrage van de verschillende bronnen is.

De waterkwaliteitsberekeningen zijn getoetst aan de gemiddelde concentraties in het uitgemalen polderwater. Daarvoor zijn de gegevens van 3 basism Meetpunten uit het

waterkwaliteitsmeetnet gebruikt. Dit is slechts een deel van de 14 meetpunten waarvan langjarige meetreeksen beschikbaar zijn. Het Fase 1 modelsysteem is echter te grof om één op één vergelijkingen tussen gemeten en berekende waarden binnen het gebied mogelijk te maken

5 Conclusies

Met het Fase 1 modelsysteem zijn jaarlijkse waterbalansen uit de systeemverkenning Krimpenerwaard (Arts et al., 2005) voor een reeks van 10 jaren sluitend opgesteld.

De berekende waterafvoer uit het landsysteem is 7% lager dan de gemeten afvoer van polderwater via gemalen.

De berekende wateraanvoer naar het landsysteem is 36% hoger dan de gemeten aanvoer van rivierwater.

Door het ontbreken van het open watersysteem is de waarde van de berekende wateraan- en afvoer moeilijk in te schatten. De jaarbalansen voor de hele polder zien er plausibel uit, maar een verfijning in ruimte en tijd zal tot andere resultaten kunnen leiden

De ruimtelijke schematisatie van het Fase 1 modelsysteem kent een grove resolutie (basisgridcelgrootte van 250 * 250 meter met een mediane plotgrootte in de Krimpenerwaard van 19 ha.). Het Fase 1 modelsysteem is rechtsteeks afgeleid van het STONE-modelinstrumentarium welke is ontwikkeld voor het landelijke schaalniveau. Het gebruik op een nog lager schaalniveau dan het gehele stroomgebied (deelstroomgebieden) wordt niet verantwoord geacht.

De berekende stikstofconcentraties in het water uit het landsysteem zijn ca. 50 % hoger dan de waargenomen stikstofconcentraties bij poldergemalen die water afvoeren.

De berekende fosforconcentraties in het water uit het landsysteem zijn ca. 30 % hoger dan de waargenomen fosforconcentraties in het water bij de inlaatgemalen.

Jaargemiddelde concentraties kunnen worden berekend; de dynamiek binnen een jaar is afwezig.

De stikstofafvoer vanuit de bodem naar het oppervlaktewater bedraagt, over de periode 1986-2000, gemiddeld 43.6 kg ha⁻¹ N ofwel 9% van de totale aanvoer.

De fosforafvoer vanuit de bodem naar het oppervlaktewater bedraagt, over de periode 1986-2000, gemiddeld 4.2 kg ha⁻¹ P ofwel 7% van de totale aanvoer.

Over de periode 1986 t/m 2000 wordt door het Fase 1 modelsysteem een gemiddelde toename van de stikstofvoorraad van ca. 1 % ten opzichte van de totale stikstofaanvoer bepaald.

Over de periode 1986 t/m 2000 wordt door het Fase 1 modelsysteem een gemiddelde ophoping in de bodem van fosfaat van ca. 26 % ten opzichte van de totale fosforaanvoer bepaald.

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

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

Om deze redenen is het fase 1 modelsysteem ongeschikt om het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid op stroomgebiedsniveau te kwantificeren.

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

6 Aanbevelingen

Om de dynamiek van wateraanvoer, waterafvoer, stikstof- en fosforbelastingen binnen kalenderjaren te kunnen voorspellen dient de tijdstapgrootte van het modelsysteem te worden verkleind (verhogen van temporele resolutie).

Om een vergelijking met de metingen binnen het gebied mogelijk te maken dient de ruimtelijke resolutie te worden verhoogd.

De interactie tussen land- en watersysteem dient te worden ingebracht teneinde wateraan- en afvoer van/naar de polder beter af te stemmen op de watervraag vanuit het landsysteem.

Om de oppervlaktewaterstroming in het stroomgebied van de Krimpenerwaard te kunnen kwantificeren dient een oppervlaktewatermodule aan het modelsysteem te worden toegevoegd.

Om de processen in het oppervlaktewater (retentie) te kunnen modelleren is het noodzakelijk om een kwaliteitsmodule voor het oppervlaktewater in het modelsysteem op te nemen.

Literatuur

- Arts, G.H.P., M. Groenendijk & F.J.E. van der Bolt, 2005. *Systeemverkenning Krimpenerwaard*, Alterra-rapport 969. Alterra, 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.
- 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.
- Groenendijk, P., and J.G. Kroes, 1999. *Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water; ANIMO 3.5*. Report 144, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands
- Hendriks, R.F.A., 1995. *Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden*. DLO-Staring Centrum, ISSN 0927-449
- Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon en R. Pastoors, 2001. *Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0*. Reeks Milieuplanbureau 16 en Alterra-rapport 298. Alterra, Wageningen.
- Kroes, J.G. and J.C. van Dam (eds), 2003. *Reference Manual SWAP version 3.0.4*. Wageningen, Alterra, Green World Research.. Alterra-report 773. 211 pp, Wageningen, The Netherlands
- 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.
- Massop, H.Th.L., P.J.T. van Bakel, T. Kroon, J.G. Kroes, A. Tiktak & W. Werkman., 2005. *Op zoek naar de 'ware' neerslag en verdamping: Toetsing van de met het STONE 2.1-instrumentarium berekende verdamping aan literatuurgegevens en aan regionale waterbalansen, en de gevoeligheid van het neerslagoverschot op de uitspoeling van nutriënten*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1158. Reeks Milieu en Landelijk gebied 28. 108 blz.; 14 fig.; 30 tab.; 59 ref.
- 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.
- 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 vermessing van*

bodem en grondwater voor de 5^e Milieuverkenning met het model STONE. RIVM rapport nr. 408129020, Bilthoven.

RIVM, 2000. *Nationale Milieuverkenning 5. 2000 – 2030*. Samson BV, Alphen aan den Rijn.

RIVM, 2002. *Minas en Milieu. Balans en Verkenning*. RIVM rapportnr. 718201005, Bilthoven.

RIVM, 2004. *Mineralen beter geregeld. Evaluatie van de werking van de Meststoffenwet 1998 – 2003*. RIVM rapport nr. 500031001, Bilthoven.

Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen, H.F.M. ten Berge, H.G. van der Meer en F.K. van Evert, 2002. *Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0*. Clusterrapport 4: Deel 1. Alterra-rapport 552, ISSN 1566-7197. Alterra, Wageningen.

Schoumans, O.F., R. van den Berg, A.H.W. Beusen, G.J. van den Born, L. Renaud, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. *Quick Scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen*. Rapportage in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2004. Alterra-rapport 730.6. Alterra, Wageningen.

Sluijter, Rob & Jon Nellestijn, 2002. *KlimaatAtlas van Nederland; De Normaalperiode 1971-2000*. Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut (KNMI), De Bilt.

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 Eenvoudige waterbalans Krimpenerwaard gebaseerd op metingen

Voor de periode 1991-2000 is een eenvoudige jaarlijkse waterbalans opgesteld:

$$\Delta B = N + Az + I + K - U - W - ET$$

waarbij: ΔB is bergingsverandering, N is neerslag, Az is wateraanvoer door Afval water ZuiveringsInstallaties (AWZI's), I is ingelaten water, K is kwel, U is uitgemalen water, W is wegzijging naar diepe ondergrond, ET is evapotranspiratie (verdamping van bodem, water en gewas). De eenheid van de waterbalans is mm/jr of $10^6 \text{ m}^3/\text{jr}$.

De afzonderlijke waterbalanstermen zijn gebaseerd op metingen en worden hierna toegelicht.

Bergingsverandering

Dit is berekend als sluitpost van de waterbalans. Deze term geeft de jaarlijkse bergingsveranderingen in het grond- en oppervlaktewatersysteem weer. Zonder ingrepen in het systeem zal er over een langjarige periode gerekend sprake zijn van een evenwichtssituatie. Gemiddeld over de periode 1991-2000 zou deze term vrijwel op nul uit moeten komen.

Neerslag

Gegevens van 3 aan het gebied grenzende neerslagstations zijn gebruikt, waarbij Thiessen-polygonen zijn gebruikt om de invloedsgebieden vast te stellen. (tabel B1.1)

Tabel B1.1 Oppervlakte (%) van de invloedsgebieden behorende bij een bepaald meteo-station

Meteo-station	oppervlakte invloedsgebied (% van totaal)
434_GrootAmmers	36
443_Gouda	42
451_IJsselmonde	22
totaal Krimpenerwaard	100

Voor de Krimpenerwaard is vervolgens de neerslag bepaald (tabel B1.2) als het naar areaal van invloedsgebieden gewogen gemiddelde. De neerslag blijkt gemiddeld 875 mm te bedragen over de periode 1991-2000. Dit wijkt slechts in geringe mate af (2% natter) van de neerslag in De Bilt.

Tabel B1.2 Neerslagverdeling (mm/jaar) voor de 3 invloedsgebieden en de gehele Krimpenerwaard

jaar	434_GrootAmmers	443_Gouda	451_IJsselmonde	Krimpenerwaard
1991	650	681	817	700
1992	876	897	963	904
1993	857	852	961	878
1994	955	980	1054	987
1995	745	762	835	772
1996	605	638	741	649
1997	669	670	762	690
1998	1130	1131	1273	1162
1999	961	1073	1087	1036
2000	927	996	1023	977
Gemiddelde neerslag	837	868	952	875

AWZI's

In de Krimpenerwaard zijn 4 AWZI's gelegen welke rechtstreeks lozen op het open water binnen de polder. De gemeten debieten zijn gegeven in tabel B1.3.

Een deel van dit geloosde water is via de huishoudens als drinkwater het gebied ingekomen en dient als externe aanvoerpost te worden aangemerkt. Het aantal huishoudens bedraagt ca 30.000 (jaarverslag 2004). Als elk huishouden ca 100 l/d aan water afvoert, kan de totale lozing die van oorsprong buiten het gebied komt niet veel meer bedragen dan 10^6 m³ / jaar (=100x30.000x365 l/d). Dit betekent dat ca de helft van de geregistreerde lozingen in de waterbalans als externe bron dient te worden aangemerkt (laatste kolom tabel B1.3).

Tabel B1.3 De rechtstreekse lozing van AWZI's op het open water van de Krimpenerwaard

Jaar	AWZI lozing naar open water binnen Krimpenerwaard					Externe bron
	(m ³ /d)	(m ³ /d)	(m ³ /d)	(m ³ /d)	(m ³ /d)	(Mm ³ /jr)
	Ammerstol	Bergambacht	Berkenwoude	Stolwijk	Krimpenerwaard	Krimpenerwaard
1991	449	1834	1264	1264	4811	0.9
1992	637	1646	1271	1271	4825	0.9
1993	593	2036	1838	1838	6305	1.2
1994	624	2106	1694	1694	6118	1.1
1995	522	1873	1393	1393	5181	0.9
1996	508	1471	1420	1420	4819	0.9
1997	484	1574	1234	1234	4526	0.8
1998	603	1807	1520	1520	5450	1.0
1999	610	1913	1389	1389	5301	1.0
2000	667	2192	1413	1413	5685	1.0
Gemiddeld	570	1845	1444	1444	5302	1.0

Inlaat

Tijdens zomermaanden wordt water ingelaten vanuit de Lek, de Hollandsche IJssel en de Vlist via een 12-tal inlaat-punten. Voor de periode 1991-1995 is gebruik gemaakt van jaarcijfers uit jaarverslagen. Voor de periode 1996-2000 is gebruikt gemaakt van geregistreerde maandelijkse debieten van 12 inlaatpunten (E. Wegman, persoonlijke mededeling). Het zijn inschattingen op basis van peilverschillen en geregistreerde maaluren.

Kwel en wegzijging

De kwel en wegzijging zijn overgenomen van de systeemverkenning (Arts et al, 2005) waar een gemiddelde kwel en wegzijging van respectievelijk 58 en 31 mm/jaar is aangenomen op basis van waterbalans-studies van het hoogheemraadschap.

Uitmalen

De uitgemalen waterhoeveelheden zijn gebaseerd op bedrijfsuren van de gemalen en de capaciteit van de pompen. Voor de periode 1991-1995 is gebruik gemaakt van jaarcijfers uit jaarverslagen. Voor de periode 1996-2000 is gebruikt gemaakt van geregistreerde maandelijkse debieten van 8 gemalen die rechtstreeks lozen op Hollandsche IJssel en Lek (E. Wegman, persoonlijke mededeling). De onzekerheid van de geregistreerde debieten is relatief groot (10% spreiding?) doordat de pompcapaciteit in de loop der jaren is afgenomen en een hercalibratie lange tijd niet heeft plaatsgevonden. Bij de debieten voor de periode 1991-1995 is een correctie toegepast om de afvoer van de Stormpolder in mindering te brengen. Omdat deze afvoeren niet beschikbaar waren is de gemiddelde afvoer vanuit de Stormpolder over de jaren 1996-2000 ($=0.14 \text{ Mm}^3$) in mindering gebracht op de gebiedafvoer 1991-1995.

Verdamping

Voor het bepalen van de verdamping is uitgegaan van een referentie verdamping die door het KNMI is vastgesteld volgens Makkink. Deze referentieverdamping geldt voor een goed van water voorzien grasland. Om deze te vertalen naar actuele verdamping voor een waterbalans zijn gewasfactoren nodig en de bij elk gewas horende oppervlaktes (tabel B1.4).

De grondgebruiksvormen en de bijbehorende oppervlaktes zijn afgeleid van LGN4 en gecorrigeerd voor het verbeterde oppervlak open water.

De ruimtelijke verdeling van het landgebruik is opnieuw vastgesteld, omdat er sinds de systeemverkenning (Arts et al, 2005), meer gegevens beschikbaar zijn gekomen. Het aandeel open water is door HHSK gedigitaliseerd, opnieuw berekend en vastgesteld op 2035 ha, ofwel 14,8 % van het totale oppervlakte van 13753 ha. Voor het totale oppervlakte is een kleiner oppervlak genomen omdat de Stormpolder buiten het gebied is gebleven. Deze Stormpolder (ten zuid-westen van Krimpen aan de IJssel), is omgeven door brede waterlopen en heeft geen interactie met de rest van de Krimpenerwaard.

Dat het areaal open water is toegenomen is in overeenstemming met de constatering in de systeemverkenning dat het oppervlak aan open water is onderschat doordat het gehanteerde LGN-bestand is gebaseerd op gridcellen van 25x25m waardoor kleine waterlopen zijn gevallen (Arts et al, 2005).

Het areaal bebouwd_metverharding is de som van bebouwing in stedelijk, buitengebied en agrarisch gebied. Daarvoor is aangenomen dat ca 1/3 verhard oppervlak heeft dat weinig verdampt en water rechtstreeks afvoert naar het riool. De rest van dit areaal (2/3) is redelijk groen en zal ook redelijke verdamping kennen. Het areaal bebouwd_groen is een mengsel van straten en groen.

Vervolgens is de actuele verdamping bepaald als het, naar areaal van invloedsgebieden gewogen, gemiddelde van de verschillende grondgebruiksvormen (tabel B1.5).

Tabel B1.4 Per landgebruiksvorm de oppervlakte (in ha en % van totaal) en de gewasfactor die gebruikt is voor de omrekening van referentie naar actuele gewasverdamping

landgebruik LGN4	oppervlakte (ha)	oppervlakte (% van totaal)	gewas-factor (ET_ref naar ET_act)
grasland	9667	70.3	1.0
bouwland	70	0.5	0.9
natuur	105	0.8	1.0
bebouwd_metverharding	1535	11.2	0.7
bebouwd_groen	340	2.5	0.9
open water	2035	14.8	1.2
totaal	13753	100.0	

De verdamping blijkt gemiddeld 542 mm te bedragen over de periode 1991-2000. Dit komt goed overeen met de metingen in het nabijgelegen Cabauw (Massop, 2005) die voor de periode 1991-1996 een gemeten actuele verdamping van 554 mm/jaar geven. Over dezelfde periode is een actuele verdamping berekend van 544 mm/jaar, een acceptabele afwijking van minder dan 2%.

De referentie-verdamping (ET_ref Makkink) over de periode 1991-2000 bedroeg gemiddeld 546 mm en de berekende actuele verdamping bedroeg 544 mm. Dit betekent dat de gemiddelde verdamping in de Krimpenerwaard vrijwel overeenkomt met de verdamping van goed van water voorzien grasland, wat een plausibele stelling lijkt gezien het heersende grondgebruik (gras) en de ondiepe grondwaterstanden en hoge oppervlaktewaterpeilen.

Tabel B1.5 Actuele verdamping (mm/jaar) van de verschillende grondgebruiksvormen

jaar	ET_ref Makkink	grasland	bouwland	natuur	bebouwd met verharding	bebouwd groen	open water	totaal
1991	538	538	484	538	376	484	645	534
1992	579	579	521	579	405	521	695	575
1993	517	517	465	517	362	465	620	513
1994	540	540	486	540	378	486	647	536
1995	590	590	531	590	413	531	708	586
1996	523	523	470	523	366	470	627	519
1997	561	561	505	561	393	505	673	557
1998	492	492	443	492	345	443	591	489
1999	582	582	524	582	408	524	699	578
2000	541	541	486	541	378	486	649	537
gemiddeld	546	546	492	546	382	492	655	542

Waterbalansen

De complete waterbalansen, zoals bepaald met de hiervoor beschreven methode, is gegeven in Mm³/jaar (tabel B1.6) en mm/jaar (tabel B1.7). Voor de omrekening van Mm³ naar mm is met een oppervlakte van 13753 ha gerekend.

Tabel B1.6. Waterbalans (Mm³/jaar) voor de Krimpenervaard voor de periode 1991-2000.

jaar	Neerslag	Inlaat	AWZI	Kwel	ETact	Uitmalen	Wegzijing	Berging
1991	96.3	21.6	0.9	8.0	-73.4	-48.7	-4.3	0
1992	124.3	18.0	0.9	8.0	-79.1	-67.5	-4.3	0
1993	120.7	12.2	1.2	8.0	-70.5	-64.5	-4.3	-3
1994	135.7	13.5	1.1	8.0	-73.7	-78.4	-4.3	-2
1995	106.2	30.5	0.9	8.0	-80.6	-52.5	-4.3	-8
1996	89.2	18.6	0.9	8.0	-71.4	-41.7	-4.3	1
1997	94.9	14.7	0.8	8.0	-76.6	-37.0	-4.3	0
1998	159.8	7.7	1.0	8.0	-67.2	-95.4	-4.3	-10
1999	142.5	11.8	1.0	8.0	-79.6	-79.7	-4.3	0
2000	134.4	4.5	1.0	8.0	-73.8	-68.1	-4.3	-2
1991-2000	120.4	15.3	1.0	8.0	-74.6	-63.4	-4.3	-2.4

Tabel B1.7. Waterbalans (mm/jaar) voor de Krimpenervaard voor de periode 1991-2000.

jaar	Neerslag	Inlaat	AWZI	Kwel	ETact	Uitmalen	Wegzijing	Berging
1991	700	157	6	58	-534	-354	-31	-2
1992	904	131	6	58	-575	-491	-31	-2
1993	878	88	8	58	-513	-469	-31	-19
1994	987	98	8	58	-536	-570	-31	-14
1995	772	222	7	58	-586	-382	-31	-60
1996	649	135	6	58	-519	-303	-31	5
1997	690	107	6	58	-557	-269	-31	-3
1998	1162	56	7	58	-489	-693	-31	-70
1999	1036	86	7	58	-578	-579	-31	2
2000	977	33	8	58	-537	-495	-31	-12
1991-2000	875	111	7	58	-542	-461	-31	-18

Bijlage 2 Het nutriëntenemissiemodel STONE

Ruimtelijke schematisatie

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

Hydrologie

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

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

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

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

De wateraanvoer vanuit de diepe ondergrond is berekend met behulp van het MONA-instrumentarium, waarbinnen NAGROM voor het diepe systeem en MOZART voor het topsysteem is opgesteld (Kroon en Werkman, 2001). De berekende kwel is gebruikt om een kwelkaart te genereren, die voor de STONE 2.0 toepassing is gegroepeerd in zes kwelklassen (Kroon et al., 2001). Voor het

onderscheiden van grondwaterstanden is de grondwatertrappenkaart van de bodemkaart 1:50 000 gebruikt. Hiervoor zijn de Gt-codes uit de bodemkaart vertaald naar zeven Gt-groepen, die zijn gebruikt voor de hydrologische schematisatie.

Door verbetering van de ontwatering in de afgelopen decennia zijn de ruimtelijke opnamen van grondwaterstanden zoals aangegeven op de bodemkaart 1:50 000 uit de periode 1950 – 1980, nu gedateerd. Recente opnamen geven aan dat vooral het areaal landbouwgronden met Gt VI en, in mindere mate het areaal landbouwgronden met Gt VII en Gt VII*, zijn toegenomen. Bij de modelberekeningen met SWAP is gebruik gemaakt van die recente databestanden (Kroes et al., 2001).

Landgebruik

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

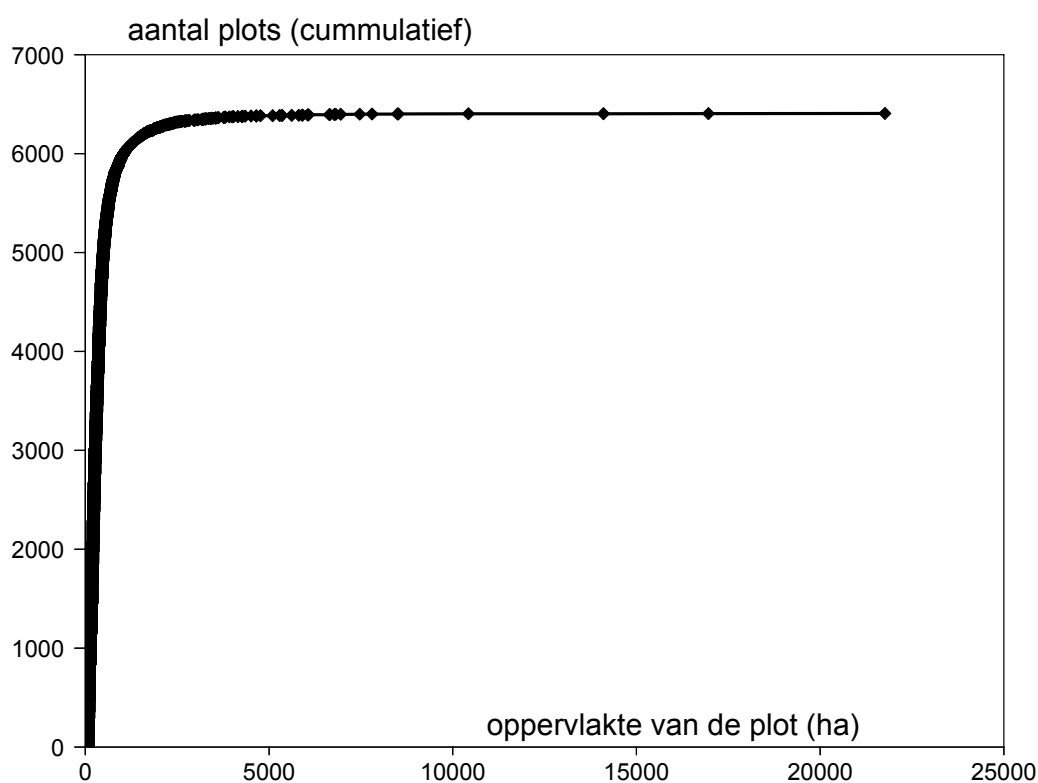
Bodemtype

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

Rekeneenheden

De randvoorwaarde voor de nieuwe schematisatie voor STONE 2.0 was de mogelijkheid om één scenario binnen 24 uur door te rekenen. Het gevolg hiervan was dat maximaal 6000 rekeenheden of plots konden worden onderscheiden

binnen Nederland. Een plot bestaat uit een unieke combinatie van hydrologische eigenschappen, landgebruik en bodemkenmerken. De combinatie van deze eigenschappen leidde in eerste instantie tot ruim 500 000 plots voor Nederland. De reductie van het aantal plots heeft in een aantal stappen plaatsgevonden en is uitgebreid beschreven door Kroon et al. (2001). De nieuwe ruimtelijke schematisatie van STONE 2.0 bestaat uit 6407 plots, waarvan één plot voor al het bebouwde areaal en één plot voor al het open water. Voor de 6405 STONE plots zijn met het gedetailleerde hydrologische model SWAP de grondwaterstanden en waterafvoeren naar de verschillende drainagemiddelen gesimuleerd voor perioden van 15 aaneengesloten weerjaren (Kroon et al., 2001). In de studie naar de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen ten behoeve van de Evaluatie Meststoffenwet 2004 maakt het toegepaste STONE-instrumentarium gebruik van de gesimuleerde waterafvoeren op basis van twee (meteo)reeksen: 1971 – 1985 en 1986 – 2000.



Figuur B.2.1 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 nutriënten-uitspoelingsmodel 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 al het open water) variëren in grootte van 25 ha tot 21 762 ha. De mediaanwaarde is 287.5 ha. In figuur B2.1 is het areaal van de plots uitgezet tegen het 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 (bodempysische eenheid 4, 6 en 20) en grondwatertrappen I en IV.

Modelketen

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

CLEAN2

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

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

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

OPS/SRM

Het OPS (Operational Priority Substances) model is bedoeld voor de berekening van periodegemiddelde stikstofconcentraties en –deposities op lokale tot nationale schaal veroorzaakt door individuele lokale bronnen tot aan geaggregeerde bronnen aan de grenzen van Europa (Beusen et al., 2004). De bijdragen aan stikstofconcentraties en –depositie op een bepaalde receptor worden berekend voor alle bronnen afzonderlijk met behulp van een terugwaartse trajectoriën. Lokale (verticale) verspreiding wordt geïntroduceerd met behulp van een Gaussische pluimformulering. Het ruimtelijk oplossend vermogen van het model wordt grotendeels bepaald door het ruimtelijke detail van de gebruikte emissiebestanden. Rondom een individuele puntbron kan het oplossend vermogen in de orde van 100 x 100 m zijn, op landelijke schaal wordt in STONE 5 x 5 km gebruikt.

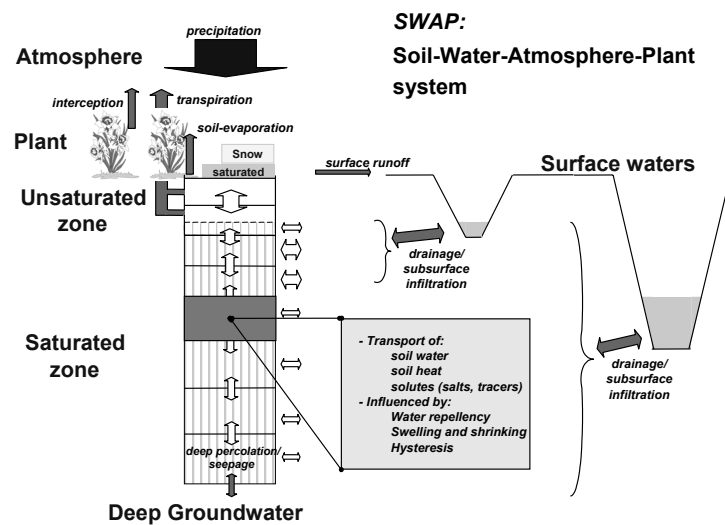
Meer informatie over het model OPS wordt gegeven door van Jaarsveld (1990, 1995).

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

SWAP

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

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



Figuur B2.2 Verticale schematisering en processen in SWAP

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

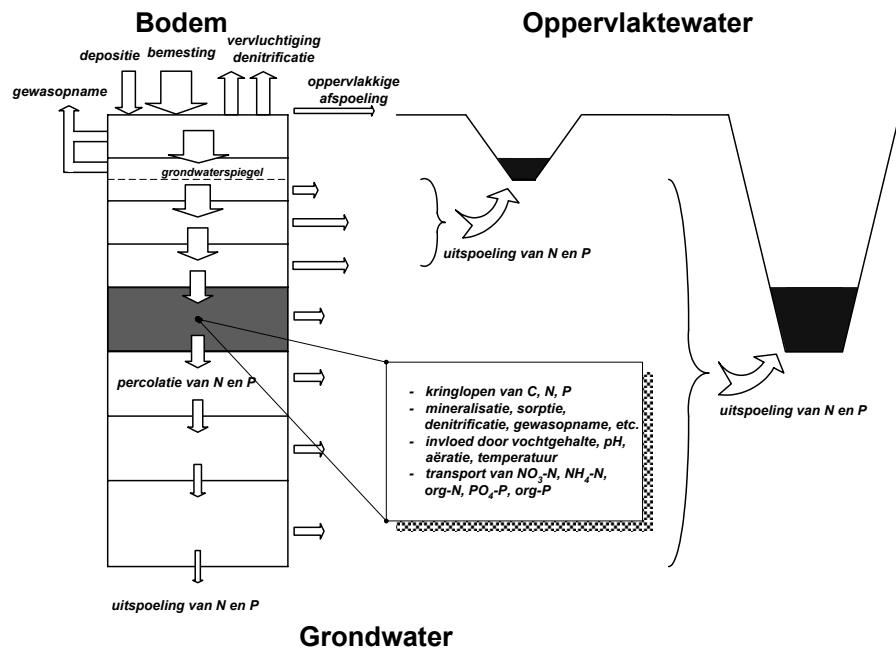
ANIMO

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

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

- de organischestofkringloop;
- de stikstofkringloop;

- de fosforkringloop en
- de transportprocessen.

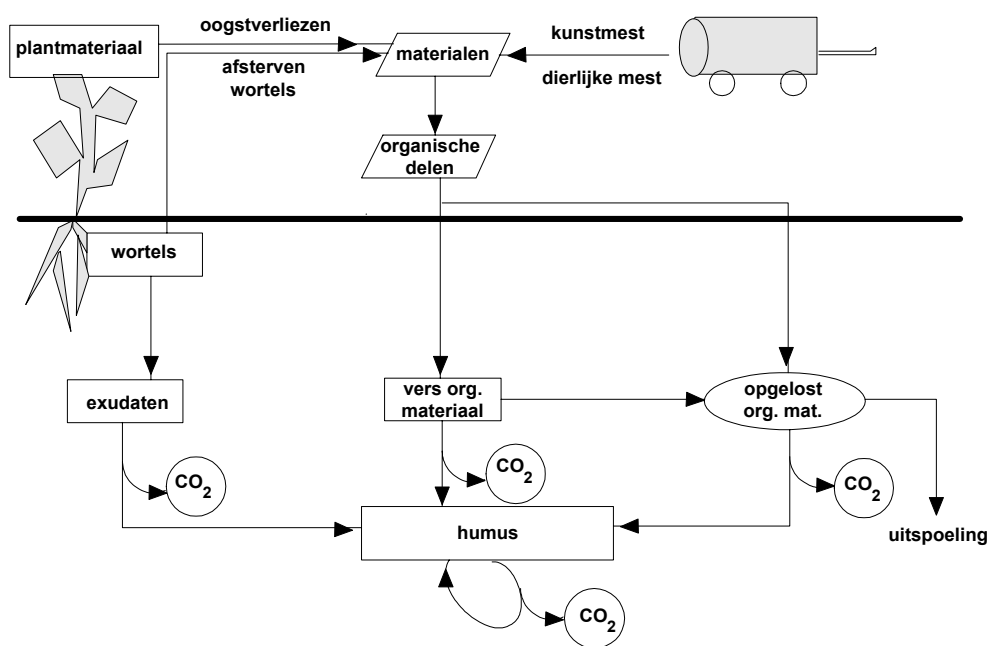


Figuur B2.3 Verticale schematisering en processen in het model ANIMO

Organischestofkringloop

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

- Toediening van verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, planteresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch materiaal.
- De uitscheiding van wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij gewassen anders dan gras.
- De afsterving van wortels bij gras.
- De afbraak van vers toegediende of gevormde organisch materiaal. Bij de degradatie worden de kleinere moleculen mobiel en kunnen als opgelost organisch materiaal met de waterstroom door het bodemprofiel worden verplaatst.
- De omzetting van de afgescheiden wortellexudaten/haarwortels, het toegediende verse materiaal en het opgelost organisch materiaal naar humus,
- De 'turn-over' van humus.



Figuur B2.4 Organischestofkringloop in ANIMO

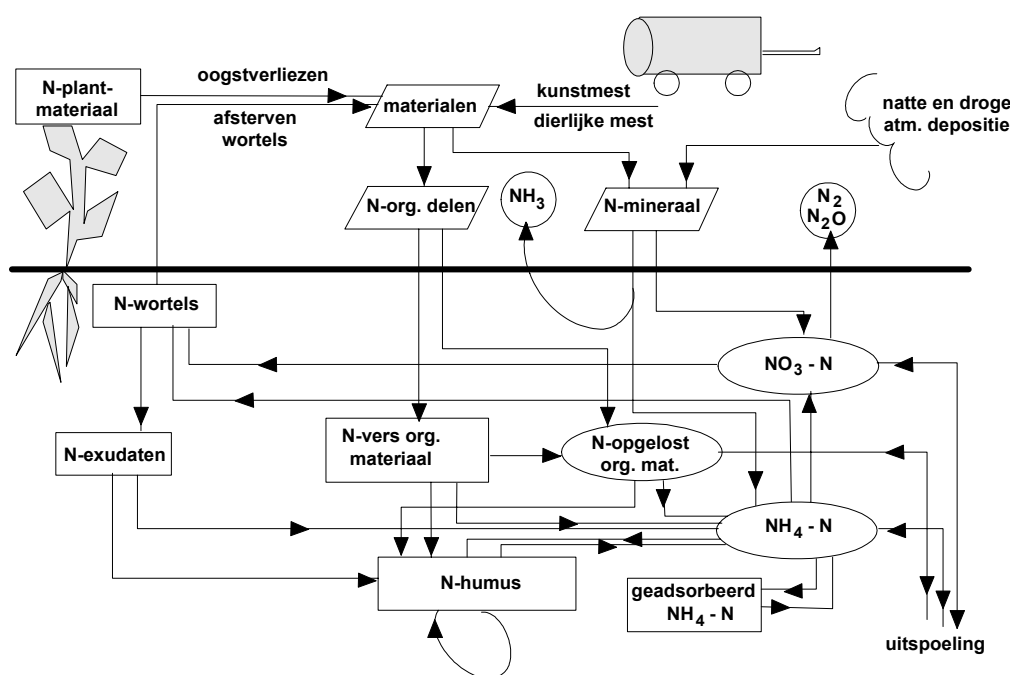
Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen kunnen beschreven worden. Materialen kunnen verschillen in de gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan opgelost organische koolstof dat met het materiaal wordt toegediend, de afbraakarakteristiek en het N- en P-gehalte van het organische deel. Het heterogene karakter van het materiaal, en het verschijnsel dat de relatieve afbraaksnelheid afneemt in de tijd wordt tot uitdrukking gebracht in het definiëren van twee of meer fracties. Per fractie wordt de afbraak beschreven met een eerste orde omzettingproces. De parametrisatie van de afbraak-karakteristiek kan in principe worden afgeleid uit afbraakexperimenten van bijv. Kolenbrander (1969) of uit een eenvoudig organische-stofmodel dat rekening houdt met de afname van de relatieve afbraaksnelheid. In model ANIMO wordt geen onderscheid gemaakt tussen levende biomassa en humus, maar wordt uitgegaan van een gecombineerde humus/biomassa 'pool'. Deze 'pool' is onderhevig aan een interne turn-over waarbij een gedeelte van de organische stof dissimileert. Opgeloste organische bestanddelen worden snel afgebroken. In situaties waarin de afbraak wordt geremd door een onvoldoende aëratie van het bodemprofiel bij ondiepe grondwaterspiegels, en een grote toevoer van opgelost organisch materiaal met drijfmest, kan de afvoer van opgelost organisch materiaal naar het oppervlaktewater aanzienlijk zijn.

Stikstofkringloop

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

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

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



Figuur B2.5 Stikstofkringloop in ANIMO

Het organische deel van de stikstofkringloop loopt grotendeels parallel aan de organischestofkringloop. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/N verhouding in het verse materiaal, de C/N verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Nitrificatie is in het algemeen een snel proces. Op zandgronden bevindt het overgrote deel van mineraal stikstof zich in de nitraat-vorm. In klei- en veengronden neemt ammonium een belangrijker deel in. 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 stikstofmineralisatie uit de bodem-pools, uitgezonderd de stikstof die door mineralisatie vrijkomt uit de in dat jaar toegediende mest en gewasresten.
- De effectieve stikstofgift door bemesting (Nwdose).

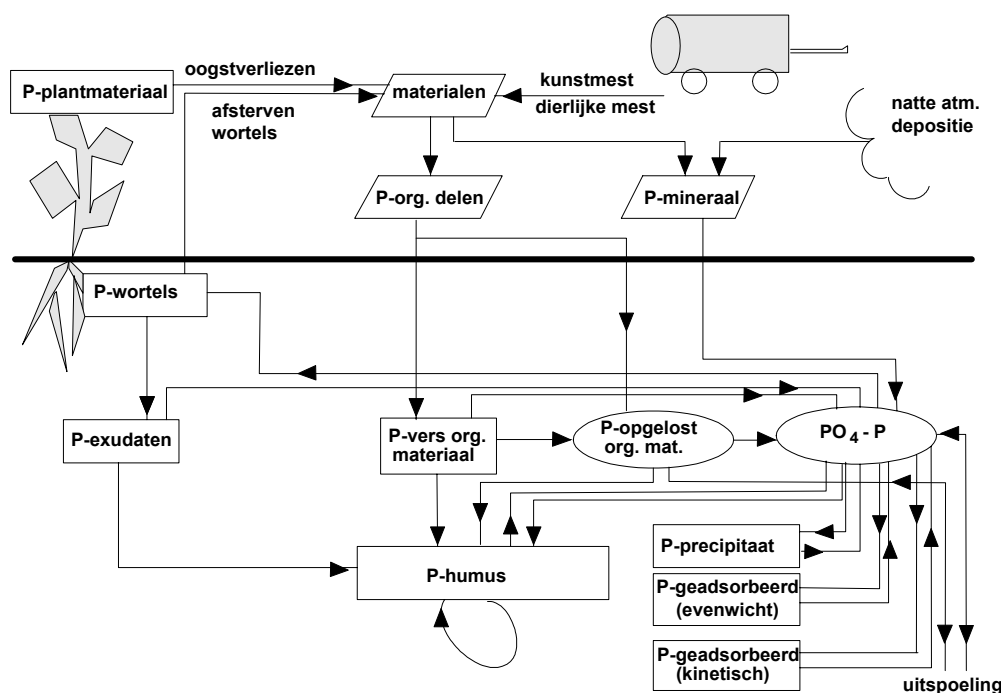
De formulering van nitrificatie en denitrificatie hangen samen met de wijze waarop aëratie en de invloed van bodemlucht op de processen is beschreven. In STONE is een versie van het ANIMO model opgenomen waarin deze processen zijn beschreven volgens het concept van het SONICG-model (Bril et al., 1994).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

Fosforkringloop

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

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

- De adsorptie van fosfaat aan de vaste bodemfase. Een gedeelte van het fosfaat wordt reversibel gebonden. Bij lage fosfaatgehalten kan dit gedeelte weer gemakkelijk vrijkomen. Dit is in het model beschreven met een evenwichtsvergelijking. Een ander gedeelte wordt irreversibel gebonden aan de bodem. Deze irreversibele binding is beschreven met een kinetisch proces. De adsorptie geschiedt veel sneller dan de desorptie. Echter, voor lange termijn berekeningen met relatief hoge fosfaatgehalten in de bodem en lage mestgiften in de toekomst kan de desorptiesnelheid van belang zijn voor de hoogte van de uitspoelconcentratie.
- De neerslag van fosfaat in de vorm van fosfaatzouten bij overschrijding van een grensconcentratie. Deze grenswaarde is afhankelijk van de pH van de bodem.
- De opname van fosfaat door het gewas.



Figuur B2.6 fosforkringloop in ANIMO

Evenals bij stikstof loop het organische deel van de fosforkringloop grotendeels parallel aan de organischestofkringloop. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/P verhouding in het verse materiaal, de C/P verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Reversibele sorptie van fosfaat wordt beschreven met een Langmuir-curve. Deze curve wordt gekenmerkt door een maximum niveau. Irreversibele sorptie wordt in het model 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 B2.3). De bovenste lagen voeren overtollig water naar de greppels (vierde orde) en perceelssloten (derde orde) af en lager gelegen lagen naar de tweede orde afvoerkanalen. Uit de onderste laag treedt een verticale kwel of 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 N₂O emission from grazed grassland. Rapport 24. Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek, Haren.

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

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

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

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

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

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

Tol, S. van, G.J. van den Born, P.M. van Egmond, K.W. van der Hoek, N.J.P. Hoogervorst en O.M. Knol, 2002. CLEAN2.0: Model voor de berekening van

stikstof- en fosfaatemissies uit de landbouw. Modelbeschrijving. RIVM rapport 773004010. RIVM, Bilthoven.

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

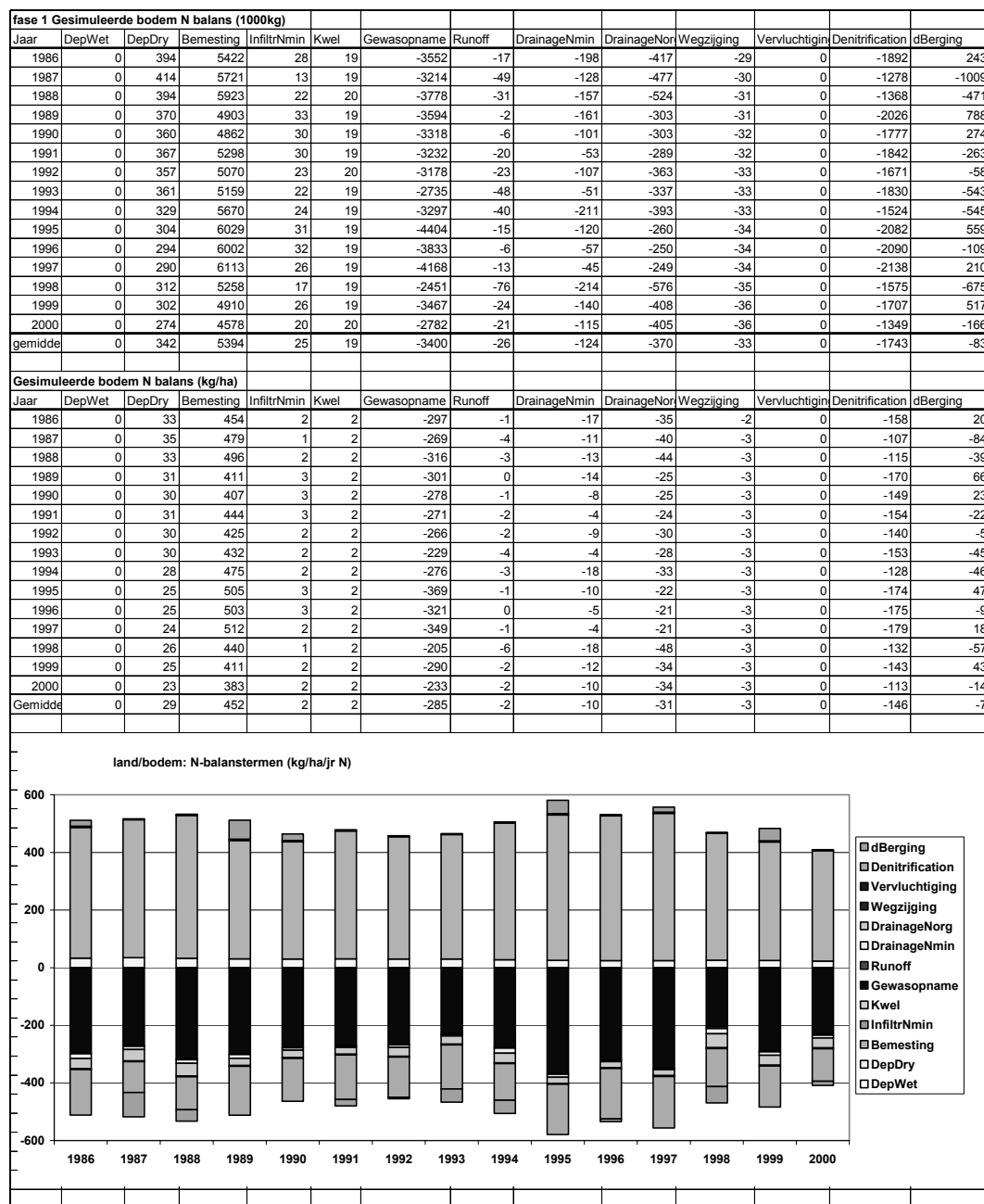
Wösten, J.H.M., F. de Vries, J. Denneboom en A.F. van Holst, 1988. Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, 1:250 000, ten behoeven van de PAWN-studie. Rapport 2055. Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.

Bijlage 3 Gesimuleerde waterbalansen Fase 1

Area	119427500	m2	fase1							
Gesimuleerde bodemwaterbalans (Mm3)										
Jaar	Neerslag	Irrigatie	Infiltratie	Kwel	Verdamping	Runoff	Drainage	Wegzijging	BergingDelta	
1986	101	0	23	3	-64	-3	-54	-6	-1	
1987	109	0	11	3	-54	-7	-57	-6	0	
1988	116	0	18	3	-59	-3	-69	-6	0	
1989	84	0	27	3	-70	-1	-38	-6	0	
1990	92	0	25	3	-68	-1	-45	-6	-1	
1991	81	0	25	3	-61	-3	-40	-6	0	
1992	107	0	19	3	-66	-4	-54	-6	0	
1993	108	0	18	3	-59	-12	-51	-6	-1	
1994	115	0	20	3	-62	-8	-63	-6	0	
1995	90	0	26	3	-68	-2	-44	-6	1	
1996	76	0	27	3	-59	-1	-40	-6	0	
1997	81	0	21	3	-65	-1	-33	-6	-1	
1998	140	0	13	3	-56	-13	-81	-6	0	
1999	118	0	21	3	-68	-5	-63	-6	0	
2000	117	0	17	3	-63	-5	-65	-6	0	
gemiddeld	102	0	21	3	-63	-5	-53	-6	0	
1991-2000	103	0	21	3	-63	-6	-53	-6	0	
Gesimuleerde bodemwaterbalans (mm)										
Jaar	Neerslag	Irrigatie	Infiltratie	Kwel	Verdamping	Runoff	Drainage	Wegzijging	BergingDelta	
1986	844	0	195	24	-534	-28	-451	-47	-7	
1987	914	0	89	24	-450	-55	-477	-47	2	
1988	968	0	154	25	-498	-28	-576	-48	3	
1989	701	0	228	25	-584	-8	-314	-48	1	
1990	773	0	209	25	-566	-11	-377	-48	-5	
1991	682	0	209	24	-509	-25	-338	-47	4	
1992	900	0	161	25	-550	-37	-452	-48	2	
1993	908	0	149	25	-497	-100	-428	-48	-8	
1994	966	0	171	25	-519	-70	-526	-48	0	
1995	755	0	216	25	-567	-20	-367	-48	6	
1996	636	0	222	24	-497	-8	-331	-48	1	
1997	677	0	177	24	-541	-9	-276	-47	-5	
1998	1170	0	113	25	-472	-110	-679	-48	3	
1999	986	0	177	25	-567	-44	-526	-48	-2	
2000	984	0	146	25	-525	-38	-543	-48	0	
gemiddeld	858	0	174	24	-525	-39	-444	-48	0	
1991-2000	866	0	174	24	-524	-46	-447	-48	0	

The chart displays the annual water balance components for the period 1986-2000. The components are stacked vertically for each year. The legend indicates the following components from top to bottom: BergingDelta (white), Wegzijging (light gray), Drainage (medium gray), Runoff (dark gray), Verdamping (black), Kwel (white), Infiltratie (light gray), Irrigatie (dark gray), and Neerslag (white). The Y-axis represents the magnitude of these components, ranging from -1500 to 1500. The chart shows that Neerslag (precipitation) is the largest positive component, while Verdamping (evaporation) and Runoff are the largest negative components. The total balance (BergingDelta) is generally negative, indicating a net loss of water from the system.

Bijlage 4 Gesimuleerde stikstofbalansen Fase 1



Bijlage 5 Gesimuleerde fosforbalansen Fase 1

