



ALTErrA

WAGENINGEN UR

Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 2

Monitoring Stroomgebieden

J.G. Kroes
P.E. Dik
F.J.E. van der Bolt
T.P. Leenders
L.V. Renaud

Alterra-rapport 1388, ISSN 1566-7197
Reeks Monitoring Stroomgebieden 8-III



Systemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard, fase 2

**Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard,
fase 2**

Monitoring stroomgebieden

J.G. Kroes

P.E. Dik

F. J.E. van der Bolt

T.P. Leenders

L.V. Renaud

**Alterra-rapport 1388
Reeks Monitoring Stroomgebieden 8-III**

Alterra, Wageningen, 2006

REFERAAT

Kroes, J.G., P.E. Dik, F. J.E. van der Bolt, T.P. Leenders, L.V. Renaud, 2006. *Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard, fase 2; Monitoring stroomgebieden*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1388, Reeks Monitoring Stroomgebieden 8-III. 134 blz.; 30 fig.; 21 tab.; .21ref.

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 en systeemanalyse fase 1, een vervolgsysteemanalyse (fase 2) uitgevoerd voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard.

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

In dit rapport worden de resultaten gepresenteerd van fase 2. Deze fase is onderverdeeld in het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem.

De stapsgewijze verfijning van de modelketen laat een duidelijke kwaliteitsverbetering van de modelresultaten voor zowel waterkwaliteit als -kwantiteit zien. De resultaten zijn echter nog niet voldoende nauwkeurig om relaties te kunnen leggen tussen waargenomen nutriëntenconcentraties en (veranderingen in) de bronnen. In een volgende fase zal vooral aandacht moeten worden besteed aan de ruimtelijke parametrisatie ten behoeve van de modellen.

Trefwoorden: Krimpenerwaard, mestbeleid, modelstelsel, monitoring, nutriënten, STONE, systeemanalyse, stroomgebied

ISSN 1566-7197

Dit rapport is digitaal beschikbaar via www.alterra.wur.nl. Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2006 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 484700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Project aanpak	11
1.2 Opzet modelsysteem	12
1.3 Leeswijzer	14
2 Stroomgebied De Krimpenerwaard	17
2.1 Beschrijving van het gebied	17
2.2 Toetsingsgegevens voor het fase 2 modelsysteem	18
2.2.1 Inleiding	18
2.2.2 Waterkwantiteit	19
2.2.3 Waterkwaliteit	20
3 Fase 2 modelsysteem	23
3.1 Inleiding	23
3.2 Het modelinstrumentarium	23
3.3 Schematisatie fase 2 modelsysteem	24
3.3.1 Schematisatie landsysteem	24
3.3.2 Schematisatie oppervlaktewatersysteem	25
3.3.2.1 Waterlopen	25
3.3.2.2 Peilvakken en vanggebied	25
3.3.2.3 Kunstwerken	26
3.3.2.4 Koppeling land en oppervlaktewatersysteem	26
3.3.2.5 Waterkwaliteit inlaat	27
3.3.2.6 AWZI's	27
4 Resultaten fase 2 modelsysteem	29
4.1 Waterkwantiteit landsysteem	29
4.1.1 Toetsing	29
4.1.2 Waterbalansen	30
4.2 Waterkwaliteit landsysteem	31
4.2.1 Toetsing	31
4.2.2 Nutriëntenbalansen	34
4.2.2.1 Stikstof	34
4.2.2.2 Fosfor	36
4.3 Waterkwantiteit oppervlaktewatersysteem en polder	38
4.3.1 Toetsing	38
4.3.2 Waterbalansen	40
4.4 Waterkwaliteit oppervlaktewatersysteem en polder	41
4.4.1 Toetsing	41
4.4.2 Nutriëntenbalansen	46
4.4.2.1 Stikstof	46
4.4.2.2 Fosfor	47

5	Discussie	49
	5.1 Waterkwantiteit	49
	5.2 Waterkwaliteit	51
6	Conclusies	55
	6.1 Algemeen	55
	6.2 Waterkwantiteit	55
	6.3 Waterkwaliteit	56
7	Aanbevelingen	59
	Literatuur	61

Bijlagen

1	Het nutriëntenemissiemodel STONE	63
2	De modules van het oppervlaktewatersysteem	69
3	Rekeneenheden van het fase 2 landsysteem	73
4	Relatie tussen rekeneenheid en STONE-plot	77
5	Modelering detailontwatering	79
6	Parametrisatie oppervlaktewatersysteem	81
7	Inlaat en NuswaLite	85
8	Waterbalans landsysteem Krimpenerwaard fase 2	89
9	Vergelijking gemeten en berekende concentraties landsysteem	91
10	Stikstofbalans landsysteem Krimpenerwaard fase 2	99
11	Fosforbalans landsysteem Krimpenerwaard fase 2	101
12	Waterbalans oppervlaktesysteem Krimpenerwaard fase 2	103
13	Waterbalans stroomgebied Krimpenerwaard fase 2	105
14	Vergelijking gemeten en berekende uitgemaalende debieten	107
15	Vergelijking gemeten en berekende ingelaten debieten	109
16	N-balans oppervlaktesysteem Krimpenerwaard fase 2	111
17	N-balans stroomgebied Krimpenerwaard fase 2	113
18	P-balans oppervlaktesysteem Krimpenerwaard fase 2	115
19	P-balans stroomgebied Krimpenerwaard fase 2	117
20	N en P-concentraties in oppervlaktesysteem Krimpenerwaard fase 2	119
21	Vergelijking gemeten en berekende grondwaterstanden	129
22	Concentraties in het oppervlaktewater van peilvak Bergambacht	131
23	Gehanteerde modelversies en modelvariabelen	133

Woord vooraf

Deze rapportage Systeemanalyse Fase 2 vormt een onderdeel van het project 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders' kortweg 'Monitoring stroomgebieden'. Het primaire doel van het project is het leveren van een bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid in een aantal representatieve stroomgebieden in karakteristieke landschappelijke regio's. Het secundaire doel is om een methodiek te ontwikkelen die het mogelijk maakt en perspectieven biedt om deze methodiek ook in andere stroomgebieden in te voeren.

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

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

In de reeks rapportages van het project 'Monitoring Stroomgebieden' is per gebied een Systeemverkenning verschenen. Op basis van deze uitgevoerde systeemverkenning is het gefaseerd opzetten van een modelinstrumentarium per pilotgebied gestart. Het modelinstrumentarium Fase 1 is per gebied uitgewerkt en als 'Systeemanalyse Fase 1' gerapporteerd. Op basis van de resultaten uit fase 1 heeft er per gebied een verfijning van de modellering, fase 2, plaatsgevonden. Het modelinstrumentarium fase 2 is op basis van meetinformatie geanalyseerd en als volgt gerapporteerd:

- 8. I Systeemanalyse Drentse Aa Fase 2
- 8. II Systeemanalyse Schuitenbeek Fase 2
- 8. III Systeemanalyse Krimpenerwaard Fase 2
- 8. IV Systeemanalyse Quarles van Ufford Fase 2

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

Dorothee Leenders
0317 - 48 42 79
dorothee.leenders@wur.nl

Frank van der Bolt
0317 - 48 64 44
frank.vanderbolt@wur.nl

Samenvatting

Voor het project 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders' is systeemanalyse Fase 2 uitgevoerd, als vervolg op een eerder afgeronde systeemverkenning en een systeemanalyse Fase 1, voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard.

Middels een gefaseerde aanpak, waarin een meetprogramma en modelberekeningen zijn geïntegreerd, wordt gestreefd naar een operationeel, geoptimaliseerd, gebiedspecifiek monitoringssysteem, 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 2 modelsysteem. De aanbevelingen uit fase 1 zijn verwerkt in deze systeemanalyse.

Er is op deelstroomgebiedniveau getoetst op waterafvoeren en nutriëntenconcentraties binnen de Krimpenerwaard. De resultaten van het fase 2 modelsysteem laten duidelijke verbeteringen zien ten opzichte van het fase 1 modelsysteem. Verkleining van de tijdstapgrootte van jaar naar decade voor het landsysteem heeft dynamiek binnen kalenderjaren geïntroduceerd en toetsing op meetmomenten mogelijk gemaakt. Dankzij de modellering van het oppervlaktewater-systeem zijn balansen voor water, stikstof en fosfor opgesteld voor de polder als geheel en voor de deelsystemen land en oppervlaktewater. Bovendien is het hiermee mogelijk geworden om balanstermen te toetsen aan beschikbare metingen van wateraan- en afvoeren en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. De toetsing laat zien dat er een goede overeenkomst is tussen gemeten en berekend langjarig gemiddelde concentraties totaal-N in het uit de polder afgevoerde water. De berekende langjarig gemiddelde concentraties totaal-P in het uit de polder afgevoerde water, zijn 13% lager dan de gemeten concentraties. De berekende mediane totaal-N waarden voor het zomerhalfjaar ligt met gemiddeld 4.2 mg/l N boven de gemeten waarde van 3.3 mg/l N. De berekende totaal-P waarden zijn gemiddeld lager dan de gemeten waarden. Temporeel en ruimtelijk zijn er discrepanties die voor fosfor het grootst zijn.

Het fase 2 modelsysteem kan nog geen relaties leggen tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater omdat belangrijke bronnen (mest, AWZI, kwel) onvoldoende goed zijn berekend ofwel onvoldoende temporele en ruimtelijk variatie kennen. Om deze redenen is het fase 2 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 stroomgebiedniveau te kwantificeren. Wel is met behulp van het fase 2 modelsysteem meer informatie verkregen met betrekking tot de identificatie van kritische systeemcomponenten en -parameters van het studiegebied. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in een vervolgfase.

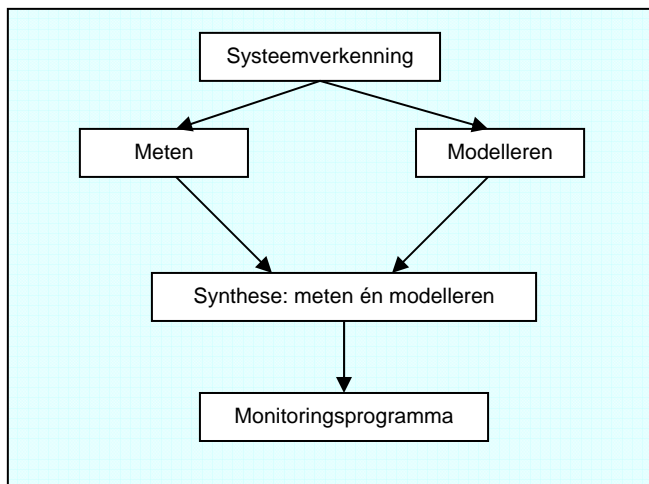
1 Inleiding

1.1 Project aanpak

In het kader van het project 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders' worden de effecten van het mestbeleid op stroomgebiedniveau onderzocht. Het doel van het project is het leveren van een bijdrage 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 in karakteristieke landschappelijke regio's. Hiertoe zal een combinatie van een meetprogramma en (model)berekeningen worden toegepast, die elkaar aanvullen en versterken. Het project wordt uitgevoerd in vier qua eigenschappen verschillende (pilot)gebieden, een met nutriënten hoogbelast zandgebied (Schuitenbeek), een laagbelast zandgebied (Drentse Aa), een veengebied (Krimpenerwaard) en een kleigebied (Quarles van Ufford).

Middels een verkennende systeembeschrijving is voor ieder gebied een overzicht opgesteld van de beschikbare informatie in relatie tot de benodigde informatie voor het effectief kunnen uitvoeren 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.

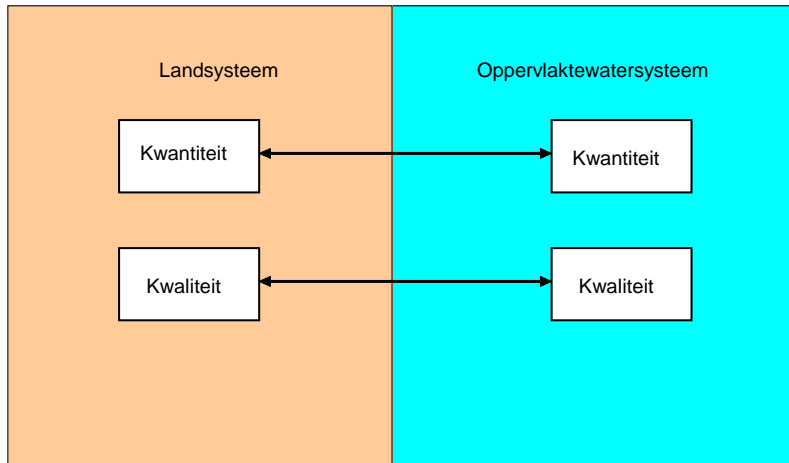
De constatering uit de systeemverkenningen heeft er toegebracht dat er voor ieder van de vier pilotgebieden, in overleg met de waterbeheerders, een intensief meetprogramma is opgezet. Dit meetprogramma is voor ieder gebied jaarlijks in een meetplan vastgelegd. Daarnaast is er gestart met het opzetten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



Figuur 1.1 Schematische weergave project opzet

1.2 Opzet modelsysteem

In dit project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is er gekozen voor een modulaire benadering van het modelsysteem (Figuur 1.2). Het modelsysteem wordt onderverdeeld in het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem. Daarnaast wordt in beide systemen onderscheid gemaakt tussen kwantiteit (water) en kwaliteit (nutriënten).



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 modules van het modelsysteem 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 toepassings-schaal (ruimtelijke afmeting) van de modellen. Dit proces van onderlinge afstemming van gebiedsgegevens op de toepassings-schaal van de modellen wordt schematisering genoemd.

Fasering

In dit project 'Monitoring Stroomgebieden' is het modelsysteem gefaseerd opgezet. Dit betekent dat bij de modellering van grof naar fijn wordt gewerkt. Naast de fasering in het modelsysteem wordt de opzet van het modelsysteem ook tussen de gebieden gefaseerd.

De eerste fase van het modelsysteem is afgerond en gerapporteerd (Kroes et al., 2006). Er is gekozen om de 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 1^{ste} 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 de uitvoer op jaarbasis. Het modelsysteem fase 1 bevat de modules kwantiteit en kwaliteit voor het landsysteem. Het oppervlaktewatersysteem is in deze eerste fase niet meegenomen.

De conclusies welke in fase 1 zijn getrokken geven richting aan de onderdelen welke aangepast dienen te worden in de volgende fases van het modelsysteem. Een volgende fase van de modellering en dus een verfijning van het modelsysteem zorgen voor een modelinstrumentarium dat wordt toegesneden op de verschillende pilotgebieden. Op basis van de conclusies uit de systeemanalyse fase 1 zijn de volgende algemene aanbevelingen voor het modelsysteem fase 2 gedaan:

- Om de processen in het oppervlaktewater (retentie) te kunnen modelleren is het noodzakelijk om een kwaliteitsmodule voor het oppervlaktewater in het modelsysteem op te nemen. Hierdoor kunnen de door het modelsysteem berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater worden vergeleken met en getoetst aan de waarnemingen.
- De tijdstapgrootte dient te worden verkleind (verhogen van temporele resolutie) om de dynamiek van wateraanvoer, waterafvoer, stikstof- en fosforbelastingen binnen kalenderjaren te kunnen voorspellen.

- Om een vergelijking met de metingen binnen het gebied mogelijk te maken dient de ruimtelijke resolutie te worden verhoogd. Dit dient te gebeuren om het modelsysteem aan te laten sluiten op het schaalniveau in ruimte en tijd van de waarnemingen. Hierbij is het van belang dat de invoer van het modelsysteem aansluit op dit schaalniveau (regionale parametrisatie).

De aanvullingen uit de systeemanalyse fase 1 zijn voor het gefaseerde modelsysteem overgenomen. In tabel 1.1 zijn de veranderingen van het fase 2 modelsysteem ten opzichte van het modelsysteem fase 1 samengevat.

Tabel 1.1 *Opzet gefaseerd modelsysteem*

Fase modelsysteem	Modules modelsysteem	Modelinvoer	Tijdstap modeluitvoer
Fase 1	Landsysteem	Landelijk	Jaar
Fase 2	Land- en oppervlaktewatersysteem	Landelijk op regionale schaal	Decade

In deze rapportage ‘Systeemanalyse Fase 2’ worden aanpak en resultaten van het modelsysteem fase 2 beschreven.

1.3 Leeswijzer

De indeling van de Systeemanalyse fase 2 is voor de vier gebieden, welke in het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ centraal staan, zo veel mogelijk uniform gehouden. Deze rapportage van de Systeemanalyse fase 2 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 1 wordt het modelsysteem fase 2 beschreven. Dit hoofdstuk begint met een toelichting (paragraaf 3.1), vervolgens wordt het modelinstrumentarium beschreven (paragraaf 3.2). Omdat de vier gebieden qua kenmerken verschillend zijn wordt in paragraaf 3.3 de ruimtelijke schematisatie voor zowel het land- als het oppervlaktewatersysteem beschreven.

De modelresultaten van het fase 2 modelsysteem worden in hoofdstuk 1 beschreven. De resultaten zijn per module getoetst en als balansen weergegeven. De modules van het landsysteem (kwantiteit en kwaliteit) worden in respectievelijk paragraaf 4.1 en paragraaf 4.2 beschreven. De resultaten van de modules van het oppervlaktewater-systeem worden in paragraaf 4.3 (kwantiteit) en paragraaf 4.4 (kwaliteit) gepresenteerd. De resultaten voor de polder/het stroomgebied worden gepresenteerd in de paragrafen 4.3 en 4.4 in samenhang met de resultaten van het oppervlaktewater.

De verkregen resultaten van het modelsysteem fase 2 worden in hoofdstuk 5 bediscussieerd waarna in hoofdstuk 1 de conclusies worden beschreven.

Ten slotte worden in hoofdstuk 1 aanbevelingen, op basis van de verkregen inzichten van het modelsysteem fase 2, 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 2 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



Figuur 2.1 Zuid-Hollands Landschap



Figuur 2.2 Uitzicht vanaf het gemaal 'Krimpenerwaard'.

van de Krimpener-waard 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 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

Tijdens de systeemverkenning (Arts et al., 2005) en tijdens de ontwikkeling van het fase 1 modelsysteem (Kroes et al., 2006) zijn waterbalansen opgesteld voor de periode 1990-2000 voor de gehele polder Krimpenerwaard. Daarbij is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van meetgegevens. Uit de gemiddelde waterbalans (tabel 2.1) blijken neerslag en verdamping met respectievelijk 83 en 52% de grootste termen te vormen op de waterbalans. Inlaat van rivierwater en lozingen van polderwater (uitgemalen) bezetten met een bijdrage van 11 en 45% in de totale waterbalans een goede tweede plaats. Kwel/wegzijging en de bijdrage van AWZI's vormen op de totale waterbalans een geringe post.

De jaarlijkse ingelaten en uitgemalen debieten zijn gebruikt voor toetsing van modelberekeningen (paragraaf 4.4.1).

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

IN	mm jaar ⁻¹	UIT	mm jaar ⁻¹
Neerslag	875	Verdamping	542
Inlaat	111	Uitgemalen	469
Kwel	58	Wegzijging	31
AWZI's	7	Berging	9
Totaal	1051		1051

Een gedetailleerdere beschrijving van de ‘gemeten’ waterbalansen is gegeven bij de beschrijving van het fase 1 modelsysteem (Kroes et al., 2006, bijlage 1).

2.2 Toetsingsgegevens voor het fase 2 modelsysteem

2.2.1 Inleiding

Doordat de ruimtelijke en temporele schematisatie van het fase 2 modelsysteem is verfijnd ten opzichte van het fase 1 modelsysteem, is ook een toetsing op een fijner schaalniveau uitgevoerd.

De resultaten van de waterkwantiteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem zijn getoetst door een vergelijking te maken tussen de maandelijkse gemeten en berekende debieten.

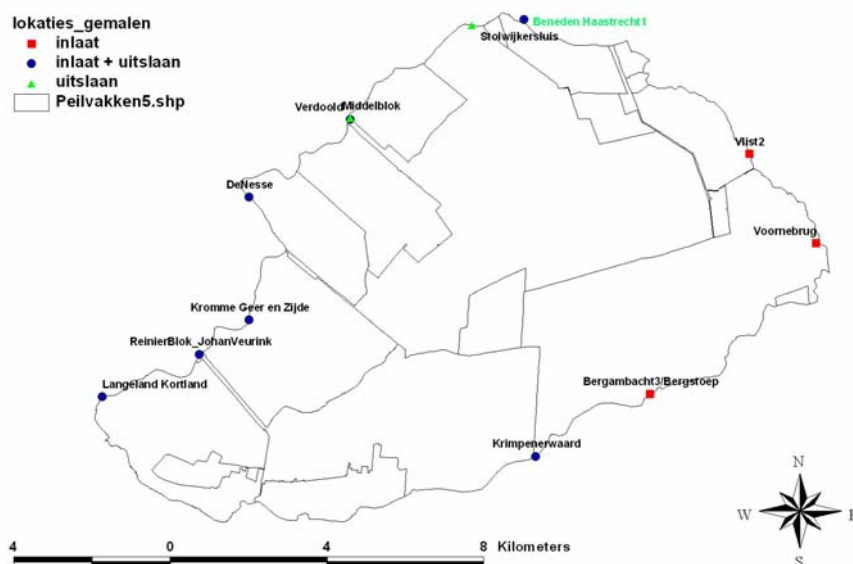
De waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem is getoetst aan maandelijkse metingen van 14 basismeetpunten uit het waterkwaliteitsmeetnet.

2.2.2 Waterkwantiteit

De gemeten maandelijkse debieten zijn schattingen van ingelaten rivierwater en uitgemalen polderwater en zijn gebruikt voor toetsing van modelberekeningen. De debieten zijn afkomstig van 8 gemalen die water uitslaan op het buitenwater en 10 gemalen die rivierwater inlaten (tabel 2.2 en Figuur 2.1). De metingen zijn vanaf 1996 in digitale vorm beschikbaar en gebaseerd op maaluren en maalcapaciteit van de gemalen.

Tabel 2.2 Gemalen voor inlaat van rivierwater en uitmalen van polderwater

Naam	Functie	X-coördinaat	Y-coördinaat
Krimpenerwaard	inlaat + uitslaan	110690	435570
Beneden Haastrecht1	inlaat + uitslaan	110389	446669
ReinierBlok_JohanVeurink	inlaat + uitslaan	102108	438165
Kromme Geer en Zijde	inlaat + uitslaan	103376	439036
DeNesse	inlaat + uitslaan	103381	442170
Verdoold	inlaat + uitslaan	105953	444141
Stolwijkersluis	uitslaan	109050	446528
Middelblok	uitslaan via Verdoold	105962	444176
Langeland Kortland	inlaat	99634	437080
Bergambacht3/Bergstoep	inlaat	113599	437147
Voornebrug	inlaat	117824	440992
Vlist2	inlaat	116130	443258



Figuur 2.3 Gemalen in de Krimpenerwaard waarvan gegevens tijdens deze studie zijn gebruikt.

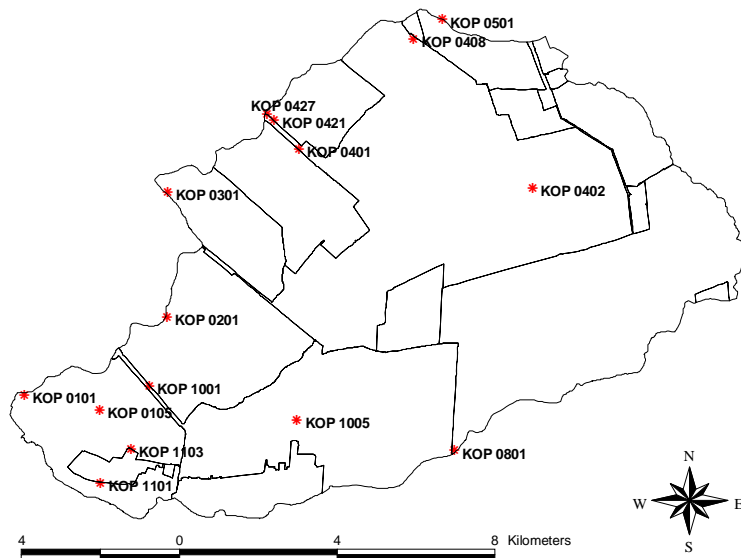
In aanvulling op de systeemverkenning (Arts et al., 2005) zijn tijdens fase 1 van de systeemanalyse jaarlijkse waterbalansen opgesteld voor de periode 1991-2000 (Kroes et al., 2006). Deze waterbalansen zijn gebruikt om de plausibiliteit van de, met het fase 2 modelsysteem, berekende waterbalansen te toetsen.

2.2.3 Waterkwaliteit

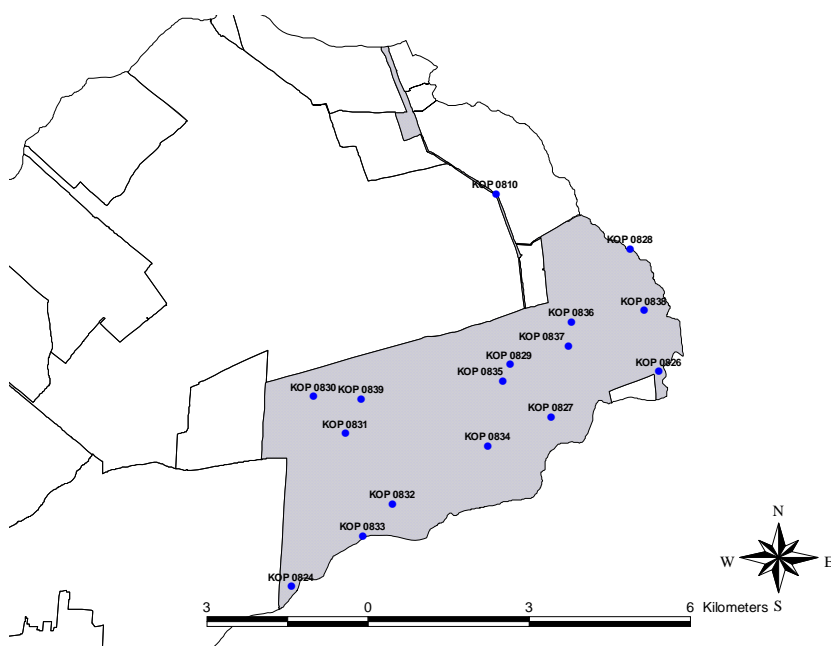
Maandelijks worden punten van het basismmeetnet in het oppervlaktewater bemonsterd en geanalyseerd op een groot aantal waterkwaliteitsparameters. Voor de vergelijking met historische metingen is gebruik gemaakt van langjarige tijdreeksen die voor 14 meetpunten van het basismmeetnet beschikbaar waren (tabel 2.3 en figuur 2.4). De locatie van de meetpunten is zodanig langs de randen van het gebied gelegen dat een analyse van de ruimtelijke variabiliteit beperkt mogelijk is. Om een aanvullende vergelijking met metingen binnen het gebied te maken zijn meetresultaten van een 16-tal meetlocaties van het peilvak Bergambacht gebruikt (figuur 2.5) waar gedurende de periode 1996-2000 de waterkwaliteit is gemeten.

Tabel 2.3 Meetpunten van het basismmeetnet Krimpenerwaard waarvan gegevens zijn gebruikt voor toetsing Fase 2 modelinstrumentarium (de metingen van KOP0105 zijn buiten beschouwing gebleven omdat ze in een relatief grote open waterplas zijn gemeten)

Meetpunt_code	Waterloop
KOP 0101	Molenvliet
KOP 0201	Polderwatergang
KOP 0301	Molenvliet
KOP 0401	Stolwijkse Boezem
KOP 0402	Achterwetering
KOP 0408	Stolwijkse Vaart
KOP 0421	Kavelsloot
KOP 0427	Hoofdwatgang
KOP 0501	Hoofdwatgang
KOP 0801	Hooge Boezem
KOP 1001	Lekkerkerkse Boezem
KOP 1005	De Veen
KOP 1101	Sluisvliet
KOP 1103	Recreatieplas Krimpenerhout



Figuur 2.4 Meetpunten van het basismetnet Krimpenerwaard waarvan gegevens zijn gebruikt voor toetsing van het fase 2 modelinstrumentarium.



Figuur 2.5 Aanvullende meetpunten binnen het peilvak Bergambacht waarvan gegevens zijn gebruikt voor toetsing fase 2 modelinstrumentarium.

3 Fase 2 modelsysteem

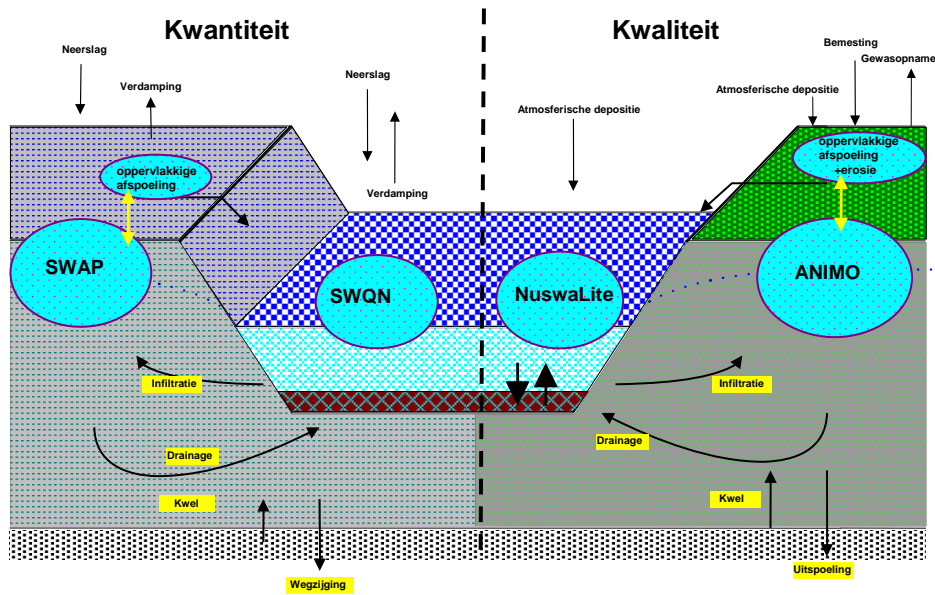
3.1 Inleiding

Met behulp van een modelsysteem kan een bijdrage van de evaluatie van het mestbeleid geleverd worden door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw als gevolg van het (mest)beleid (zie hoofdstuk 1). Het modelsysteem is gefaseerd opgebouwd zodat van grof naar fijn wordt gewerkt. In het fase 2 modelsysteem wordt gebruik gemaakt van de berekende waterafvoer en stikstof- en fosforvruchten met behulp van het bestaande landelijke modelinstrumentarium STONE (zie 0), met daaraan gekoppeld een ruimtelijk (regionaal) verfijnde schematisatie. In paragraaf 3.2 wordt dit modelinstrumentarium kort toegelicht. Een beschrijving van de ruimtelijke schematisatie voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard, is weergegeven in paragraaf 3.3.

3.2 Het modelinstrumentarium

In het fase 2 modelsysteem wordt het fase 1 modelsysteem verder verfijnd door de beschikbare STONE plots ruimtelijk te herschikken op basis van een gedetailleerde gebiedsschematisatie. Tevens worden in fase 2 de processen in het oppervlaktewater in het modelsysteem geïmplementeerd om de resultaten van het modelsysteem te kunnen toetsen aan de metingen in het oppervlaktewater. De koppeling tussen de modules voor het bodemsysteem en het (on)verzadigde grondwatersysteem (tezamen het landsysteem genoemd) met de modules voor het oppervlaktewatersysteem wordt gelegd via zogenaamde afwateringseenheden.

Het modelsysteem van fase 2 bestaat uit vier modules (figuur 3.1). Het modelsysteem bestaat uit modules voor de beschrijving van de kwantiteit (water) en modules voor de beschrijving van de kwaliteit (nutriënten). Daarnaast kan het systeem worden opgedeeld in modules voor het landsysteem en modules voor het oppervlaktewatersysteem. De modules van het oppervlaktewatersysteem worden beschreven in 0. In deze rapportage zullen de vier verschillende modules zullen zoveel mogelijk los van elkaar worden getoetst. 0 vermeldt de, voor deze fase, gehanteerde modelversies.

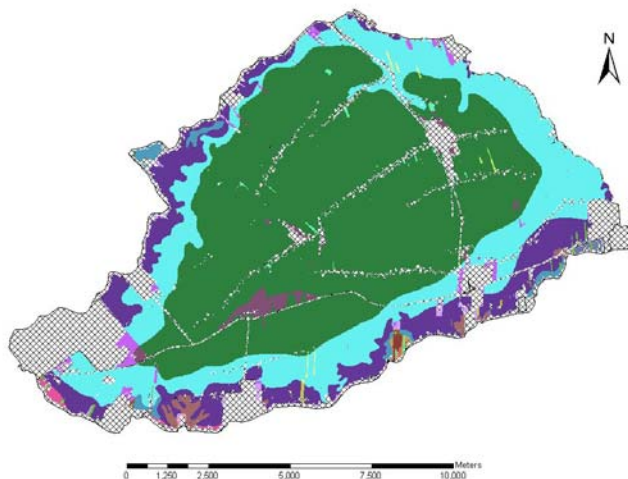


Figuur 3.1 Blokdiagram van de verschillende modules van het fase 2 modelsysteem

3.3 Schematisatie fase 2 modelsysteem

3.3.1 Schematisatie landsysteem

Als basisinformatie voor de schematisatie is gebruik gemaakt van een peilvakkenkaart, het bestand voor het landgebruik en de 1:50 000 bodemkaart voor bodemsoorten en grondwatertrappen. De gehanteerde procedure om tot rekeneenheden voor het landsysteem te komen (0) resulteerde in 29 rekeneenheden voor het landsysteem, waarvan de kenmerken overeenkomen met rekeneenheden van het landelijke STONE-instrumentarium (figuur 3.2).



Figuur 3.2 De 29 rekeneenheden van het fase 2 landsysteem Krimpenerwaard

3.3.2 Schematisatie oppervlaktewatersysteem

Deze paragraaf beschrijft de schematisering van het oppervlaktewatersysteem in waterlopen, peilvakken en kunstwerken. Detailinformatie en de parametrisatie van het oppervlaktewatersysteem is in een bijlage opgenomen (0).

3.3.2.1 Waterlopen

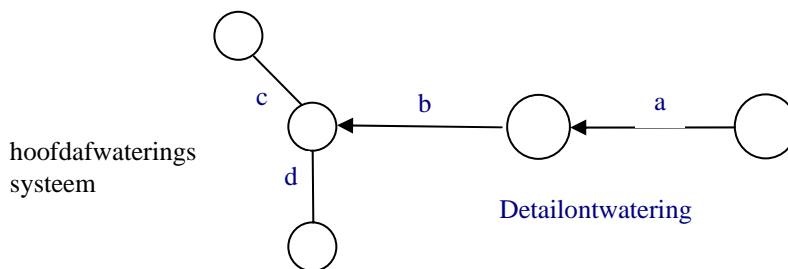
Hoofdwaterlopen

Bij het modelleren zijn de hoofdwaterlopen expliciet meegenomen, deze zijn overgenomen uit de legger. Voor de schematisatie is het noodzakelijk dat in alle peilvakken een waterloop ligt. De hoofdwaterlopen zijn in trajecten verdeeld die in lengte variëren van minimaal 9 tot maximaal 1493 meter. De gemiddelde lengte van een traject is 593 meter.

Detailontwatering

Naast de hoofdwaterlopen is een groot aantal secundaire waterlopen aanwezig. Deze zijn als detailontwatering in de modellering meegenomen. Met deze detailontwatering worden de kleinere secundaire waterlopen geschematiseerd.

De detailontwatering is geschematiseerd als een lange waterloop. Om de stroming van water zo goed mogelijk na te bootsen is gebruikt gemaakt van een aangepaste Chezy-waarde (zie 0). Hierbij is gebruik gemaakt van een kenmerkende afstromingslengte van 350 m, deze is als gemiddelde op basis van de shape-file bepaald. Per hoofdwaterlooptraject is één toegevoegd bergingstraject gecreëerd, welke tevens de koppeling met de plots mogelijk maakt (zie Figuur 3.3).



Figuur 3.3 Schematisatie detailontwatering als aparte waterloop (a=detailontwatering) die via een koppeltraject (b=koppeltraject) verbinding heeft met het hoofdafwateringssysteem (c en d)

De koppelwaterloop is noodzakelijk doordat SWQN rekent met volumes per knooppunt. Indien de koppelwaterloop niet gebruikt zou worden dan wordt slechts de helft van de detailontwatering toegekend aan de knoop van het hoofdwaterlopen systeem waarmee een onterechte berging wordt geïntroduceerd.

3.3.2.2 Peilvakken en vanggebied

De Krimpenerwaard is een peilbeheerste polder, waarbij de indeling in afwaterings-eenheden voornamelijk wordt gekenmerkt door het ruimtelijke gedifferentieerde

peilbeleid dat zich uit in verschillende peilvakken. Als basis voor de indeling in peilvakken is een gedigitaliseerde peilvakkenkaart van het waterschap gebruikt.

3.3.2.3 Kunstwerken

Stuwen

Op een aantal peilvakgrenzen zijn stuwen gelokaliseerd, waarmee de waterstroming wordt geregeld van het water dat van een peilvak met een hoog naar een peilvak met een laag waterpeil stroomt. De kruinhoogte en kruinbreedte van de stuwen zijn aangeleverd door het Hoogheemraadschap. In overleg met het Hoogheemraadschap zijn op deze wijze 12 (interne) stuwen gedefinieerd.

Gemalen (uitslaan)

Er zijn zowel intern als externe gemalen, die voor het afmalen en voor de wateraanvoer worden gebruikt. Nieuwe gemalen zijn toegevoegd op logische plaatsen (bv. peilovergangen).

De maximale maalcapaciteit is aangeleverd door het hoogheemraadschap. Aan- en afslagpeilen zijn vastgesteld op basis van de peilvakkenkaart. Het aanslagpeil is 5 cm hoger dan het streefpeil en het afslagpeil is gelijk aan het streefpeil.

Er zijn 7 gemalen gedefinieerd voor extern uitmalen (tabel 2.2 en figuur 2.3).

In werkelijkheid loost het gemaal Middelblok overtollige water van het peilvak Middelblok via het gemaal Verdoold. In het fase 2 modelinstrumentarium wordt door Middelblok rechtstreeks op de Hollandse IJssel geloosd.

Inlaten

Ter plaatse van verschillende uitslaggemalen bevinden zich ook inlaten. Ook intern komen er inlaten voor. Er wordt water ingelaten om waterpeilen te handhaven. Er is een range van +5 en -2 cm als stelregel voor uitmalen en inlaten.

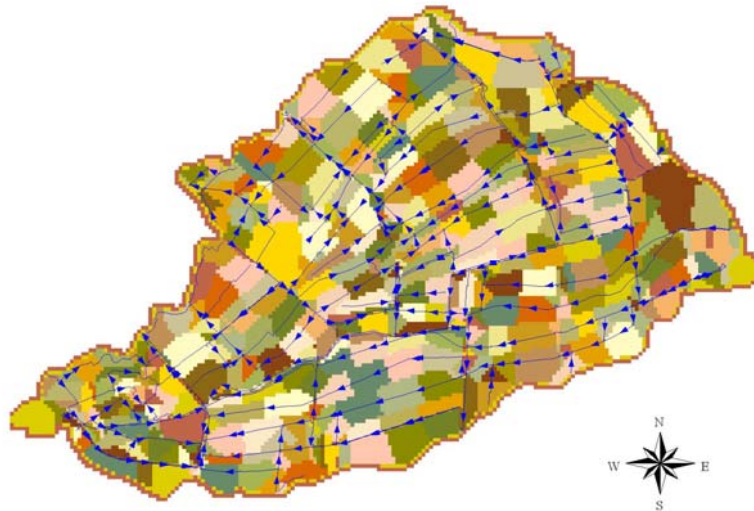
Aangenomen is dat het aanslagpeil voor de inlaat 8 cm lager is dan het streefpeil en dat het afslagpeil gelijk is aan 4 cm beneden het streefpeil.

Voor waterinlaat zijn 29 gemalen gemodelleerd: 6 voor inlaat van extern water en 23 interne inlaten op overgangen tussen peilvakken.

3.3.2.4 Koppeling land en oppervlaktewatersysteem

De verschillende percelen ontwateren via oppervlakkige afstroming (afspoeling) en via de bodem (drainage) naar de nabijgelegen waterlopen. In een polder zoals de Krimpenerwaard is de hoogteligging niet alleen bepalend voor de keuze van het landoppervlak dat afwatert naar een bepaalde waterloop. In de Krimpenerwaard zal worden ontwaterd naar een dichtbijgelegen waterloop. Daarom is er voor gekozen om subafwateringsgebieden te bepalen. Deze subafwateringsgebieden zijn in een GIS vastgesteld door gebieden toe te kennen op basis van de kortste afstand naar een dichtstbijgelegen waterloop. De toekenning van subafwateringsgebieden is uitgevoerd binnen peilvakken en langs trajecten van hoofdwaterlopen. De grens van een subwateringseenheid wordt daarmee gevormd door de middellijn tussen

waterlopen, de grens tussen peilvakken en de grens tussen hoofdwaterloop-trajecten. Op deze wijze zijn 491 subafwateringsgebieden vastgesteld (figuur 3.6).



Figuur 3.6 Subafwateringsgebieden in de Krimpenerwaard

Vervolgens is de ontwatering (waterafvoer) van de subafwateringsgebieden toegekend aan de detailontwatering van de nabijgelegen hoofdwaterloop.

3.3.2.5 Waterkwaliteit inlaat

De aanvoer van nutriënten via ingelaten water is bepaald door de berekende waterinlaat te vermenigvuldigen met maandelijks gemiddelde concentraties. Omdat tijdens de opzet van de berekeningen geen historische gegevens beschikbaar waren van de concentraties in de rivieren, zijn concentraties van inlaatwater bepaald met recente gegevens van meetpunten bij inlaten (zie 0). Deze concentraties zijn omgerekend naar vrachten en toegekend aan knooppunten waarop water wordt ingelaten.

3.3.2.6 AWZI's

In het gebied komen 4 afvalwaterzuiveringsinstallaties (awzi's) voor die het gezuiverde water binnen het gebied lozen: Stolwijk, Bergambacht, Ammerstol en Berkenwoude. De lozingen zijn als gemiddelde vrachten toegevoegd aan de dichtstbijgelegen knooppunten van het model (tabel 3.2).

Tabel 3.2 Gemiddelde belasting van het oppervlaktewater in g d⁻¹

Knooppunt	Organisch N (g d ⁻¹ N)	Mineraal N (g d ⁻¹ N)	Organisch P (g d ⁻¹ P)	Mineraal P (g d ⁻¹ P)	AWZI
281	1700	2600	320	480	Ammerstol
50	6500	3600	840	460	Bergambacht
271	1900	1900	600	600	Berkenwoude
124	4200	3800	315	285	Stolwijk

4 Resultaten fase 2 modelsysteem

Het fase 2 modelsysteem is doorgerkend voor de periode 1986 t/m 2000. De resultaten zijn getoetst aan beschikbare metingen waarna balansen zijn opgesteld.

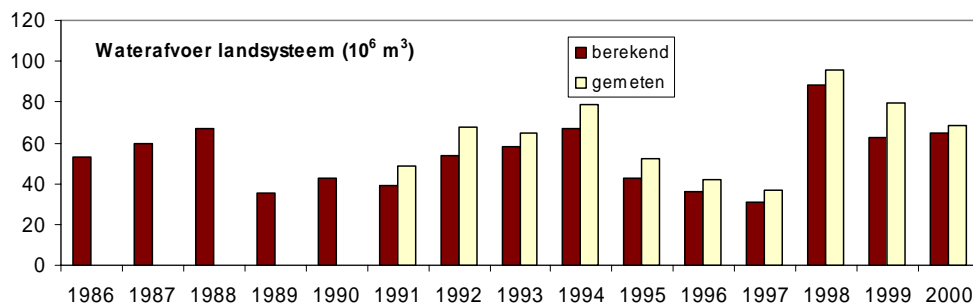
In dit hoofdstuk worden resultaten gepresenteerd van de deelsystemen land en oppervlaktewater voor het stroomgebied als geheel. Omdat het areaal natuur gering is (<3%) en omdat er geen relevante meetgegevens beschikbaar zijn die een toetsing van de resultaten bij de huidige relatief grove schematisering mogelijk maken is een opsplitsing van de resultaten over landbouw en natuur in deze fase weinig zinvol.

4.1 Waterkwantiteit landsysteem

4.1.1 Toetsing

Analoog aan de toetsing van het fase 1 modelsysteem (Kroes et al., 2006) zijn de berekende aan- en afvoer van het land vergeleken met de gemeten aan- en afvoer van de polder.

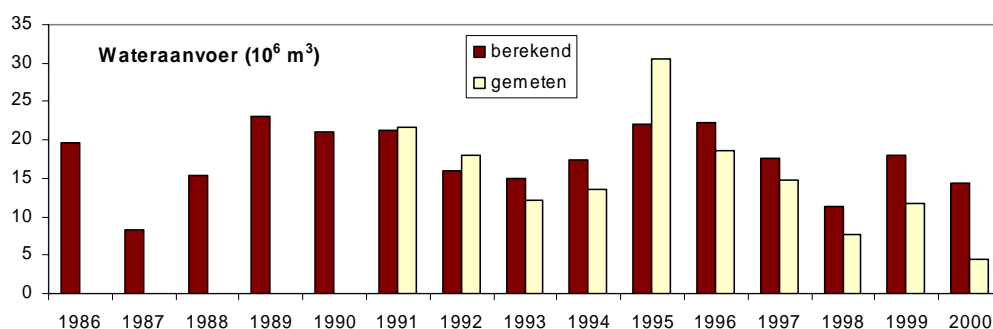
De berekende afvoer uit het landsysteem (drainage en runoff) is vergeleken met de gemeten debieten die de polder worden uitgemaalend (figuur 4.1). De gemeten afvoer is gemiddeld $63 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ water over de periode 1991-2000. De berekende afvoer vanuit het landsysteem over dezelfde periode bedraagt gemiddeld $54 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ water en is daarmee $9 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ ofwel 14% lager dan de gemeten afvoer vanuit de polder. Deze lage afvoeren worden voor alle jaren berekend (figuur 4.1).



Figuur 4.1 Gemeten en berekende waterafvoer (10^6 m^3)

De berekende wateraanvoer naar het landsysteem (infiltratie) is vergeleken met de gemeten debieten die vanuit de rivieren de polder worden ingelaten (figuur 4.2). De gemeten aanvoer is gemiddeld $15 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ water over de periode 1991-2000. De berekende aanvoer naar het landsysteem over dezelfde periode bedraagt gemiddelde $18 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ water en is daarmee $3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ ofwel 14% hoger dan de gemeten aanvoer naar de polder. De verschillen tussen gemeten en berekende wateraanvoer zijn opvallend groot in het jaar 1995, een jaar waarin een wateraanvoer naar het landsysteem (infiltratie) is berekend van $22 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ water, terwijl er $30.5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ is

gemeten aan waterinlaat. Het jaar 1995 was met een neerslagoverschot van 186 mm/jaar weliswaar droog maar de jaren 1996 en 1997 waren droger en hadden minder wateraanvoer (Kroes et al., 2006, bijlage 1).



Figuur 4.2 Gemeten en berekende wateraanvoer (10⁶ m³)

4.1.2 Waterbalansen

Gedetailleerde waterbalansen voor het fase 2 landsysteem voor de periode 1986-2000 zijn gegeven in 0. De gemiddelde waterbalans voor deze periode (tabel 4.1) laat zien dat neerslag en infiltratie vanuit het oppervlaktewater de belangrijkste aanvoertermen zijn. De infiltratie bedraagt met 18 10⁶ m³ jr⁻¹ ca 15% van de totale aanvoer. Deze infiltratie moet via wateraanvoer gerealiseerd worden.

De grootste uitgaande termen zijn verdamping en drainwaterafvoer. De berekende drainwaterafvoer (drainage+runoff) is gemiddeld 54 10⁶ m³ jr⁻¹ en bedraagt ca 46% van de totale afvoer. Deze drainwaterafvoer belandt in het oppervlaktewater en wordt via gemalen uit het gebied afgevoerd.

De verschillen tussen de jaren zijn groot. In de droge jaren 1996 en 1997 bedroeg de totale aan- en afvoer naar het landsysteem ca 850 mm jr⁻¹, terwijl dit in het natte jaar 1998 ca 1280 mm jr⁻¹ bedroeg (0). Dit verschil wordt veroorzaakt door neerslag en resulteert in sterke fluctuaties in aan- en afvoeren.

Tabel 4.1 Waterbalans voor het landsysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 11400 ha		
IN	10 ⁶ m ³	mm	UIT	10 ⁶ m ³	mm
Neerslag	98	856	Verdamping	60	529
Irrigatie	0	0	Runoff	6	49
Infiltratie	18	154	Drainage	48	419
Kwel	2	15	Wegzijging	3	27
Totaal	118	1025	Totaal	117	1024
Bergingsverandering				1	1

Via de onderrand van het modelsysteem wordt water aangevoerd als kwel en verdwijnt water via wegzijging. Netto levert dit een afvoerterm op van 12 mm jr⁻¹ gemiddeld voor het gebied. Het is echter bekend dat er binnen het gebied relatief

grote verschillen voorkomen: kwel in het gebied grenzend aan de Lek en wegzijging in het noordelijk deel (Arts et al., 2005).

Er zijn daarnaast ruimtelijke verschillen binnen de jaarlijkse waterstromen binnen het gebied. Uit de waterbalans voor het peilvak Bergambacht over de periode 1986-2000 (tabel 4.2) blijkt dat lokaal de, met het fase 2 modelinstrumentarium, gemodelleerde kwel zeer waarschijnlijk lager is dan de werkelijk optredende kwel. Net als voor de polder als geheel, wordt hier een netto wegzijging berekend van 12 mm/jaar, wat niet realistisch is. Het peilvak Bergambacht ligt dicht tegen de Lek aan, waar kwel zal overheersen. Dit is eveneens gebleken uit de systeemverkenning (Arts et al., 2005), waar een kwel van 95 mm/jaar wordt vermeld.

Tabel 4.2 Waterbalans voor het landsysteem van het peilvak Bergambacht, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 2573 ha		
IN		mm	UIT		mm
Neerslag		849	Verdamping		527
Irrigatie		0	Runoff		47
Infiltratie		146	Drainage		410
Kwel		22	Wegzijging		34
Totaal		1017	Totaal		1018
Bergingsverandering					-1

4.2 Waterkwaliteit landsysteem

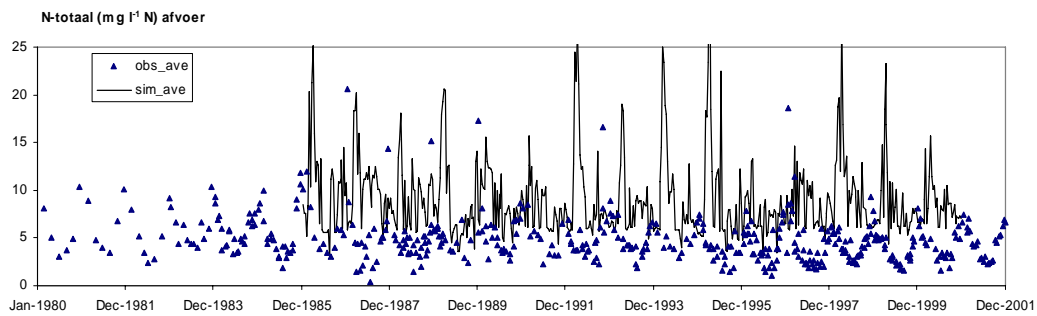
4.2.1 Toetsing

Om inzicht te krijgen in het gemiddelde verloop voor het hele landsysteem van de polder is een vergelijking gemaakt tussen gemeten concentraties in het oppervlaktewater en de berekende concentraties in het uitspoelende bodemwater.

Deze vergelijking is gemaakt voor de randen van de polder en binnen de polder.

Voor de vergelijking langs de randen van de polder (systeemgrens) zijn de berekende concentraties in het, uit de bodem, afgevoerde water (drainage en runoff) vergeleken met metingen in waterlopen dichtbij meetpunten waarlangs 80% van de totale waterafvoer verloopt via de gemalen Verdoold, Veurink en Krimpenerwaard. De vergelijking is gemaakt voor de periode 1986-2000. Meetresultaten zijn gebruikt van de meetpunten KOP0427, KOP0801, KOP1001.

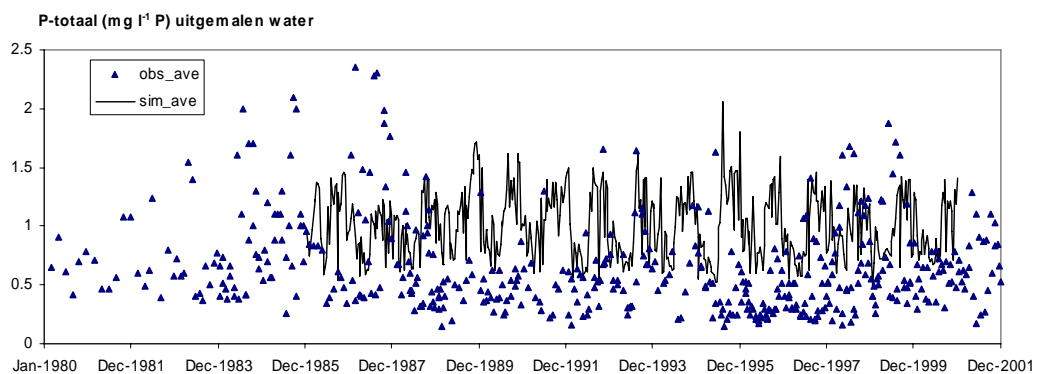
De berekende concentraties totaalstikstof in het uitspoelende bodemwater bedragen gemiddeld 9.0 mg l⁻¹ N. De gemeten concentraties in het oppervlaktewater bedragen gemiddeld 4.7 mg l⁻¹ N (figuur 4.3). Daarmee bedragen de gemeten N-concentraties in het uitgemalen oppervlaktewater 52% van de berekende N-concentraties in het uitspoelende grondwater.



Figuur 4.3 Gemeten (*obs_ave*) en berekende (*sim_ave*) concentraties totaal-N (mg l^{-1} N) in het afgevoerde water

De berekende concentraties totaalfosfor in het uitspoelende bodemwater bedragen gemiddeld 1.01 mg l^{-1} P. De gemeten concentraties in het oppervlaktewater bedragen gemiddeld 0.61 mg l^{-1} P (figuur 4.4). Daarmee bedragen de gemeten P-concentraties in het uitgemalen oppervlaktewater 61% van de berekende P-concentraties in het uitspoelende grondwater.

De grote verschillen tussen de gemeten en berekende concentraties zijn verklaarbaar, omdat de processen in het oppervlaktewater (retentie) bij deze toetsing niet in beschouwing zijn genomen. Deze processen zorgen in het algemeen voor een verlaging van de concentraties, zowel van stikstof als fosfor.

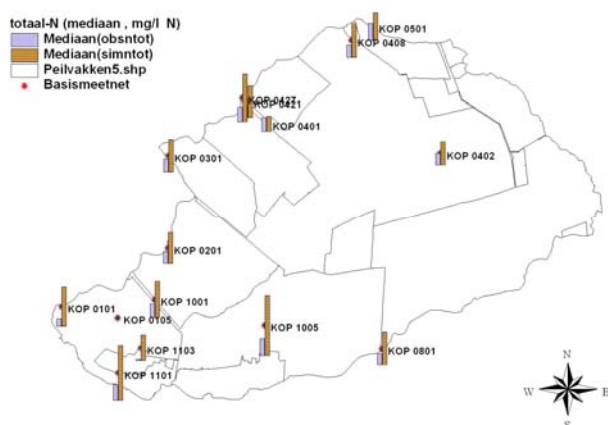


Figuur 4.4 Gemeten (*obs_ave*) en berekende (*sim_ave*) concentraties totaal-P (mg l^{-1} P) in het afgevoerde water

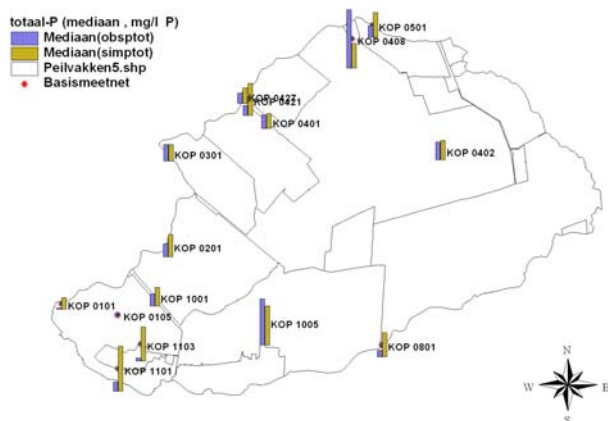
Voor een nadere vergelijking binnen het landsysteem zijn de meetresultaten van de 14 meetpunten vergeleken met de berekende concentraties. De berekende concentraties zijn bepaald door binnen de subafwateringseenheid waarbinnen een meetpunt zich bevindt, de (gebieds-)gewogen concentraties te bepalen in het af/uitspoelende bodemwater. Detailinformatie is te vinden in 0.

De mediane waarde van de berekende concentraties totaal-N en totaal-P in het uitspoelende bodemwater bedragen respectievelijk 10.3 mg l^{-1} N en 0.93 mg l^{-1} P. De mediane waarde van de gemeten concentraties in het oppervlaktewater bedraagt 4.3 mg l^{-1} N en 0.70 mg l^{-1} P. Voor de 14 meetpunten gemiddeld bedragen de gemeten N- en P-concentraties in de 14 meetpunten respectievelijk 42% en 75% van de berekende N- en P-concentraties in het uitspoelende grondwater.

Uit het ruimtelijke beeld voor totaal-N (figuur 4.5) en totaal-P (figuur 4.6) valt op te merken dat het zuidwesten van het gebied, bij Krimpen a/d IJssel en Krimpen a/d Lek de verschillen tussen gemeten en berekend het grootst zijn. Verder valt op dat er twee meetpunten zijn waarvoor de berekende concentraties totaal-P lager zijn dan de gemeten waarden (KOP 0408 en KOP 1005). De laatstgenoemde verschillen ontstaan doordat in de jaren 1985-1990 een beperkt aantal hoge gemeten waarden (2 - 4 mg l⁻¹ P) zijn gemeten. Deze hoge waarden zijn mogelijk veroorzaakt door ongecontroleerde lozingen (zie figuren in 0) die in die periode vaker voorkwamen en in het fase 2 modelsysteem niet zijn geschematiseerd omdat er geen gegevens van zijn.



Figuur 4.5 Berekende (simntot) en gemeten (obsntot) mediane concentraties (mg/l) totaal- N voor 14 meetpunten van het basismeetnet; berekende waarden gelden voor het uitspoelende bodemwater, gemeten waarden gelden voor het oppervlaktewater



Figuur 4.6 Berekende (simptot) en gemeten (obsptot) mediane concentraties (mg/l) totaal-P voor 14 meetpunten van het basismeetnet; berekende waarden gelden voor het uitspoelende bodemwater, gemeten waarden gelden voor het oppervlaktewater

4.2.2 Nutriëntenbalansen

4.2.2.1 Stikstof

Gedetailleerde stikstofbalansen voor de periode 1986-2000 zijn gegeven in 0.

Uit de gemiddelde jaarbalans (tabel 4.3) blijkt een relatief hoge gemiddelde jaarlijkse bemesting van $501 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$. Grotendeels wordt dit opgenomen door het gewas en verdwijnt via denitrificatie naar de atmosfeer. Verder spoelt $44 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ (ofwel $495 \cdot 10^3 \text{ kg N}$) uit naar het oppervlaktewater via drainage en oppervlakkige afspoeling. Deze N-vracht bestaat voor 70% uit organisch N en voor 30% uit mineraal N (0).

De hoge N-belasting is veroorzaakt door het grote areaal cultuurgrasland (97%). Vervluchtiging is niet als aparte balansterm te onderscheiden omdat in STONE vervluchtiging is verdisconteerd in de bemesting.

De infiltratie is relatief gering, omdat in STONE met een vaste randvoorwaarde voor de concentratie van het infiltrerende oppervlaktewater van $0.001 \text{ NO}_3\text{-N}$ en $0.0002 \text{ kg m}^{-3} \text{ NH}_4\text{-N}$ is gerekend.

De bergingsverandering geeft aan dat de voorraad stikstof daalt met gemiddeld $4.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1} \text{ N}$ (= $52 \text{ kg} / 15 \text{ jr}$), ofwel 10% ten opzichte van de totale aanvoer.

Tabel 4.3 Stikstofbalans voor het landsysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 11400 ha		
IN	10^3 kg N	$\text{kg ha}^{-1} \text{ N}$	UIT	10^3 kg N	$\text{kg ha}^{-1} \text{ N}$
Atmosf.depositie	268	24	Afspoeling	31	3
Bemesting	5715	501	Vervluchtiging	0	0
Infiltratie	21	2	Denitrificatie	2501	219
Kwel	7	1	Gewasafvoer	3601	316
			Uitspoeling	464	41
			Wegzijging	12	1
Totaal	6011	528	Totaal	6609	580
Bergingsverandering				-598	-52

Uit de stikstofbalans voor het landsysteem van het peilvak Bergambacht (tabel 4.4) blijkt dat deze balans redelijk overeenkomst met die van de gehele polder.

Hendriks et al. (2002) geven uitgebreide balansen voor Bergambacht over de periode 1995-1998. Zij berekenen een nettobijdrage van de kwel van $7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Tevens berekenen zij een N-afvoer (af en uitspoeling) van $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ totaal-N. Het fase 2 modelsysteem berekent een netto-afvoer via wegzijging van $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ en een gemiddelde N-afvoer van $45 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ totaal-N (figuur 4.7). Voor de periode 1995-1998 is de, met het fase 2 modelsysteem berekende, gemiddelde N-afvoer $39 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ totaal-N. Dit laatste is 30% hoger dan de N-afvoer die Hendriks et al. (2002) hebben bepaald op basis van gedetailleerdere gebiedsinformatie.

De N-afvoer in Bergambacht vertoont flinke dynamiek in de tijd, met de hoogste afvoeren in natte jaren als 1998 en de laagste afvoeren in droge jaren met weinig

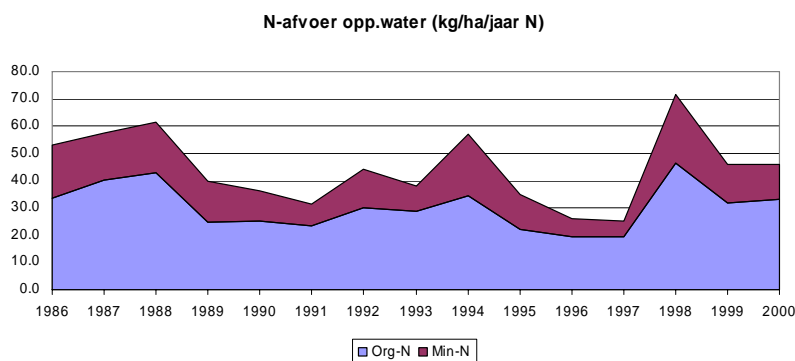
waterafvoer (1996 en 1997). De verdeling van de N-afvoer over organisch-N en mineraal-N is vrijwel gelijk aan die in de polder als geheel: 70 : 30% (figuur 4.7).

Uit een vergelijking van de bemesting voor het peilvak Bergambacht blijken verschillen tussen het fase 2 modelsysteem en de resultaten van de studie van Hendriks (2002). De gemiddelde N-bemesting van het fase 2 systeem bedraagt 511 kg ha⁻¹ jr⁻¹ N en toont slechts een geringe dalende trend, terwijl Hendriks et al. (2002) een duidelijke daling aangeven op basis van regionale gegevens (figuur 4.8).

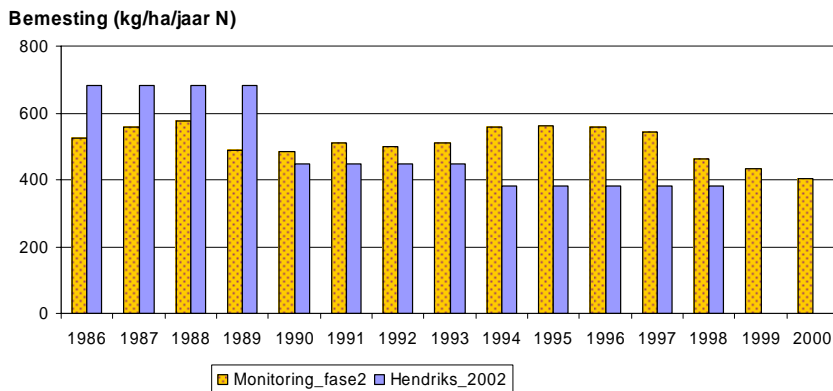
Tabel 4.4 Stikstofbalans voor het landsysteem van het peilvak Bergambacht, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000		Oppervlakte balansgebied 2573 ha			
IN		kg ha ⁻¹ N	UIT		kg ha ⁻¹ N
Atmosf.depositie		24	Afspoeling		3
Bemesting		511	Vervluchting		0
Infiltratie		2	Denitrificatie		227
Kwel		1	Gewasafvoer		321
			Uitspoeling		42
			Wegzijging		2
Totaal		538	Totaal		595
Bergingsverandering					-57

De oorzaak van deze geringe dalende trend ligt in het ontbreken van voldoende regionale gebiedsgegevens als basis voor de mestverdeling.



Figuur 4.7 Verdeling van de N-afvoer (kg/ha/jaar N) over organisch-N en mineraal-N in peilvak Bergambacht, periode 1986-2000 tijdens fase 2



Figuur 4.8 N-bemesting (kg/ha/jaar N) in peilvak Bergambacht, periode 1986-2000 tijdens fase 2 en zoals door Hendriks et al. (2002) is bepaald.

4.2.2.2 Fosfor

Gedetailleerde fosforbalansen voor de periode 1986-2000 zijn gegeven in 0. De gemiddelde jaarbalans laat zien dat de aanvoer van fosfor naar de bodem vrijwel uitsluitend via bemesting plaatsvindt (tabel 4.5).

Atmosferische depositie is in STONE als verwaarloosbaar klein beschouwd. Infiltratie van fosfor komt niet voor, omdat in STONE met een vaste randvoorwaarde voor de concentratie van het infiltrerende oppervlaktewater van 0.0 mg l⁻¹ totaal-P is gerekend. Er wordt relatief veel fosfor via kwel aangevoerd omdat er een relatief hoge kwelconcentratie is gebruikt.

De afvoer van P via drainage en oppervlakkige afspoeling naar het oppervlaktewater bedraagt 4 kg ha⁻¹ P (ofwel 48 10³ kg P).

De bergingsverandering laat zien dat er ophoping van P plaatsvindt over de periode van 15 jaar: de fosfor voorraad stijgt met 14 kg ha⁻¹ P, ofwel 23% van de fosforvoorraad.

Tabel 4.5 Fosforbalans voor het landsysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 11400 ha		
IN	10 ³ kg P	kg ha ⁻¹ P	UIT	10 ³ kg P	kg ha ⁻¹ P
Atmosf.depositie	0	0	Afspoeling	2	0
Bemesting	681	60	Gewasafvoer	480	42
Infiltratie	0	0	Uitspoeling	46	4
Kwel	4	0	Wegzijging	1	0
Totaal	685	60	Totaal	529	46
Bergingsverandering				156	14

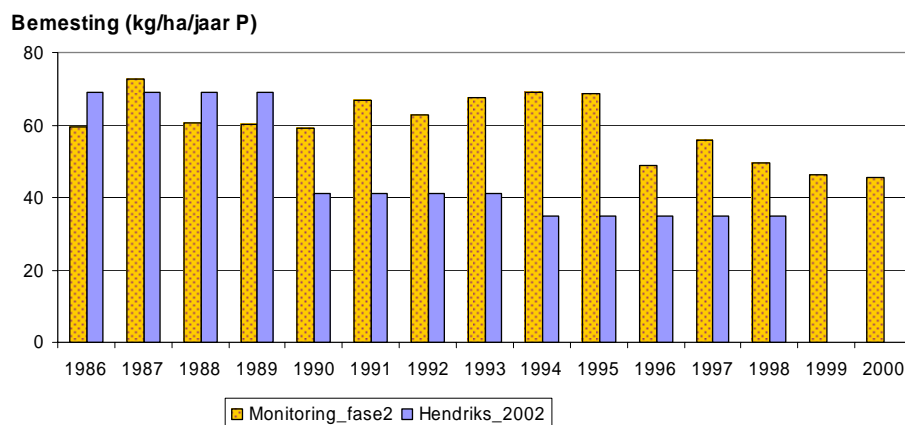
Uit de fosforbalans voor het landsysteem van het peilvak Bergambacht (tabel 4.6) blijkt dat deze balans overeenkomst met die van de gehele polder.

Hendriks et al. (2002) geven balansen voor Bergambacht over de periode 1995-1998. Zij berekenen een nettobijdrage van de kwel van 1 kg ha⁻¹ jr⁻¹ totaal-P. Tevens berekenen zij een P-afvoer (af en uitspoeling) van 3 kg ha⁻¹ jr⁻¹ totaal-P. Het fase 2 modelsysteem berekent een netto-afvoer via wegzijging van 0 kg ha⁻¹ jr⁻¹ en een gemiddelde P-afvoer van 4 kg ha⁻¹ jr⁻¹ totaal-P (tabel 4.5). De bijdrage van de kwel wordt daarmee onderschat en de P-afvoer is 30% hoger dan de P-afvoer die Hendriks et al. (2002) hebben bepaald. De gemiddelde P-bemesting van het fase 2 systeem bedraagt 60 kg ha⁻¹ jr⁻¹ P en toont slechts een geringe dalende trend, terwijl Hendriks et al. (2002) een duidelijke daling aangeven op basis van regionale gegevens (figuur 4.9).

Evenals bij stikstof ligt de oorzaak van deze geringe dalende trend in het ontbreken van voldoende regionale gebiedsgegevens als basis voor de mestverdeling.

Tabel 4.6 Fosforbalans voor het landsysteem van het peilvak Bergambacht, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000		Oppervlakte balansgebied 2573 ha			
IN		kg ha ⁻¹ P	UIT		kg ha ⁻¹ P
Atmosf.depositie		0	Afspoeling		0
Bemesting		60	Gewasafvoer		42
Infiltratie		0	Uitspoeling		4
Kwel		1	Wegzijging		0
Totaal		61	Totaal		46
Bergingsverandering					15



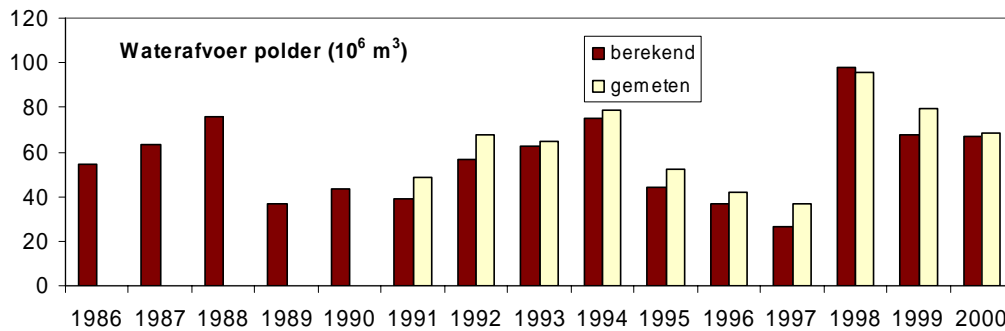
Figuur 4.9 P-bemesting (kg/ha/jaar N) in peilvak Bergambacht, periode 1986-2000 tijdens fase 2 en zoals door Hendriks et al. (2002) is bepaald.

4.3 Waterkwantiteit oppervlaktewatersysteem en polder

De resultaten van de waterkwantiteit van het oppervlaktewatersysteem zijn, net als bij het landsysteem, getoetst aan gemeten debieten van wateraanvoer dat via gemalen de polder is ingelaten en waterafvoer dat via gemalen de polder wordt uitgemaal. Aansluitend hieraan zijn balansen opgesteld voor het oppervlaktewatersysteem en voor de polder als geheel.

4.3.1 Toetsing

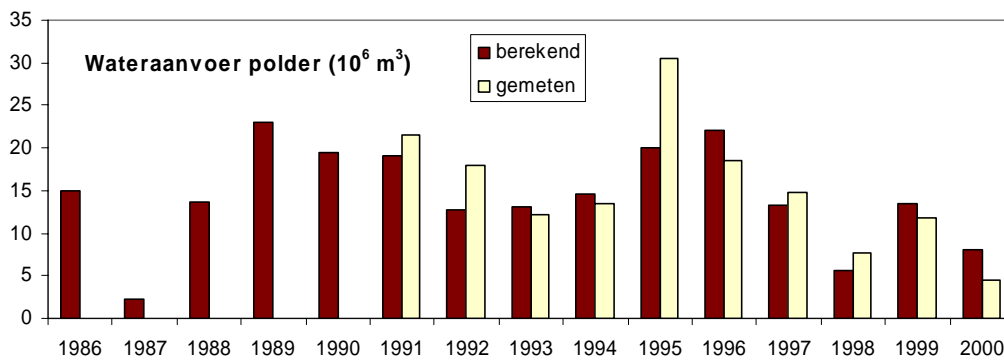
De berekende en gemeten (geschatte) debieten die de polder worden uitgemaal zijn onderling vergeleken voor de periode 1991-2000, een periode waarvoor metingen beschikbaar waren (figuur 4.10). De gemeten afvoer is gemiddeld $63 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ water en de berekende afvoer bedraagt gemiddeld $57 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ water en is daarmee 9% lager dan de gemeten afvoer vanuit de polder.



Figuur 4.10 Gemeten en berekende waterafvoer (10^6 m^3)

De wateraanvoer naar de polder wordt gerealiseerd door waterinlaat vanuit aangrenzende rivieren. De gemeten (geschatte) wateraanvoer is gemiddeld $15 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ water over de periode 1991-2000. De berekende aanvoer over dezelfde periode bedraagt gemiddelde $14 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ water en is daarmee 7% lager dan de gemeten aanvoer naar de polder (figuur 4.11).

Evenals bij de resultaten van het landsysteem blijkt ook hier dat de verschillen tussen de berekende en de gemeten aanvoer in het jaar 1995 het grootst zijn.



Figuur 4.11 Gemeten en berekende wateraanvoer (10⁶ m³)

Om inzicht te krijgen in de ruimtelijke spreiding van de berekende aan- en afvoeren zijn de berekende debieten van de 7 gemalen voor waterafvoer en de 7 gemalen voor waterinlaat vergeleken met de gemeten maandelijkse debieten voor de periode waarin de gegevens beschikbaar zijn: 1996-2000.

Uit deze toetsing met maandelijkse uitgemalen debieten (0 en tabel 4.7) blijkt dat de onderschatting van de afvoer voornamelijk wordt veroorzaakt doordat bij de gemalen Verdoold en Krimpenerwaard (=Hoekse Sluis) de gezamenlijke afvoer met $30.4 \cdot 10^6 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{jr}^{-1}$ lager is dan de gemeten afvoer van $39.5 \cdot 10^6 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{jr}^{-1}$. De berekende afvoer van het gemaal Stolvijckersluis bedraagt $3.8 \cdot 10^6 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{jr}^{-1}$ en is hoger dan de gemeten afvoer van $0.8 \cdot 10^6 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{jr}^{-1}$. Bij de overige 4 gemalen wordt de afvoer redelijk correct berekend. De gezamenlijke afvoer van de 3 grootste gemalen (Verdoold, Veurink en Krimpenerwaard) bedraagt in de berekeningen en de metingen respectievelijk 79 en 86% van de totale afvoer.

Uit een analyse van de ingelaten debieten (0 en tabel 4.8) blijkt dat bij de gemalen Bergstoep en LangelandKortland de ingelaten berekende debieten kleiner zijn dan de gemeten debieten. Bij Vlist, Verdoold en HoekseSluis zijn de ingelaten berekende debieten groter dan de gemeten debieten. Bij Voornebrug is er een goede overeenkomst tussen gemeten en berekende waterinlaat. De grootste afwijkingen in de inlaat ontstaan bij Verdoold en Krimpenerwaard (=Hoekse Sluis), waar in de zomer van het relatief droge jaar 1996 in de berekeningen te veel water is ingelaten t.o.v. de metingen (bijlage 15). Dit is zeer waarschijnlijk ontstaan door een te grote watervraag van het landsysteem, een watervraag die op zijn beurt is veroorzaakt door relatief lage grondwaterstanden.

Tabel 4.7 Berekende en gemeten waterafvoer; gemiddeld over de periode 1996-2000

gemaal	gemeten		berekend	
	10 ⁶ m ³ jr ⁻¹	(%)	10 ⁶ m ³ jr ⁻¹	(%)
Stolwijkersluis	0.8	1	3.8	7
BenedenHaastr.	1.3	2	1.2	2
Verdoold	23.7	37	20.1	34
VeurinkReinierblok	15.8	25	15.9	27
KGZ	5.0	8	5.1	9
DeNesse	2.0	3	2.4	4
Krimpenerwaard	15.9	25	10.3	18
Polder	64.4	100	58.8	100

Tabel 4.8 Berekende en gemeten wateraanvoer; gemiddeld over de periode 1996-2000

gemaal	gemeten		berekend	
	10 ⁶ m ³ jr ⁻¹	(%)	10 ⁶ m ³ jr ⁻¹	(%)
bergstoep	1.6	15	1.2	10
voornebrug	1.1	11	1.1	9
vlist	0.8	7	1.5	12
Verdoold	2.2	21	3.6	29
Krimpenerwaard	3.4	32	4.5	37
LangelandKortland	1.6	15	0.5	4
Polder	10.7	100	12.3	100

4.3.2 Waterbalansen

Gedetailleerde waterbalansen van het oppervlaktewatersysteem zijn voor de periode 1986-2000 gegeven in 0. De gemiddelde waterbalans voor de periode 1986-2000 is gegeven in tabel 4.9.

De balanspost drainage vormt met 52 10⁶ m³ water de grootste aanvoerterm en bedraagt 58% van de totale aanvoer naar het oppervlaktewater. Neerslag en inlaatwater vormen met respectievelijk 23 en 14 10⁶ m³ water de overige aanvoertermen. De uitgemalen hoeveelheid water vormt met 57 10⁶ m³ de grootste afvoerterm en bedraagt 64% van de totale afvoer vanuit het oppervlaktewater.

Verdamping en infiltratie naar de bodem vormen met respectievelijk 17 en 15 10⁶ m³ water de overige afvoertermen. De verdamping is met gemiddeld 739 mm/jaar hoger dan die van het landsysteem doordat open water meer verdampt dan land.

Tabel 4.9 Waterbalans voor het oppervlaktewatersysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 2352 ha		
IN	10 ⁶ m ³	mm	UIT	10 ⁶ m ³	mm
Neerslag	23	982	Verdamping	17	739
Inlaat	14	611	Uitgemalen	57	2403
Drainage	52	2169	Infiltratie	15	621
Kwel	0	0	Wegzijging	0	0
Totaal	89	3762	Totaal	89	3763
Bergingsverandering				0	-1

Nu de waterbalansen van land en oppervlaktewater zijn opgesteld kan ook de waterbalans van het hele gebied worden opgesteld (tabel 4.10 en 0). Deze is relatief eenvoudig en maakt een vergelijking met de ‘gemeten’ waterbalans (Kroes et al., 2006, bijlage 1) mogelijk. Over de periode 1991-2000 blijkt dat:

- De neerslag komt goed overeen;
- De inlaat wordt gemiddeld genomen 10^6 m^3 (ca 7%) te laag berekend; het grootste verschil tussen gemeten en berekend ($10 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) komt voor in het jaar 1995;
- Er is een geringe wegzijging van 10^6 m^3 berekend, terwijl dit volgens de ‘gemeten’ waterbalans een netto kwel van $4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ had moeten zijn. De bijdrage van kwel aan de totale wateraanvoer is in de berekeningen met 0% beduidend lager dan die in de metingen (6%);
- De verdamping is 4% hoger dan de verdamping uit de ‘gemeten’ waterbalans, maar ligt met een waarde van 564 mm/jaar dicht bij de gemeten verdamping van 554 mm in Cabauw;
- De uitgemalen hoeveelheid is ca 9% lager dan de gemeten hoeveelheid. De onderschatting van de uitgemalen hoeveelheid wordt voor een deel veroorzaakt worden doordat de waterafvoer vanuit AWZI's is onderschat evenals de bijdrage van de kwel. Daarnaast is de wateraanvoer via inlaat lager dan de gemeten ingelaten waterhoeveelheid. Dit laatste geldt gemiddeld voor de periode 1991-2000; voor de periode 1996-2000 is de berekende waterinlaat juist hoger dan de gemeten inlaat (tabel 4.8).

Tabel 4.10 Waterbalans voor het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1991-2000, resultaat van fase 2; gemeten waarden afkomstig uit Kroes et al. (2006)

Balansperiode 1991-2000				Oppervlakte balansgebied 13752 ha			
IN	10 ⁶ m ³		mm	UIT	10 ⁶ m ³		mm
	Bere- kend	Geme- ten	Berekend		Bere- kend	Geme- ten	Berekend
Neerslag	121	120	884	Verdamping	78	75	564
Inlaat	14	15	103	Uitgemalen	57	63	417
AWZI	0	1	0		0	0	0
Kwel	0	8	0	Wegzijging	1	4	9
Totaal	135	144	987	Totaal	136	142	990
Bergingsverandering					-1	2	-3

4.4 Waterkwaliteit oppervlaktewatersysteem en polder

4.4.1 Toetsing

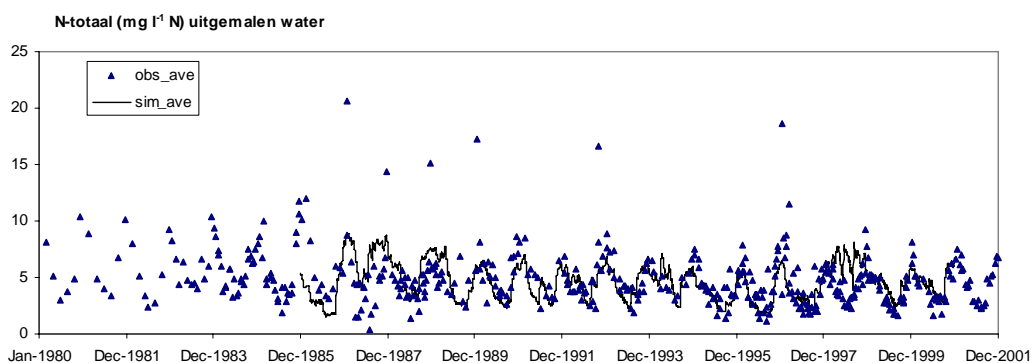
Om inzicht te krijgen in het gemiddelde verloop van de waterkwaliteit in de polder is een vergelijking gemaakt tussen gemeten en berekende concentraties langs de randen van de systeemgrenzen en binnen het systeem. De berekende concentraties in het oppervlaktewater zijn voor de periode 1986-2000 vergeleken met de beschikbare metingen.

Langs de systeemgrenzen

Voor de vergelijking langs de systeemgrens worden de berekende concentraties van 3 knooppunten (127, 302, 404) representatief verondersteld voor de concentraties in

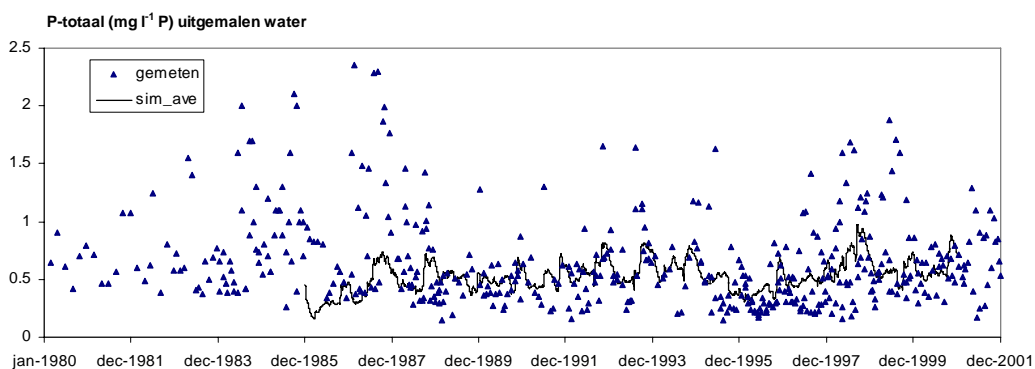
het uitgemalen water. Het zijn knooppunten die zich bevinden in de waterlopen dichtbij meetpunten waarlangs ruim 80% van de totale waterafvoer verloopt via de gemalen Verdoold, Veurink en Krimpenerwaard. Meetresultaten zijn gebruikt van de meetpunten (KOP0427, KOP0801, KOP1001) in dezelfde waterlopen als die waar de knooppunten liggen.

De berekende concentraties totaalstikstof in het oppervlaktewater bedragen gemiddeld $4.6 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$. De gemeten concentraties in het oppervlaktewater bedragen gemiddeld $4.7 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$ (figuur 4.12). Berekende en gemeten concentraties totaal-N in het uitgemalen water vertonen hiermee een goede overeenkomst.



Figuur 4.12 Gemeten (*obs_ave*) en berekende (*sim_ave*) concentraties totaal-N ($\text{mg l}^{-1} \text{ N}$) in het uitgemalen water

De berekende concentraties totaalfosfor in het oppervlaktewater bedragen gemiddeld $0.53 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$. De gemeten concentraties in het oppervlaktewater bedragen gemiddeld $0.61 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$ (figuur 4.13). De berekende concentraties totaal-P in het uitgemalen water liggen gemiddeld 13% lager dan de metingen.



Figuur 4.13 Gemeten en berekende (*sim_ave*) concentraties totaal-P ($\text{mg l}^{-1} \text{ P}$) in het uitgemalen water

Spreiding binnen het gebied

Om een indruk te krijgen van de spreiding van de resultaten binnen het gebied zijn de berekende en gemeten concentraties rondom de 14 meetpunten (tabel 2.2) vergeleken. Als rekenresultaten zijn de resultaten gemiddeld van 2 aangrenzende knooppunten van het dichtstbijgelegen waterlooptraject. De resultaten zijn in detail

gegeven in 0 (figuren en tabel B20.1). Een samenvatting is gegeven in tabel 4.11 in de vorm van mediane berekende en gemeten waarden.

De mediane totaal-N waarde van de metingen is gemiddeld 4.1 mg/l N en de berekende waarde is 5.1 mg l⁻¹ N. De grootste afwijkingen (20-60%) komen voor in het zuidwesten in de omgeving van Krimpen a/d IJssel (figuur 4.12).

De mediane totaal-P waarde van de metingen is gemiddeld 0.70 mg/l P en de berekende waarde is 0.53 mg/l P. De grootste afwijkingen komen voor in de omgeving van de steden Krimpen a/d IJssel, Gouderak en in het noorden bij Gouda (figuur 4.13).

Uit de resultaten voor het peilvak Bergambacht blijkt dat de mediane waarde voor totaal-N in de berekeningen en de metingen respectievelijk 5.4 en 3.2 mg l⁻¹ N bedragen (0). De metingen liggen daarmee 42% lager dan de berekende waarden met een verschil dat vrijwel altijd lager is en ligt tussen de 72% lager en 13% hoger. De mediane waarde voor totaal-P is in de berekeningen en de metingen respectievelijk 0.52 en 0.62 mg l⁻¹ P bedragen (0). De metingen liggen daarmee 16% lager dan de berekende waarden met een verschil dat meestal lagere metingen laat zien dan en ligt tussen de 65% lager en 28% hoger.

Zomerhalfjaar

Tijdens het zomerhalfjaar wordt in vrijwel alle locaties van het basismetnet de MTR¹-norm van 2.2 mg.l⁻¹ voor totaal-N overschreden (tabel 4.12). Slechts op 1 meetlocatie (KOP1103) zijn de mediane waarden lager dan de MTR-norm, daarbij zijn een beperkt aantal metingen uitgevoerd in de 2^e helft van de jaren '90 (0). De gesimuleerde concentraties totaal-N liggen allen boven de MTR-norm. Verschillen tussen gemeten en berekend zijn voor de zomerperiode vrijwel gelijk aan de verschillen voor het hele jaar.

De gemeten en berekende totaal-P concentraties zijn zowel in de zomer als in de winter boven de MTR-norm van 0.15 mg.l⁻¹ totaal-P (tabel 4.12). De verschillen tussen gemeten en berekend totaal-P zijn het grootste bij de resultaten voor het zomerhalfjaar (56% bij zomerhalfjaarcijfers tegen 32% bij jaarcijfers).

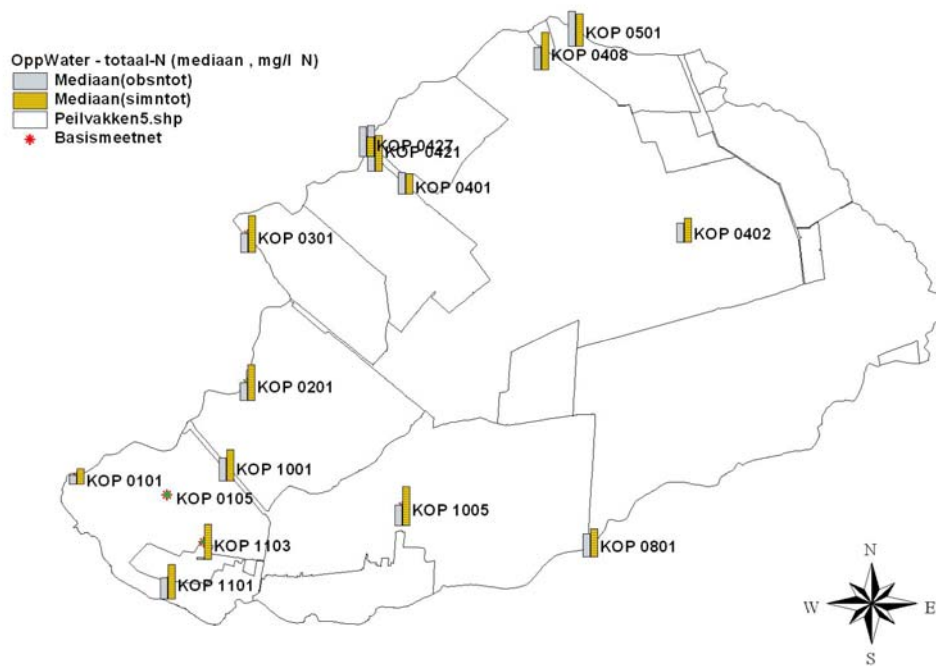
¹ De MTR-norm geldt voor zomerhalfjaar gemiddelde waarden en niet voor mediane waarden; de mediane en gemiddelde waarden komen redelijk overeen (bijlage 20). Een volgende vergelijking met de MTR-norm kan echter beter met gemiddelde waarden gedaan worden.

Tabel 4.11 Mediane waarde van concentraties totaal-N en totaal-P (mg/l N of P); jaargemiddelde op tijdstippen met een observatie en een simulatie resultaat

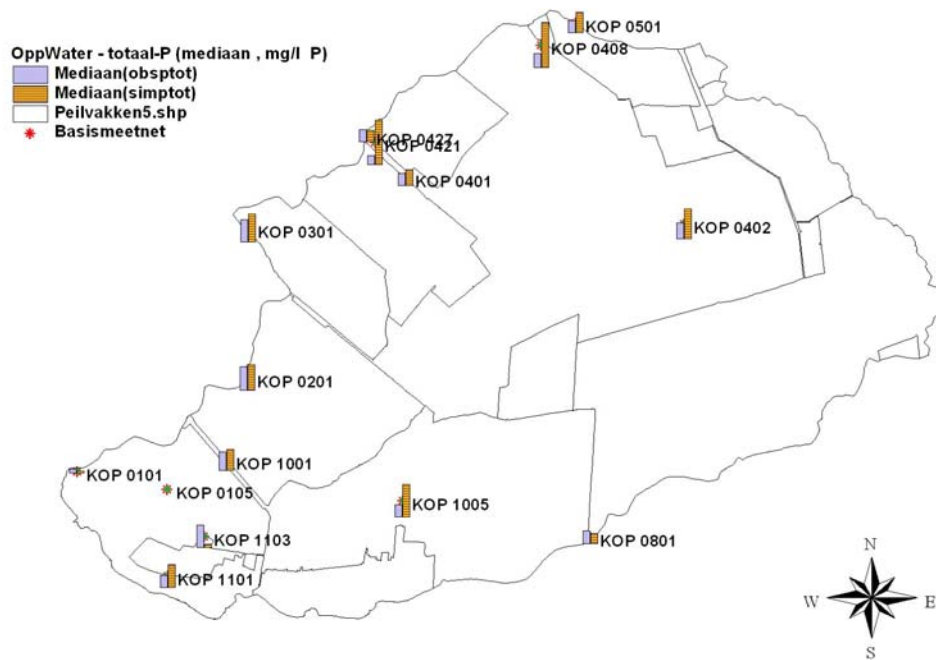
Meetpunt	observatie totaalN (mg/l N)	Simulatie totaalN (mg/l N)	totaalN obs-sim (%)	Observatie totaalP (mg/l P)	Simulatie totaalP (mg/l P)	totaalP obs-sim (%)
KOP 0101	2.7	3.4	-21	0.25	0.30	-17
KOP 0201	3.7	5.7	-35	0.76	0.73	4
KOP 0301	3.8	5.8	-34	0.82	0.70	17
KOP 0401	4.1	4.0	1	0.56	0.47	19
KOP 0402	3.8	4.4	-14	0.87	0.57	54
KOP 0408	4.1	5.8	-29	1.20	0.51	136
KOP 0421	6.7	5.6	18	1.18	0.40	193
KOP 0427	5.0	3.9	27	0.46	0.47	-1
KOP 0501	5.6	5.3	5	0.66	0.48	37
KOP 0801	4.2	4.8	-12	0.43	0.49	-13
KOP 1001	4.2	5.1	-18	0.67	0.61	9
KOP 1005	4.0	6.0	-33	0.92	0.48	90
KOP 1101	4.0	5.5	-27	0.72	0.47	54
KOP 1103	1.9	5.6	-66	0.28	0.70	-61
gemiddeld	4.1	5.1	-19	0.70	0.53	32

Tabel 4.12 Mediane waarde van concentraties totaal-N en totaal-P (mg/l N of P); zomerhalfjaar op tijdstippen met een observatie en een simulatie resultaat

Meetpunt	Observatie totaalN (mg/l N)	simulatie totaalN (mg/l N)	totaalN obs-sim (%)	observatie totaalP (mg/l P)	simulatie totaalP (mg/l P)	totaalP obs-sim (%)
KOP 0101	2.6	2.7	-5	0.23	0.30	-23
KOP 0201	2.9	5.4	-46	0.85	0.76	12
KOP 0301	3.2	5.8	-46	1.12	0.72	55
KOP 0401	3.0	3.2	-8	0.29	0.44	-34
KOP 0402	2.9	3.9	-27	1.15	0.58	100
KOP 0408	3.3	5.2	-37	1.87	0.52	257
KOP 0421	5.6	5.5	1	0.85	0.42	104
KOP 0427	4.6	3.4	34	0.30	0.44	-33
KOP 0501	5.4	2.4	126	0.66	0.31	116
KOP 0801	3.4	2.7	24	0.39	0.39	-1
KOP 1001	3.0	4.3	-29	0.74	0.63	18
KOP 1005	2.5	3.6	-30	1.41	0.46	204
KOP 1101	2.5	4.6	-46	1.03	0.49	111
KOP 1103	1.7	6.2	-72	0.34	0.74	-54
gemiddeld	3.3	4.2	-21	0.80	0.51	56



Figuur 4.12 Berekende (simntot) en gemeten (obsntot) mediane concentraties (mg/l) totaal- N voor 14 meetpunten van het basismeetnet



Figuur 4.13 Berekende (simptot) en gemeten (obsptot) mediane concentraties (mg/l) totaal-P voor 14 meetpunten van het basismeetnet

4.4.2 Nutriëntenbalansen

4.4.2.1 Stikstof

De gemiddelde stikstofbalans over de periode 1986-2000 is voor het oppervlakte-water gegeven in tabel 4.13 en voor de polder als geheel in tabel 4.14.

Gedetailleerde stikstofbalansen voor de periode 1986-2000 zijn gegeven in 0 en 0.

Tabel 4.13 Stikstofbalans voor het oppervlaktewatersysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 2352 ha		
IN	10 ³ kg N	kg ha ⁻¹ N	UIT	10 ³ kg N	kg ha ⁻¹ N
Drainage	495	211	Infiltratie	170	72
Inlaat	31	13	Uitgemalen	317	135
AWZI's	10	4	Denitrificatie	44	19
Kwel	0	0	Wegzijging	0	0
Totaal	536	228	Totaal	531	226
Bergingsverandering				4	2

Tabel 4.14 Stikstofbalans voor het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

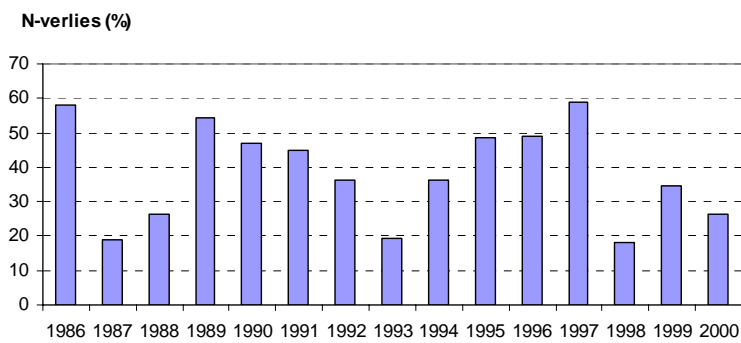
Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 13752 ha		
IN	10 ³ kg N	kg ha ⁻¹ N	UIT	10 ³ kg N	kg ha ⁻¹ N
Depositie	268	20	Denitrificatie	2545	185
Bemesting	5715	416	Gewasafvoer	3601	262
Inlaat	31	2	Uitgemalen	317	23
AWZI's	10	1	Wegzijging	12	1
Kwel	7	0	Totaal	125	1
Totaal	6031	439		-444	-32
Bergingsverandering					

De verliezen van stikstof in het oppervlaktewatersysteem kunnen worden gedefinieerd als het verschil tussen de uitgemalen hoeveelheid stikstof en de uit de bodem spoelende hoeveelheid:

$$R_o = 100 \cdot \frac{J_d - J_u}{J_d} \quad (1)$$

waarbij: R_o is de stikstofverliezen in het oppervlaktewater (%), J_d is de drainage (incl runoff) vanuit de bodem (kg), J_u is de uitgemalen hoeveelheid (kg).

Bij deze definitie (vergelijking 1) bedragen de gemiddelde stikstofverliezen 36% over de periode 1986-2000 (figuur 4.10) met een minimale en maximale waarde van respectievelijk 18 en 59% per jaar; de standaardafwijking bedraagt 14%. Lage waarden komen voor in jaren met veel neerslag en waterafvoer, zoals 1987-1988, 1993 en 1998-2000. Dit zijn jaren waarin grote stroomsnelheden zorgen voor korte verblijftijden waardoor de processen die voor N-verlies zorgen (vooral denitrificatie) minder kans krijgen.



Figuur 4.10 Berekende N-verliezen (%) in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard

4.4.2.2 Fosfor

De gemiddelde fosforbalans over de periode 1986-2000 is voor het oppervlaktewater gegeven in tabel 4.15 en voor de polder als geheel in tabel 4.16.

Gedetailleerde fosforbalansen voor de periode 1986-2000 zijn gegeven in 0 en 0.

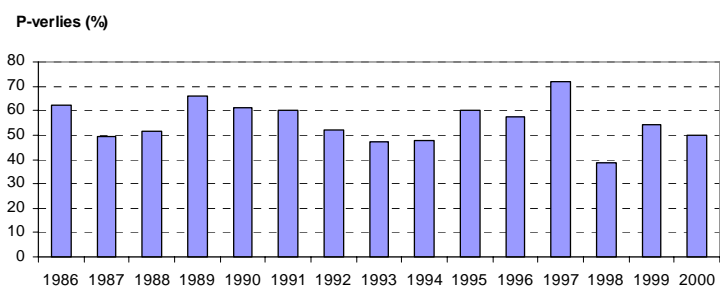
Tabel 4.15 Fosforbalans voor het oppervlaktewatersysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 2352 ha		
IN	10 ³ kg P	kg ha ⁻¹ P	UIT	10 ³ kg P	kg ha ⁻¹ P
Drainage	48	20	Infiltratie	5	2
Inlaat	4	2	Uitgemalen	25	11
AWZI's	1	1	Sedimentatie	37	16
Kwel	0	0	Wegzijging	0	0
Totaal	53	23	Totaal	67	29
Bergingsverandering				-14	-6

Tabel 4.16 Fosforbalans voor het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 13752 ha		
IN	10 ³ kg P	kg ha ⁻¹ P	UIT	10 ³ kg P	kg ha ⁻¹ P
Depositie	0	0.0	Sedimentatie	13	1.0
Bemesting	681	49.5	Gewasafvoer	480	34.9
Inlaat	4	0.3	Uitgemalen	22	1.6
AWZI's	1	0.1	Wegzijging	1	0.1
Kwel	4	0.3	Totaal	1	0.1
Totaal	690	50.2	Totaal	173	12.6
Bergingsverandering				173	12.6

Analoog aan de verliesberekening bij stikstof (vergelijking 1) bedragen de gemiddelde P-verliezen 54% over de periode 1986-2000 (figuur 4.11) met een minimaal en maximaal verlies van respectievelijk 39 en 72% per jaar en een standaardafwijking van 8%. De spreiding van de verliezen is minder groot dan bij stikstof.



Figuur 4.11 Berekende P-verliezen (%) in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard

5 Discussie

De aanbevelingen uit fase 1 zijn doorgevoerd en laten een duidelijke verbetering zien. Het blijft echter nodig om het systeem verder te ontwikkelen omdat belangrijke bronnen (mest, AWZI, kwel) onvoldoende goed zijn berekend ofwel onvoldoende temporele en ruimtelijk variatie kennen. De achterliggende oorzaken zullen in dit hoofdstuk worden bediscussieerd aan de hand van de rekenresultaten van het fase 2 modelsysteem.

5.1 Waterkwantiteit

De temporele resolutie is nu zodanig dat gerekend is met gegevens op decadebasis. Voor een correcte berekening van de snelle afvoer zijn berekeningen op dagbasis (of kortere tijdstappen) nodig omdat bij grotere tijdstappen de oppervlakkige afspoeling van water wordt onderschat. Bovendien kan gebruik worden gemaakt van de dagelijkse intensiteit van de neerslag (zie bijvoorbeeld Hendriks et al., 2002). Het is hierdoor aannemelijk dat de snelle afvoer bij de huidige berekeningen wordt onderschat. Door op dagbasis beide systemen (land en water) door te rekenen verbetert de toetsingsmogelijkheid door op willekeurige data meet- en rekenresultaten te vergelijken.

Daarnaast is het aan te bevelen om de neerslagmetingen te corrigeren voor een onderschatting die de meting geeft t.o.v. de werkelijkheid. Massop et al. (2005) raden een correctie van neerslagmetingen aan van 4% voor alle stations. Een toename van de neerslag met 4% betekent dat er bijna $5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ water aan het systeem wordt toegevoegd.

De introductie van het oppervlaktewatersysteem heeft geresulteerd in grote verbeteringen ten opzichte van fase 1. Er kan nu een waterbalans voor de hele polder worden gemaakt, waarvan de balanst termen goed te vergelijken zijn met metingen. Dit is van cruciaal belang voor een polder als de Krimpenerwaard waarin een groot areaal open water (15%) voorkomt. Met het huidige instrumentarium zijn waterbalansen gemaakt voor het oppervlaktewatersysteem voor de hele polder. Uit de resultaten voor de polder (paragraaf 4.3) blijkt dat de berekende waterafvoer $6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ ofwel 9% lager is dan de gemeten waterafvoer. De berekende wateraanvoer is 10^6 m^3 ofwel 7% lager dan de gemeten waterafvoer. Het is echter waarschijnlijk dat de gemeten water aan- en afvoer aan de hoge kant is omdat bij de meting geen rekening is gehouden met de verandering in de pompcapaciteit. Recente metingen duiden erop dat de debietmetingen op basis van de maaluren hoger zijn dan de werkelijk afgevoerde debieten (Kroes et al., 2005).

Daarnaast kan een deel van het verschil tussen gemeten en berekende afvoer verklaard worden uit een onderschatting van de neerslag. Indien de neerslag wordt gecorrigeerd zal de afvoer stijgen.

De genoemde aanpassingen vereisen een herberekening die zal resulteren in gewijzigde waterbalansen.

De interactie met het regionale hydrologische systeem verloopt via de onderrand van het modelsysteem. De ruimtelijke en temporele verdeling van kwel en wegzijging kent nu te weinig variatie. Dit blijkt uit een analyse van het peilvak Bergambacht waar de bijdrage van de kwel wordt onderschat.

De verhouding land/water is nu beter onderzocht dan tijdens fase 1, en de verhouding is in de berekeningen betrokken, waardoor het areaal land met 5% is gedaald. Dit is een belangrijke verklaring voor de verschillen tussen de, in fase 1 en fase 2, vermelde debieten vanuit het landsysteem. Het stedelijk gebied is niet apart in beschouwing genomen en is daarmee onvoldoende/niet meegenomen. Dit geldt eveneens voor de invloed van AWZI's waarvan de nutriëntenvrachten wel zijn gemodelleerd maar de waterkwantiteit niet. De invloed van directe kwel/wegzijging op het oppervlaktewater is niet gemodelleerd en kan (zeker lokaal) van invloed zijn. In een verbeterd modelsysteem kan de modellering van de waterkwantiteit van het stedelijk gebied, AWZI's en directe kwel/wegzijging relatief eenvoudig worden meegenomen.

Interactie land- en oppervlaktewatersysteem

De uitwisseling tussen het land- en het oppervlaktewatersysteem verloopt via drainage+runoff en infiltratie. Per tijdstap worden netto waterfluxen doorgegeven (paragraaf 3.4.7) van het land- naar het oppervlaktewatersysteem. De infiltratie vanuit het oppervlaktewater naar de bodem/het landsysteem wijkt daardoor $3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ af van de watervraag (de door STONE berekende infiltratie) vanuit de bodem (tabellen 4.1 en 4.9). Eenzelfde compenserende afwijking komt voor in de drainage+runoff term. Deze afwijking beïnvloedt de waterbalans en zorgt voor een afwijking in de gebiedsbalans van 10^6 m^3 . Dit kan worden verbeterd door land- en oppervlaktewatersysteem beter op elkaar af te stemmen (peilen gelijk) en door de gegevens met kleinere (dagelijkse) tijdstappen uit te wisselen.

Uit een vergelijking tussen gemeten en berekende grondwaterstanden komt naar voren dat op een aantal plaatsen in het gebied de berekende grondwaterstanden te diep wegzakken. Voor een drietal plaatsen zijn de berekende grondwaterstanden vergeleken met resultaten van het DINO/TNO-meetnet (0). Twee van de 3 plots laten een redelijke overeenkomst zien tussen de gemeten en berekende grondwaterstanden. Daaronder is de grootste plot (STONE plot nr 3320) welke met 5275 ha ca 44% van het gebied beslaat. De derde plot laat grondwaterstanden zien die lager zijn dan de gemeten waarden. Dit gebeurt voornamelijk in de zomerperiode en is waarschijnlijk veroorzaakt door een verdampingoverschot dat niet gecompenseerd wordt door wateraanvoer en daardoor de grondwaterstanden doet dalen. Bij het fase 2 modelsysteem is gebruik gemaakt van landsdekkende datasets voor het landsysteem (STONE). Verbetering is onder meer mogelijk door bij de modellering van het landsysteem de oppervlaktewaterpeilen (iteratief) als randvoorwaarde mee te nemen.

5.2 Waterkwaliteit

Door het gebruik van gegevens op decadebasis is de dynamiek sterk verbeterd (t.o.v. fase 1). Deze dynamiek is minimaal nodig om het oppervlaktewater systeem te kunnen toetsen op tijdstippen waarop gemeten is. Een verdere verfijning van de dynamiek (van decade naar dag of uur) is nodig voor een correcte berekening van de snelle afvoer (P-afspoeling).

Voor de concentraties van het ingelaten oppervlaktewater zijn recente metingen gebruikt. Concentraties van inlaatwater kunnen beter worden geschat door tijdreeksen op te vragen van historische meetreeksen van nutriëntenconcentraties in de rivieren De Lek, De Vlist en de Hollandse IJssel.

De belangrijkste puntbronnen binnen het gebied zijn de AWZI's. De emissie van nutriënten is bepaald door een gemiddelde vracht toe te voegen aan het modelsysteem. De jaarlijkse variatie in de bijdrage van deze bronnen is nu niet geven omdat de dynamiek ontbreekt. Een schatting van deze dynamiek kan worden afgeleid uit beschikbare gegevens.

De berekende mediane totaal-N waarden voor het zomer half jaar ligt met een gemiddelde van 4.2 mg/l N boven de gemeten waarde van 3.3 mg/l N en is hoger dan de MTR-norm van 2.2 mg/l N. De berekende mediane totaal-P waarde bedraagt 0.51 mg/l P en is lager dan de gemeten waarde van 0.8 mg/l P. Waarschijnlijk speelt de locatie van de meetpunten een belangrijke rol bij de verschillen tussen gemeten en berekend. Een nadere analyse met het recente uitgebreidere meetnet (Kroes et al., 2006) zal dit moeten aantonen.

De meetlocaties van het basismetnet bevinden zich langs de randen van het gebied en zijn daarmee niet representatief voor het landbouwgebied. Daarnaast bevinden veel locaties zich dicht bij stedelijk gebied waardoor beïnvloeding daarvan waarschijnlijk ook een rol speelt. De ruimtelijke resolutie van de metingen is te gering om uitspraken te doen over effecten van lokaal mestgebruik.

Uit een analyse van de resultaten voor het peilvak Bergambacht blijkt dat de afvoer van organisch N te hoog is. Dit is gebaseerd op de verdeling van de berekende organisch-N : mineraal-N (70:30) die beduidend hoger is dan in eerdere studies met lokale gegevens is berekend (50:50). Voor organisch P geldt hetzelfde.

Uit de analyse van de resultaten van het peilvak Bergambacht blijkt dat er een dalende trend in het bemestingsniveau zit die in het fase 2 modelinstrumentarium onvoldoende is meegenomen. In de studie van Hendriks (2002) worden lagere mestgiften gegeven in de jaren 1995-1998 die worden aangevuld met een eenmalige dosering van bagger in het jaar 1997. Daarmee wordt de bemesting van stikstof eenmalig verhoogd met 329 kg ha⁻¹ jr⁻¹ stikstof uit bagger. Bagger is in het fase 2 modelsysteem niet toegediend. De hogere mestgiften compenseren echter voor een deel de bagger, waardoor de uitspoeling nog op een redelijk vergelijkbaar nivo ligt.

Voorts is het percentage organisch N en P in het drainagewater relatief hoog (70% N en 76% P). Uit de studie van Hendriks (2002) blijken deze percentages lager te zijn (ca 50%). Belangrijke oorzaak hiervoor is waarschijnlijk het vrijwel ontbreken van kwel (in Bergambacht) waardoor via die route geen mineraal N en P wordt aangevoerd. Daarnaast kan de mineralisatie van de verschillende veensoorten meer regio-specifiek worden gemaakt.

Interactie land- en oppervlaktewatersysteem

De uitwisseling tussen het land- en het oppervlaktewatersysteem verloopt doordat met de waterstroming nutriënten worden aan- en afgevoerd. Bij drainage worden water en nutriënten vanuit de bodem naar het oppervlaktewater afgevoerd, bij infiltratie zullen er nutriënten vanuit het oppervlaktewater naar de bodem worden verplaatst. Doordat dit fase 2 modelsysteem gebruik maakt van de STONE resultaten die tot stand zijn gekomen door te rekenen met een vaste randvoorwaarde voor infiltrerend oppervlaktewater ontstaat er discrepantie tussen het land- en het oppervlaktewatersysteem: volgens het landsysteem infiltreert er gemiddeld $39 \cdot 10^3 \text{ kg jr}^{-1} \text{ N}$ en volgens het oppervlaktewatersysteem is dit $170 \cdot 10^3 \text{ kg jr}^{-1} \text{ N}$. Dit resulteert in een extra infiltratie van $131 \cdot 10^3 \text{ kg jr}^{-1} \text{ N}$ (0) die niet in de balans voor het landsysteem terug te vinden is. Verbetering is hier zeer wel mogelijk door: i) waterpeilen en daarmee de waterfluxen beter af te stemmen tussen land en watersysteem, ii) nutriëntenconcentraties in het landsysteem te laten bepalen door een of meer iteraties tussen land en oppervlaktewatersysteem, iii) een dynamische koppeling tussen land en oppervlaktewatersysteem te introduceren.

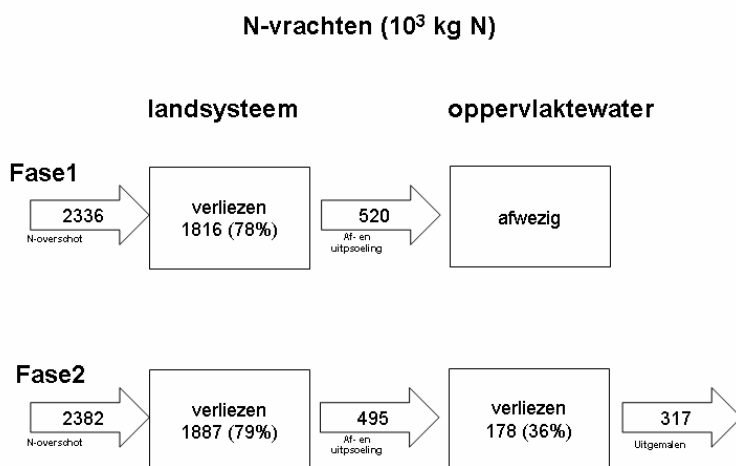
Verliezen land- en oppervlaktewatersysteem

De verschillende deelsystemen land en oppervlaktewater zijn met het fase 2 modelsysteem doorgerekend en de resultaten voor onderdelen behoeven verbetering om relaties tussen bemesting en effecten van maatregelen te kunnen leggen. Het resultaat voor de polder als geheel is echter plausibel en daarmee is het mogelijk om de verliezen van de deelsystemen te bepalen. De verliezen voor het oppervlaktewater zijn al eerder gegeven (vergelijking (1)). De verliezen voor het landsysteem zijn als volgt te definiëren:

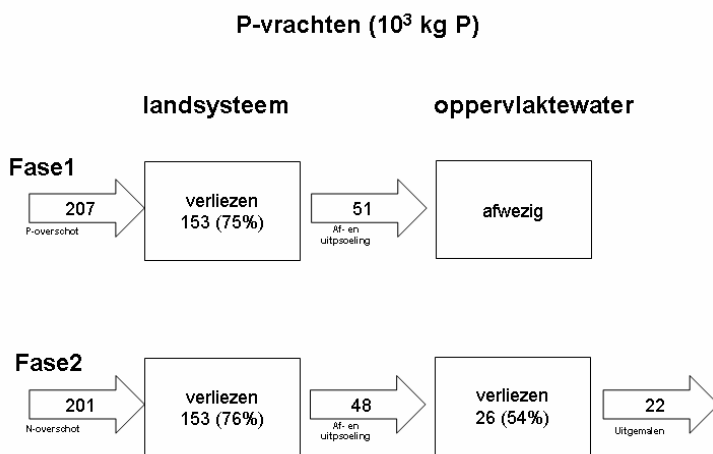
$$R_{land} = 100 \cdot \frac{J_{over} - J_d}{J_{over}} \quad (2)$$

waarbij: R_{land} is het N- of P-verlies in het landsysteem (%), J_{over} is het overschot aan N of P (is bemesting+depositie-gewasafvoer), J_d is de drainage (incl runoff)

De verliezen zijn bepaald met de vergelijkingen (1) en (2) en laten zien dat de verliezen van het landsysteem verreweg het grootst zijn, in absolute hoeveelheden en ook in percentages (figuur 5.1 en 5.2). Bijna 80% van het stikstofoverschot verdwijnt en het restant wordt afgevoerd naar het oppervlaktewater. In fase 2 zijn voor het oppervlaktewater verliezen berekend van 36% voor N en 54% voor P.



Figuur 5.1 Berekende N-verliezen in land- en oppervlaktewatersysteem



Figuur 5.2 Berekende P-verliezen in land- en oppervlaktewatersysteem

6 Conclusies

6.1 Algemeen

De resultaten van het fase 2 modelsysteem laten duidelijke verbeteringen zien ten opzichte van het fase 1 modelsysteem:

- De verkleining van de tijdstapgrootte van jaar naar decade heeft geresulteerd in een introductie van de dynamiek binnen kalenderjaren. Daardoor kon de toetsing nu plaatsvinden op periodes waarin gemeten was;
- De introductie van het oppervlaktewatersysteem heeft het mogelijk gemaakt om balansen voor water, stikstof en fosfor op te stellen voor de polder als geheel en voor deelsystemen land en oppervlaktewater. Bovendien is het hiermee mogelijk geworden om balanstermen te toetsen aan beschikbare metingen van waterkwantiteit en waterkwaliteit;
- De interactie tussen land en oppervlaktewatersysteem is nu duidelijk aanwezig en leidt tot gemiddeld redelijke resultaten voor de polder als geheel; temporeel en ruimtelijk zijn er discrepanties die voor fosfor het grootst zijn;

Het fase 2 modelsysteem kan nog geen relaties leggen tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater omdat belangrijke bronnen (mest, AWZI, kwel) onvoldoende goed zijn berekend ofwel onvoldoende temporele en ruimtelijk variatie kennen. Om deze redenen is het fase 2 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 stroomgebiedniveau te kwantificeren. Wel is met behulp van het fase 2 modelsysteem meer informatie verkregen met betrekking tot de identificatie van kritische systeemcomponenten en –parameters van het studiegebied. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase

In de volgende paragrafen worden de conclusies voor waterkwantiteit en waterkwaliteit nader uitgewerkt.

6.2 Waterkwantiteit

Het gebruik van gegevens met een tijdsinterval van decadelengte heeft de resultaten sterk verbeterd (t.o.v. fase 1). Gebruik van dagcijfers, rekenen met een tijdsinterval van een dag en gebruikmaken van neerslag-intensiteiten zal de modellering van snelle afvoerprocessen verbeteren. Voorts dient een correctie van de neerslaggegevens voor onderschatting van metingen te worden overwogen.

De ruimtelijke beperking door schematisatie en parametrisatie bij het fase 2 instrument (STONE-gegevens) is groot. Bij de ruimtelijke verdeling van het landsysteem is het oppervlaktewater onvoldoende in beschouwing genomen. Het

areaal landbouw is met 97% te hoog en het areaal natuur te laag. Het stedelijk gebied is onvoldoende/niet meegenomen.

De waterbalansen voor het landsysteem, gemiddeld over de periode 1986-2000 en gemiddeld voor de polder, zijn redelijk betrouwbaar uitgerekend. De grondwaterstanden worden in een groot deel van het gebied redelijk berekend, in een aantal gebieden zakt de grondwaterstand te diep weg, vooral in de zomerperiode.

De interactie met het regionale hydrologische systeem kent ruimtelijke en temporele tekortkomingen. Voor de hele polder is netto wegzijging berekend, terwijl dit kwel had moeten zijn volgens de 'gemeten' waterbalans. Voor het peilvak Bergambacht is netto wegzijging berekend, terwijl dit kwel had moeten zijn.

Het grote areaal open water (>15%) vereist modellering van de waterbalans van het oppervlaktewater. De langjarige gemiddelde maandelijkse uitgemaalen debieten van het fase 2 modelsysteem zijn 9% lager dan de gemeten debieten. De gemiddelde maandelijkse ingelaten debieten zijn 7% lager dan de gemeten debieten.

De gemiddelde gebiedsresultaten zijn acceptabel, de ruimtelijke verdeling van zowel de uitgemaalen als de ingelaten debieten kan verbeterd worden door een betere afstemming van de interactie tussen land- en oppervlaktewatersysteem.

De infiltratie naar de bodem is in sommige delen van het gebied te hoog doordat lage grondwaterstanden zorgen voor een grote watervraag. In andere gebieden is de infiltratie te laag, doordat er geen goede afstemming is tussen watervraag vanuit de bodem en waterlevering vanuit het oppervlaktewater.

De gemeten debieten van ingelaten en uitgemaalen water zijn gebaseerd op schattingen met een relatief grote onzekerheid. Deze dienen zo mogelijk gekwantificeerd te worden.

De aanvoer van water vanuit AWZI's is niet meegenomen in het fase 2 modelsysteem.

6.3 Waterkwaliteit

De gemiddelde (1986-2000) stikstofbalans van het gebied laat een hoge bijdrage van bemesting zien die wordt veroorzaakt door het hoge aandeel landbouw. De bemestingsniveaus (STONE) laten geen dalende trend zien wat onjuist is, zoals blijkt uit een vergelijking met een andere studie voor het peilvak Bergambacht.

Over de periode 1986 – 2000 (simulatieperiode fase 2 modelsysteem) wordt voor de bodem een gemiddelde afname van de stikstofvoorraad berekend van -10% ten opzichte van de totale aanvoer. Over dezelfde periode neemt de fosforvoorraad toe met +25%.

De verdeling over organisch-N en mineraal-N laat zien dat een, in verhouding, te hoog deel organisch N (70%) wordt afgevoerd. Bij de modellering van het landsysteem is meer aandacht nodig voor de bijdrage van kwel en de mineralisatie van de verschillende veensoorten die in het gebied voorkomen. Pas daarna kan een bronnenanalyse worden uitgevoerd (zie Hendriks et al., 2002).

De gemiddelde bijdrage van de aanvoer van nutriënten via kwel is zeer gering voor de polder als geheel, maar zeker voor peilvak Bergambacht is deze te laag. De aanvoer van fosfor via infiltratie is nihil, wat niet reëel is.

De berekende langjarig gemiddelde concentraties totaal-N in het uit de polder afgevoerde water, komen goed overeen met de gemeten concentraties. De berekende langjarig gemiddelde concentraties totaal-P in het uit de polder afgevoerde water, zijn 13% lager dan de gemeten concentraties.

De berekende mediane totaal-N waarden voor het zomerhalfjaar ligt met gemiddeld 4.2 mg/l N boven de gemeten waarde van 3.3 mg/l N. De berekende totaal-P waarden zijn gemiddeld lager dan de gemeten waarden.

Vergelijkingen van concentraties binnen het gebied laten afwijkingen zien die mede beïnvloed worden doordat de meetpunten veelal dicht bij stedelijk gebied liggen. De meetlocaties van het basismetnet zijn daarmee niet representatief voor het gebied;

De aanvoer van nutriënten via ingelaten water wordt waarschijnlijk onjuist berekend doordat onvoldoende rekening is gehouden met het historische verloop van de concentraties in het ingelaten rivierwater.

De jaarlijkse variatie in de aanvoer van nutriënten vanuit AWZI's is niet gemodelleerd.

Met de afvoer van nutriënten via bagger is geen rekening gehouden. Dit is een bron van nutriënten en dient in vervolgfases te worden meegenomen.

De uitwisseling van nutriënten tussen land en oppervlaktewater systeem verloopt voor stikstof redelijk. Drainage van stikstof vanuit de bodem is redelijk in overeenstemming met infiltratie naar het oppervlaktewatersysteem; kleine afwijkingen komen in de gebiedsbalans tot uiting. De infiltratie van fosfor naar de bodem is niet in overeenstemming met de exfiltratie van fosfor vanuit het oppervlaktewater; er verdwijnt 5 103 m³ fosfor. Hiervoor dient de interactie tussen de modules voor land en oppervlaktewater te worden verbeterd.

De introductie van de processen in het oppervlaktewater heeft het mogelijk gemaakt om de verliezen (retentie) van de deelsystemen te berekenen voor de polder als geheel. Voor stikstof bedragen deze verliezen bij het land en het oppervlaktewatersysteem respectievelijk 79 en 36%. Voor fosfor bedragen deze verliezen bij het land en het oppervlaktewatersysteem respectievelijk 76 en 54%.

7 Aanbevelingen

De conclusies welke in het vorige hoofdstuk voor deze fase 2 zijn getrokken geven richting aan de onderdelen welke aangepast dienen te worden in de volgende fase van het modelsysteem. Op basis van deze conclusies worden een aantal aanbevelingen gedaan.

De temporele resolutie dient verhoogd te worden door de tijdstapgrootte van het modelsysteem te verkorten van een lengte van een decade naar een tijdstapgrootte met een lengte van maximaal een dag. Hierdoor verbetert de modellering van de snellere ondiepe afvoerprocessen. Bovendien verbetert dit de toetsingsmogelijkheden doordat dan op willekeurige data gemeten en berekende waarden kunnen worden vergeleken.

De ruimtelijke parametrisatie kan worden verbeterd door bij de toekenning van waarden aan het landsysteem meer gebruik te maken van regio-specifiek informatie. Dit geldt voor diverse parameters, maar er is extra aandacht nodig voor het stedelijk gebied, de verdeling van bemesting en de uitwisseling met het regionaal hydrologisch systeem. Tevens dient er meer gebruik gemaakt te worden van gebiedskennis over de verschillende veensoorten met bijbehorende water- en nutriëntenhuishouding.

Voor het oppervlaktewater geldt dat de kwantificering van een aantal bronnen verbeterd moet worden; dit geldt in elk geval voor de AWZI's, de inlaat via gemalen en de uitwisseling met bagger.

Bovengenoemde verbeteringen zijn noodzakelijke voorwaarden om te komen tot een kwantificering van de verschillende bronnen van nutriënten.

De methodiek voor de koppeling tussen het landsysteem en oppervlaktewatersysteem dient te worden verbeterd door: i) waterpeilen en daarmee de waterfluxen beter af te stemmen tussen land en water systeem, ii) nutriëntenconcentraties in het landsysteem te laten bepalen door een of meer iteraties tussen land en oppervlaktewatersysteem, iii) een dynamische koppeling tussen land en oppervlaktewatersysteem te introduceren. Uit de toetsing zal moeten blijken welke van de hiervoor genoemde stappen nodig zijn om tot goede rekenresultaten te komen.

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.
- Dik, P.E., 2006 (in prep). *SWQN/SurfaceWater, Manual version 1.14*. Report 1226.1, Alterra, Wageningen.
- 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., R.Kruijne, J. Roelsma, K. Oostindie, H.P. Oostindie, O.F. Schoumans, 2002. *Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de landbouwgronden in vier poldergebieden; analyse van de bronnen*. Rapport 408, Alterra, Wageningen.
- Jeuken, M.H.J.L., 2006 (in prep). *SWQL-NuswaLite; Manual for version 1.19*. Report 1226.4, Alterra, Wageningen
- 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
- Kroes, Joop, Wim Twisk, Michel van Cappellen, 2004. *Meetplan 2005 Krimpenerwaard voor het project 'Monitoring nutriënten in stroomgebieden en polders*. Versie 11, december 2004.
- Kroes, Joop, Wim Twisk, Michel van Cappellen, 2005. *Meetplan 2006 Krimpenerwaard voor het project 'Monitoring nutriënten in stroomgebieden en polders*, projectverslag december 2005.
- 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*. Rapport 1273. Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-III. 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.
- 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.
- 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.
- Rob Sluijter & Jon Nellestijn, 2002. *KlimaatAtlas van Nederland; De Normaalperiode 1971-2000*. Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut (KNMI), De Bilt.
- Smit, A.A.M.F.R., C. Siderius, 2006 (in prep). *Process description of Surface Water; A simplified hydraulic model*. Report 1226.1, Alterra, Wageningen.
- Siderius C., P. Groenendijk, M.H.J.L. Jeuken, A.A.M.F.R Smit, 2006 (in prep). *Process description of NUSWALITE; a simplified model for the fate of nutrients in surface waters*. Alterra Report 1226.2, Wageningen.
- Wolf, J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rötter and H. van Zeijts, 2003. *The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands*. Environmental Modelling & Software 18: 597-617.

Bijlage 1 Het nutriëntenemissiemodel STONE

Ruimtelijke schematisatie

In de ruimtelijke indeling van Nederland voor STONE 2.0 wordt het landareaal geclassificeerd naar de hydrologische kenmerken, het landgebruik en de 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 drainageweerstand bij afvoer naar de waterlopen. Deze drainageweerstand is berekend met het MONA-instrumentarium van het RIZA (Kroon en Werkman, 2001). Dit resulteerde in zes groepen van drainageweerstanden.

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

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

Landgebruik

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

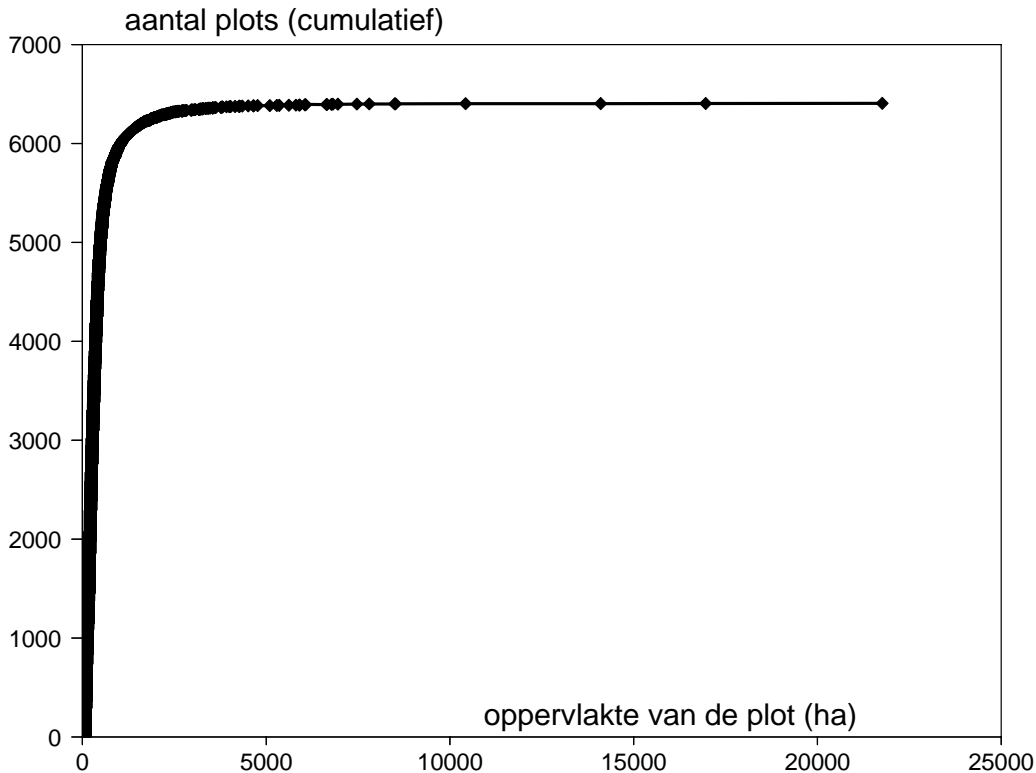
Bodemtype

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 B1.1 De verdeling van het aantal STONE plots over de oppervlakte van de plots

Iedere STONE plot is verticaal geschematiseerd als een bodemkolom van 13 meter diep, opgedeeld in 22 bodemlagen. Voor ieder van deze bodemlagen zijn berekeningen uitgevoerd met het hydrologisch model SWAP en het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO. Een STONE plot bestaat uit één of meerdere gridcellen van 250 x 250 meter. De 6405 STONE plots (dus exclusief 1 plot voor al het bebouwde areaal en 1 plot voor al het open water) variëren in grootte van 25 ha tot 21 762 ha. De mediaanwaarde is 287.5 ha. In figuur B1.1 is het areaal van de plots uitgezet tegen het cumulatieve aantal plots. Uit de steile lijn in de figuur en uit de mediaanwaarde blijkt dat kleine plots sterk zijn vertegenwoordigd, met name de plots met een oppervlakte minder dan 200 ha. De voornaamste reden voor het accent op deze kleine plots is dat er binnen elke regio een aantal ‘zeldzame eigenschappen’ wordt gehandhaafd in de schematisatie, bijvoorbeeld de weinig voorkomende bodemtypen (bodemfysische eenheid 4, 6 en 20) en grondwatertrappen I en IV.

Modelketen

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

modellen SWAP en ANIMO maken tevens deel uit van de modelketen van het fase 2 modelsysteem en zijn elders beschreven (Kroes et al., 2006, bijlage 2)

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 aanwendingsstechniek 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 vervluchtigingfactoren voor stikstofkunstmest.

In Mooren en Hoogervorst (1993) en van Tol et al. (2001) wordt een uitgebreide beschrijving gegeven van het CLEAN 2 model.

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 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.

Literatuur

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.

Jaarsveld, J.A. van, 1990. *An operational atmospheric transport model for priority substances; specifications and instructions for use*. RIVM report no. 222501002. RIVM, Bilthoven.

Van Jaarsveld, J.A., 1995. *Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales*. PhD thesis. Universiteit van Utrecht, Utrecht.

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 2 De modules van het oppervlaktewatersysteem

Voor het oppervlaktewatersysteem zijn binnen het fase 2 modelsysteem de modellen SWQN en NUSWALite toegepast. Van deze modellen wordt in deze bijlage een samenvatting gegeven.

SWQN

SWQN berekent de (ééndimensionale) lineaire stroming van oppervlaktewater in een netwerk van waterlopen (Smit and Siderius, 2005). De waterlopen worden geschematiseerd tot knooppunten. De knooppunten kunnen ieder een hoeveelheid water bevatten, die afhankelijk is van de dimensies van de bijbehorende waterloop (lengte, breedte, taludhelling). De stroming tussen de knopen wordt bepaald door de stromingsweerstand in het tussenliggende leidingvak. In deze weerstand kan de aanwezigheid van kunstwerken als duikers en bruggen worden verdisconteerd. De stroming tussen twee knooppunten kan ook afhankelijk worden gesteld van de eigenschappen van eventueel aanwezige stuwen of pompen.

De interactie tussen land en oppervlaktewater vindt modelmatig plaats door uitwisseling van gegevens tussen het oppervlaktewatermodel (SWQN) en het bodemwatermodel (SWAP). Daarbij heeft het model SWAP voor het landsysteem bepaald welk deel van het neerslagoverschot als drainage wordt afgevoerd van de bodem/het land naar het oppervlaktewater. Deze drainagehoeveelheid wordt als een waterbalansterm aan het model SWQN doorgegeven. Tevens berekent het model SWAP voor het landsysteem, in periodes van verdampingoverschot, een behoefte aan wateraanvoer waarmee via infiltratie het verdampingoverschot kan worden aangevuld. Wateraanvoer en waterafvoer worden als aparte termen berekend; de uitwisseling vindt plaats als netto-waterbalansterm. Deze waterbalansterm wordt aan het model SWQN doorgegeven:

$$Q = Q_{dis} + Q_{sup}$$

waarbij: Q_{dis} is de waterafvoer vanuit de bodem naar het oppervlaktewater ($m^3 \cdot s^{-1}$); Q_{sup} is de wateraanvoer vanuit het oppervlaktewater naar de bodem ($m^3 \cdot s^{-1}$).

De waterafvoer Q_{dis} bestaat uit de som van drainage-fluxen en runoff:

$$Q_{dis} = Q_{drain} + Q_{runoff}$$

waarbij: Q_{drain} is de gesommeerde waterafvoer naar 5 oppervlaktewatersystemen ($m^3 \cdot s^{-1}$), Q_{runoff} is de oppervlakkige waterafvoer (runoff) vanuit de bodem naar het oppervlaktewater ($m^3 \cdot s^{-1}$)

De totale wateraanvoer Q_{sup} wordt bepaald door infiltratie, runon en beregening:

$$Q_{sup} = Q_{infiltr} + Q_{runon} + Q_{irrig}$$

waarbij: $Q_{infiltr}$ is de gesommeerde wateraanvoer vanuit 5 oppervlaktewatersystemen ($m^3 \cdot s^{-1}$), Q_{runon} is de oppervlakkige wateraanvoer (runon of inundatie) vanuit andere bodems of vanuit het oppervlaktewater ($m^3 \cdot s^{-1}$), Q_{irrig} is de (optionele) berekening vanuit het oppervlaktewater ($m^3 \cdot s^{-1}$)

In deze fase is met de wateraanvoer voor runon (inundatie) en berekening (vanuit het oppervlaktewater) geen rekening gehouden. Dit lijkt verantwoord, aangezien het voorkomen van inundatie op dit moment niet is in te schatten en berekening slechts op 3 plots voorkomt in geringe berekeningshoeveelheden.

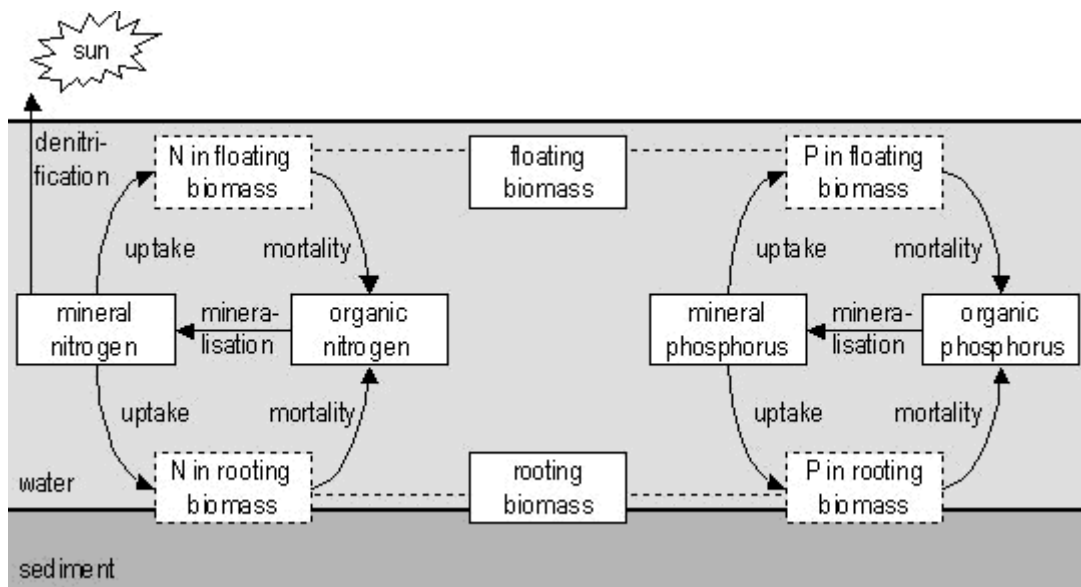
De uitvoer van het model SWQN is gebruikt als invoer voor de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule NuswaLite.

NuswaLite

Het model NuswaLite berekent de retentie en de ecologische effecten van nutriënten in oppervlaktewater (Siderius et al., 2006). Het model beschrijft de optredende processen ten aanzien van de opgeloste fracties organische en minerale stikstof en fosfor. Daarnaast worden ook de in suspensie voorkomende fractie biomassa en de vaste fractie biomassa (met wortels in het sediment) beschouwd.

Aangenomen wordt, dat deze beide fracties biomassa een vaste nutriëntenverhouding hebben en dus geen aanvullende bron van nutriënten vormen. Behalve convectief transport worden de volgende processen gesimuleerd (zie Figuur B2.1):

- Groei van biomassa door opname van nutriënten (afhankelijk van zonnestraling en de beschikbaarheid van deze nutriënten);
- Afsterven van biomassa;
- Mineralisatie van organische nutriënten;
- Denitrificatie;
- Lineaire sorptie van nutriënten aan het sediment.



Figuur B2.1 Schematisch overzicht van de processen in NuswaLite

Invoer voor NUSWALITE wordt gemaakt op basis van resultaten van het model ANIMO. Dit model berekent nutriëntenafvoeren vanuit het landsysteem (bodem) naar het oppervlaktewatersysteem. De waterstroming met het SWAP model is daarbij drijvende kracht voor de verplaatsing van de nutriënten. Indien er drainage optreedt, zullen er met het drainagewater nutriënten worden getransporteerd vanuit de bodem naar het oppervlaktewater. Bij infiltratie zullen er nutriënten worden getransporteerd vanuit het oppervlaktewater naar de bodem.

De totale hoeveelheid afgevoerde nutriënten vanuit het bodemmodel ANIMO wordt als een balanstern aan het model NUSWALITE doorgegeven:

$$J_{dis} = J_{drain} + J_{runoff}$$

waarbij: J_{dis} is de nutriëntenafvoer vanuit de bodem naar het oppervlaktewater ($g \cdot d^{-1}$), J_{drain} is de gesommeerde nutriëntenafvoer naar (maximaal) 3 typen oppervlaktewatersystemen ($g \cdot d^{-1}$), J_{runoff} is de oppervlakkige nutriëntenafvoer (runoff) vanuit de bodem naar het oppervlaktewater ($g \cdot d^{-1}$)

Bijlage 3 Rekeneenheden van het fase 2 landsysteem

In deze bijlage wordt de procedure beschreven die is gevolgd om tot rekeneenheden te komen voor het fase 2 landsysteem.

Peilvakken als afwateringseenheid

De Krimpenerwaard is een peilbeheerste polder, waarbij de indeling in afwateringseenheden voornamelijk wordt gekenmerkt door het ruimtelijke gedifferentieerde peilbeleid dat zich uit in verschillende peilvakken.

Als basis voor de indeling in peilvakken is een gedigitaliseerde peilvakkenkaart van het waterschap gebruik. Hierin waren 33 peilvakken onderscheiden die zijn teruggebracht tot 29 peilvakken:

- de Stormpolder is van overig land gescheiden door grote waterlopen en wordt daarmee buiten de schematisatie gehouden;
- De peilgebieden Schoonhoven en Achterpoort hebben een eigen bemaling/peilbeheer en maken geen deel uit van de rest van de Krimpenerwaard en zijn daarom buiten beschouwing gelaten;
- Peilvak Bergambacht is niet apart gemodelleerd, vanwege de beperkte oppervlakte.

Landgebruik

De informatie over het landgebruik is afkomstig van de 4^e landelijke grondgebruikskartering (LGN4). Het aantal soorten landgebruik is sterk gereduceerd om een koppeling met de resultaten van het landelijke instrumentarium (STONE) mogelijk te maken. Daartoe zijn de 39 soorten landgebruik van LGN4 vertaald naar 4 soorten landgebruik die voor STONE worden gebruikt: maïs, bouwland, gras en natuur (0 en deze bijlage: tabel B3.2).

Bodem en grondwater

De bodemtypes zijn gebaseerd op de 1 : 50 000 bodemkaart. Evenals bij het landgebruik zijn ook de bodemcodes vertaald naar de bodemeenheden zoals die bij STONE zijn gebruikt (tabel B3.3). Dit geldt eveneens voor de, aan de bodem gerelateerd, indeling in grondwaterklassen (tabel B3.4).

Rekeneenheden en STONE-plots

Een combinatie van de vereenvoudigde kaarten (peilvakken, landgebruik, bodem, Gt) resulteerde in 33 unieke combinaties (UC). Het bebouwd gebied is daarbij onderscheiden als een licht bemest grasland. Vervolgens zijn bij deze unieke combinaties STONE2.1-plots gezocht met overeenkomende eigenschappen voor landgebruik, bodem en Gt. De gehanteerde relatie tussen de 33 UC's en de STONE2.1-plots is weergegeven in 0.

Dit zoeken naar de STONE2.1-plots is in stappen uitgevoerd:

- zoek binnen (of zo dicht mogelijk bij) een PAWN²-district waarbinnen de Krimpenerwaard valt (ofwel één van de 3 PAWN-districten: 45, 53 of 44);

² PAWN = Policy Analyses of Watermanagement in the Netherlands, een studie die begin jaren '90 is uitgevoerd en waarbij Nederland is verdeeld in 80 afwateringseenheden (districten)

- als er meerdere STONE2.1-plots met gelijke overeenkomsten binnen een PAWN-district zijn, dan is de grootste plot gekozen;
- indien meerdere plots met overeenkomsten gevonden zijn, dan is de plot gezocht met aangrenzende Gt-klasse (dit bleek een aantal keren het geval waardoor 3 eenheden aan aangrenzende plots werden toegekend).
- eenheden met het landgebruik natuur zijn samengevoegd.

Resultaat van deze zoekactie is de definitieve selectie van STONE2.1-plots geweest: 29 rekeneenheden (figuur 3.5) voor land/grondwatersysteem, waarvan de kenmerken overeenkomen met STONE-plots.

Tevens resulteerde dit in de volgende verdeling van het landgebruik over het totale landoppervlak: 82.7% grasland, 2.7% natuur, 0.2% maïs, 0.3% bouwland en 14.1% stedelijk gebied (tabel B3.1)

Tabel B3.1 Landgebruik in de Krimpenerwaard

landgebruik	oppervlakte (ha)	oppervlakte (%)
grasland	9433	82.7
maïs	23	0.2
natuur	302	2.7
bouwland	36	0.3
stedelijk	1607	14.1
totaal	11401	100.0

Vervolgens zijn de hydrologische gegevens (berekend met SWAP) rechtstreeks overgenomen van de 29 geselecteerde STONE2.1-plots.

Voor de nutriënten berekeningen (met het model ANIMO) zijn de volgende aanpassingen doorgevoerd:

- Alle randvoorwaarden uit de grootste STONE2.1-plot binnen Krimpenerwaard; (depositie, concentraties infiltrerend en kwelwater)
- Bemesting uit STONE2.1, op basis van landgebruik en bodemtype binnen zelfde LEI-district. (hoeveelheid, tijdstip van toediening, manier van toediening);

Tabel B3.2 Vertaaltabel van LGN naar Stone

Beschrijving LGN4	LGN4code	LGN3Stone	STONEcode
Maïs	2	maïs	02
Aardappelen	3	bouwland	03
Bieten	4	bouwland	03
Granen	5	bouwland	03
overige landbouwgewassen	6	bouwland	03
Glastuinbouw	8	bouwland	03
Boomgaard	9	bouwland	03
Bollen	10	bouwland	03
Loofbos	11	natuur	04
Naaldbos	12	natuur	04
loofbos in bebouwd gebied	20	natuur	04
naaldbos in bebouwd gebied	21	natuur	04
bos met dichte bebouwing	22	natuur	04
gras in bebouwd gebied	23	natuur	04
Kwelders	30	natuur	04
open zand in kustgebied	31	natuur	04
open duinvegetatie	32	natuur	04
gesloten duinvegetatie	33	natuur	04
Duinheide	34	natuur	04
open stuifzand	35	natuur	04
Heide	36	natuur	04
matig vergraste heide	37	natuur	04
sterk vergraste heide	38	natuur	04
Hoogveen	39	natuur	04
bos in hoogveengebied	40	natuur	04
overig moerasvegetatie	41	natuur	04
Rietvegetatie	42	natuur	04
bos in moerasgebied	43	natuur	04
overig open gegroeid natuurgebied	45	natuur	04
kale grond in natuurgebied	46	natuur	04
Gras	1	gras	06
Veenweidegebied	44	gras	06
No data	0	No data	99
zoet water	16	No data	99
zout water	17	No data	99
stedelijk bebouwd gebied	18	No data	99
bebouwing in buitengebied	19	No data	99
kale grond in bebouwd gebied	24	No data	99
hoofdwegen en spoorwegen	25	No data	99
bebouwing in agrarisch gebied	26	No data	99

Tabel B3.3 Vertaaltabel bodemcode naar PAWN-eenheid

BodemCode (Beschrijving50)	PAWN-eenheid (BodemPAWN)
g WATER	22
hVb	01
h BEBOUW	23
pVb	03
kVb	03
Rv01C	18
Rd90A	16
pMv81	18
h DIJK	23
Mv41C	18
Mv61C	18
hVc	01
f TERP	23
Mn86C	17
AO	19
Rn44C	18
ROb75	16
Rn67C	17
Rn52A	20
MOb75	16

Tabel B3.4 Vertaaltabel grondwatertrap naar grondwaterklasse PAWN

GtCode	GtPAWN
-	99
II	20
III	30
III*	35
VI	60
IV	40

Bijlage 4 Relatie tussen rekeneenheid en STONE-plot

In deze bijlage wordt de relatie gegeven tussen de 29 rekeneenheden (UCKrimp) en de STONE-plots. Tevens is in de tabel aangegeven, wanneer bij de toekenning van een STONE-plot afgeweken is van de eigenlijke eigenschappen. Zo is UCKrim 020120 gekoppeld aan STONE-plot 3952, waarvoor een gt10 geldt in plaats van de gt20, die volgens de bodemkaart wordt aangetroffen.

Uckrimp*	STONE-plot	Toekenning
020120	3952	gt10 ipv 20
020320	2813	
021820	4496	gt30 ipv 20
021920	4687	
030120	3612	
030320	5021	
031730	2747	
031735	2747	gt30 ipv 35
031820	4615	gt30 ipv 20
031830	4615	
031835	4615	gt30 ipv 20
031920	5976	
032040	4569	gt30 ipv 40
040120	3562	
040320	2777	
041730	1619	
041735	4435	gt30 ipv 35
041820	4483	
041830	3511	
041835	4414	gt30 ipv 35
041920	4216	
042040	4335	gt60 ipv 40
060120	3320	
060320	4415	
061660	3960	
061730	3587	
061735	3644	gt 30 ipv 35
061820	3981	
061830	688	
061835	4505	gt30 ipv 35
061920	4990	
062040	4568	
999999	3960	Gras (stedelijk)

* code is opgebouwd uit 2 cijfers voor het landgebruik, 2 cijfers voor de bodem en 2 cijfers voor de grondwaterklasse, zie bijlage 1 en 2 voor verklaring van cijfers.

Bijlage 5 Modelering detailontwatering

Met behulp van de top10-waterlopen is de totale lengte aan detailontwatering bepaald. Voor sommige deelgebieden bedraagt de lengte tientallen kilometers. Een enkele sloot van tientallen kilometers heeft een zelfde bergend vermogen als een aantal evenwijdige sloten, maar het afvoerend vermogen van de laatste is veel groter. Om de top10-waterlopen daadwerkelijk te laten meedoen als actieve waterlopen is een correctie noodzakelijk. Dit is mogelijk door het verhogen van de Chézy-coëfficiënt.

Stel de top-10 waterlopen hebben een maximale afstroomlengte naar de waterschapswaterlopen van l_{\max} meter. De afvoer van één sloot is dan:

$$Q = C.A.\sqrt{R\frac{\Delta H}{l_{\max}}}$$

met:

- Q : afvoer van één sloot met standaard afstroomlengte (m^3/d)
- C : Chézy-coëfficiënt ($\text{m}^{1/2}/\text{s}$)
- A : oppervlak (m^2)
- R : hydraulische straal (m)
- ΔH : verschil bodemhoogte (m)
- l_{\max} : afstroomlengte (m)

Stel dat de totale lengte van de waterlopen voor een plot L is (met $L > l_{\max}$), dan is de totale afvoer gelijk aan:

$$Q_{\text{tot}} = \frac{L}{l_{\max}} C.A.\sqrt{R\frac{\Delta H}{l_{\max}}}$$

met:

- Q_{tot} : afvoer totale lengte detailontwatering (m^3/d)

De database geeft één lengte door aan de oppervlaktewatermodule (SWQN) en die berekent dan de volgende afvoer:

$$Q_{\text{sw}} = C.A.\sqrt{R\frac{\Delta H}{L}}$$

met:

- Q_{sw} : afvoer van totale lengte berekend in modelschematisatie (m^3/d)

De gemaakte fout is uit te drukken in een factor f_{sw} :

$$f_{sw} = \frac{Q_{tot}}{Q_{sw}} = \frac{L}{l_{max}} \cdot \sqrt{\frac{L}{l_{max}}}$$

Het prettige is dat in deze uitdrukking geen tijdsafhankelijke variabelen zitten. Het is daardoor mogelijk de Chézy-coëfficiënt te vermenigvuldigen met deze factor en deze aangepaste waarde te gebruiken in de database. Op deze manier wordt zowel de berging als de uitwisseling met de waterschapswaterlopen goed benaderd, dus:

$$C^* = f_{sw} \cdot C$$

Voor de factor geldt b.v. als $L = 2000$ m en $l_{max} = 200$ m, $f_{sw} = 31.6$.
(Als $L < l_{max}$, dan wordt gewoon met standaardwaarden gerekend).

Bijlage 6 Parametrisatie oppervlaktewatersysteem

Deze paragraaf beschrijft de parametrisatie van het oppervlaktewatersysteem in waterlopen, peilvakken en kunstwerken.

Waterlopen

Hoofdwaterlopen

Voor de hoofdwaterlopen zijn de bodembreedte en de geometrie van het talud overgenomen uit de aangeleverde gegevens van het hoogheemraadschap. De bodemhoogtes (inclusief baggerlaag) zijn bepaald door de waterdiepte van het polderpeil af te trekken. De hoofdwaterlopen hebben een diepte van circa 1 m (mondeline mededeling Hoogheemraadschap). Voor de waterlopen van de bebouwing van Krimpen aan de IJssel is een breedte aangenomen van 1 m.

Detailontwatering

Naast de hoofdwaterlopen is een groot aantal secundaire waterlopen aanwezig. Deze zijn als detailontwatering in de modellering meegenomen. Met deze detailontwatering worden de kleinere secundaire waterlopen geschematiseerd.

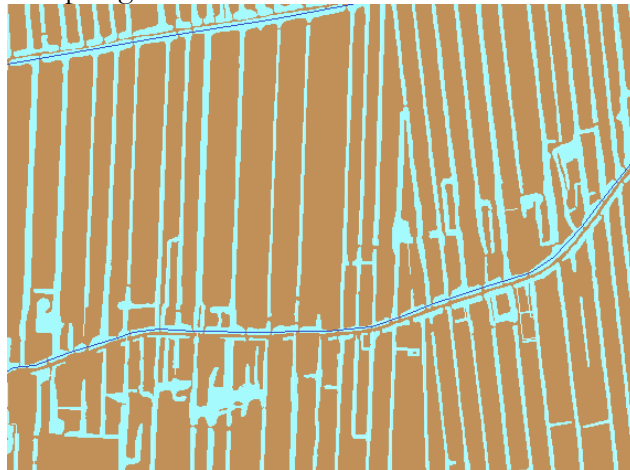
Voor de Krimpenerwaard is een digitale kaart aanwezig met de begrenzing van het oppervlaktewater (figuur B6.1).

Voor de hele polder is een gemiddelde breedte bepaald door de totale oppervlakte open water te delen door de totale lengte van de waterlopen. Hiertoe zijn de volgende bewerkingen uitgevoerd:

- de lengte van de waterlopen is afgeleid uit TOP10-vector kaarten: 3200 km;
- het oppervlak open water in de polder is afgeleid uit de gedetailleerde open water kaart: 20.3 km².

De gemiddelde breedte van de waterlopen bedraagt 6.4 m.

De waterdiepte van deze kleinere waterlopen bedraagt volgens een eerste schatting 0.5 m en voor de waterlopen van het Zuid-Hollands Landschap 0.7 m. Uitgegaan is van een talud van 1:1 en een bovenbreedte van 6.4 m.



Figuur B6.1 Uitsnede van de gedetailleerde kaart met begrenzingen van open water

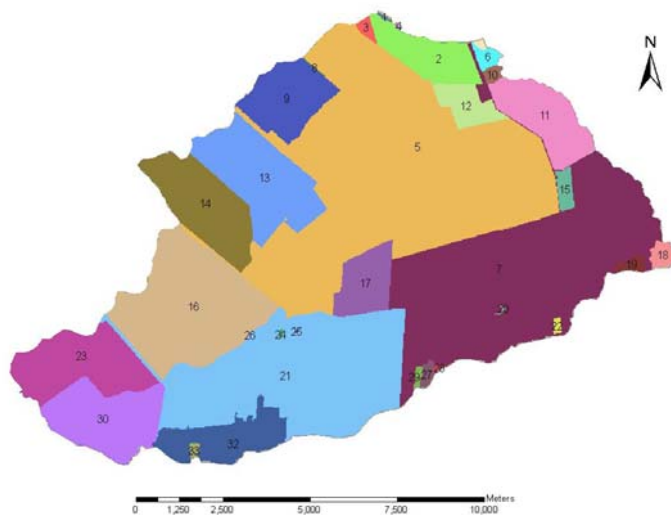
Peilvakken en vanggebied

De 33 oorspronkelijke peilvakken zijn als volgt teruggebracht tot 29 peilvakken (figuur B6.2):

- de Stormpolder is van overig land gescheiden door grote waterlopen en wordt daarmee buiten de schematisatie gehouden;
- De peilgebieden Schoonhoven en Achterpoort hebben een eigen bemaling/peilbeheer en maken geen deel uit van de rest van de Krimpenerwaard en zijn daarom buiten beschouwing gelaten;
- Peilvak Bergambacht is niet apart gemodelleerd, vanwege de beperkte oppervlakte.

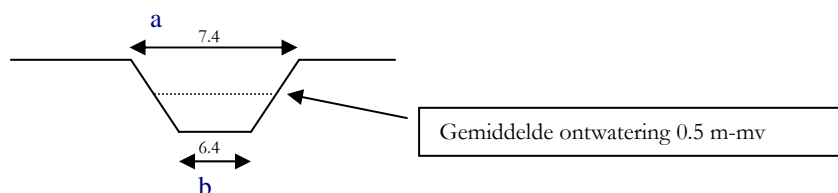
Het gesommeerde oppervlak van de peilvakken is het totale oppervlak van het land- en watersysteem: 137.5 km² (tabel B6.1).

Het gesommeerde oppervlak open water is afgeleid uit gedetailleerde kaarten met begrenzingen van open water (figuur B6.2): 20.3 km².



Figuur B6.2 De 29 peilvakken binnen de Krimpenerwaard

Voor de berekeningen met de oppervlaktewatermodule is een oppervlak aan open water nodig dat de neerslag opvangt. Daartoe is het oppervlak open water vergroot met een factor van 1.156 (=7.4/6.4) die is afgeleid uit het talud (1:1) en de gemiddelde ontwatering (0.5 m) (figuur B6.3). Dit resulteerde in een oppervlak van het vanggebied voor open water van 23.5 km².



Figuur B6.3 Verhouding tussen vanggebied(a) en open water (b)

Hiermee is het oppervlak land vastgelegd als het verschil tussen het totale oppervlak aan peilvakken en het oppervlak van het vanggebied voor open water, ofwel 114.0

km². Het percentage land bedraagt nu 82.9% van het totale oppervlak. Het vanggebied voor het openwater is 17.1% en het open water is 14.8% van het totale oppervlak (Tabel B6.1).

De neerslag en verdamping van het open water zijn als aparte termen bepaald op basis van gegevens van dichtbijgelegen KNMI stations.

Tabel B6.1 De verdeling van de arealen land en water binnen de Krimpenerwaard

Gegeven	Oppervlakte (m ²)	Oppervlakte (%)
peilvakken	137 526 921	100.0
open water	20 345 159	14.8
vanggebied open water	23 519 004	17.1
land	114 007 917	82.9

Bijlage 7 Inlaat en NuswaLite

De ingelaten nutriënten worden als vrachten (g d^{-1}) aan het model NuswaLite worden opgegeven. Deze vrachten zijn bepaald door bij de gemodelleerde randknooppunten de ingelaten debieten te bepalen (figuur B7.1).

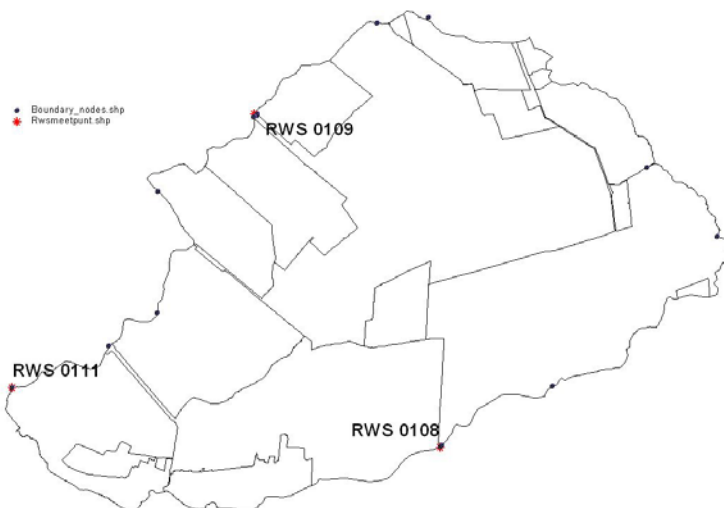


Fig B7.1 Rand - knooppunten

Vervolgens zijn de concentraties organisch en mineraal N en P bepaald in de dichtst bij de randknopen liggende meetpunten van het recente meetnet (2004/2005) (zie tabel B7.1 voor knooppunten en meetpunten).

De concentraties in deze meetpunten zijn gegeven in de figuren B7.2 - B7.5.

Tabel B7.1 Randknooppunten waar water wordt ingelaten en dichtbij gelegen knooppunt

Knoop-punt-ID	Afstand (m)	Object-code	Object – omschrijving	Bij meetpunt
469	3308	RWS 0108	Lek langs Lekdijk-West stroomopwaarts Hoekse Sluis	KOP 0801
470	9001	RWS 0108	Lek langs Lekdijk-West stroomopwaarts Hoekse Sluis	KOP 0801
471	9003	RWS 0108	Lek langs Lekdijk-West stroomopwaarts Hoekse Sluis	KOP 0801
472	8992	RWS 0108	Lek langs Lekdijk-West stroomopwaarts Hoekse Sluis	KOP 0801
1455	14	RWS 0108	Lek langs Lekdijk-West stroomopwaarts Hoekse Sluis	KOP 0801
1456	58	RWS 0108	Lek langs Lekdijk-West stroomopwaarts Hoekse Sluis	KOP 0801
98	3956	RWS 0109	Hollandsche IJssel bij gemaal Verdoold	KOP 0427
101	5160	RWS 0109	Hollandsche IJssel bij gemaal Verdoold	KOP 0427
127	72	RWS 0109	Hollandsche IJssel bij gemaal Verdoold	KOP 0427
135	75	RWS 0109	Hollandsche IJssel bij gemaal Verdoold	KOP 0427
445	3203	RWS 0109	Hollandsche IJssel bij gemaal Verdoold	KOP 0427
665	65	RWS 0109	Hollandsche IJssel bij gemaal Verdoold	KOP 0427
306	2725	RWS 0111	Hollandsche IJssel t.h.v. gemaal Langeland/ Korteland vanaf rooster	KOP 0101
444	4241	RWS 0111	Hollandsche IJssel t.h.v. gemaal Langeland/ Korteland vanaf rooster	KOP 0101
1458	13	RWS 0111	Hollandsche IJssel t.h.v. gemaal Langeland/ Korteland vanaf rooster	KOP 0101

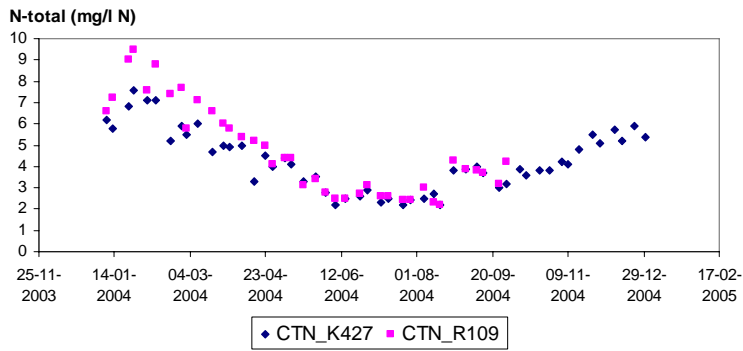


Fig B7.2 *vergelijking RWS - KOP*

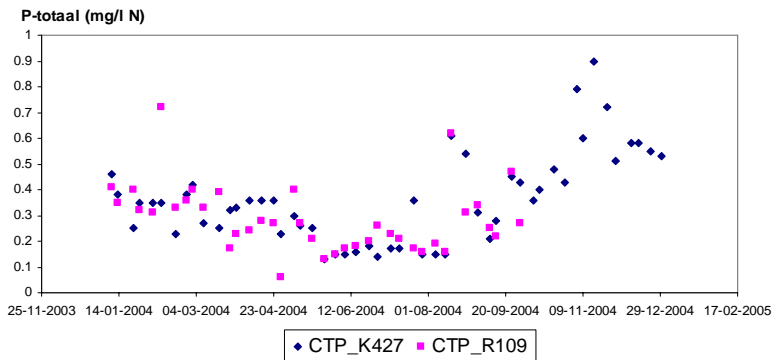


Fig B7.3 *vergelijking RWS - KOP*

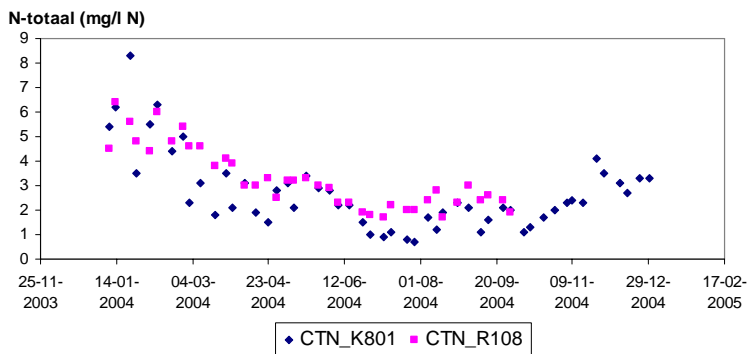


Fig B7.4 *vergelijking RWS – KOP Hoekse Sluis N-totaal*

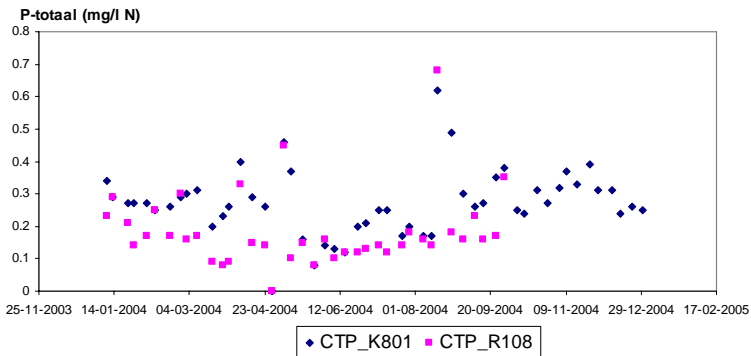


Fig B7.5 *vergelijking RWS - KOP Hoekse Sluis P-totaal*

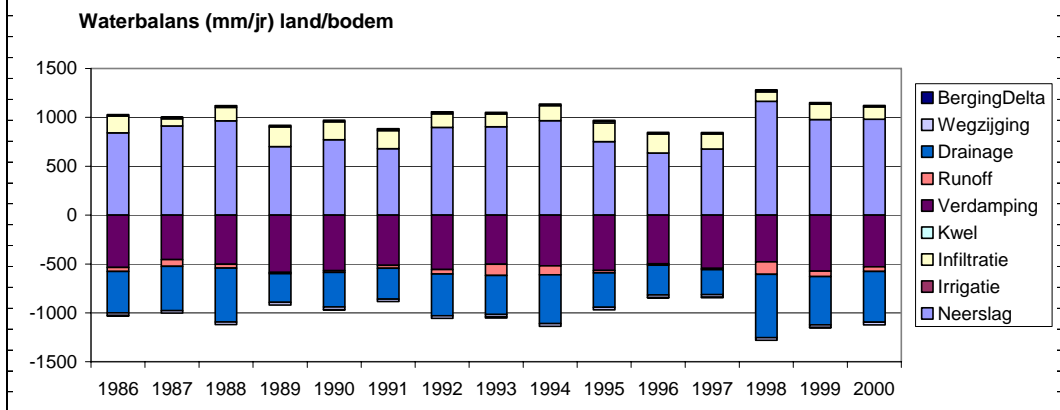
Ter controle zijn mbv de simulatieresultaten de concentraties van ingelaten water bepaald. Dit is uitgevoerd door per inlaatknooppunt de ingelaten vrachten te delen door de ingelaten debieten. De resultaten staan in onderstaande tabellen voor N en P

N-concentraties (g m ⁻³ N)							
jaar	nodeNr						gemiddeld
	469	471	472	665	1456	1458	
1986	1.5	1.4	1.5	2.6	1.5	1.6	1.8
1987	2.3	2.3	2.5	3.8	2.4	2.0	2.7
1988	2.3	2.3	2.3	3.2	2.3	2.3	2.6
1989	1.9	1.8	1.8	2.9	1.8	1.8	2.1
1990	1.9	2.0	2.0	3.0	2.0	1.9	2.3
1991	2.1	2.1	2.1	3.4	2.1	2.1	2.5
1992	1.6	1.7	1.7	2.6	1.7	1.7	2.0
1993	2.3	2.2	2.2	3.1	2.2	2.2	2.5
1994	1.5	1.4	1.4	2.8	1.4	1.4	1.8
1995	1.8	1.7	1.7	3.0	1.6	1.7	2.1
1996	1.9	2.0	1.9	3.1	2.0	1.9	2.3
1997	1.9	1.9	1.9	3.2	1.9	1.9	2.3
1998	2.3	2.2	2.2	3.3	2.3	2.3	2.5
1999	1.7	1.7	1.7	2.9	1.7	1.7	2.1
2000	2.2	2.2	2.1	3.0	2.1	2.2	2.4
gemiddeld	2.0	1.9	1.9	3.1	1.9	1.9	2.3

P-concentraties (g m ⁻³ P)							
jaar	nodeNr						gemiddeld
	469	471	472	665	1456	1458	
1986	0.24	0.24	0.25	0.26	0.25	0.25	0.25
1987	0.25	0.25	0.25	0.24	0.25	0.24	0.25
1988	0.23	0.23	0.24	0.22	0.24	0.24	0.23
1989	0.26	0.25	0.25	0.26	0.25	0.25	0.25
1990	0.26	0.27	0.27	0.25	0.27	0.27	0.26
1991	0.27	0.29	0.29	0.30	0.29	0.29	0.29
1992	0.23	0.23	0.23	0.22	0.23	0.24	0.23
1993	0.22	0.22	0.22	0.20	0.23	0.22	0.22
1994	0.26	0.26	0.27	0.29	0.27	0.25	0.27
1995	0.28	0.29	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28
1996	0.24	0.23	0.23	0.25	0.23	0.23	0.24
1997	0.27	0.28	0.28	0.30	0.28	0.29	0.29
1998	0.30	0.32	0.31	0.28	0.31	0.31	0.30
1999	0.26	0.26	0.25	0.25	0.25	0.26	0.25
2000	0.27	0.27	0.28	0.28	0.27	0.26	0.28
gemiddeld							

Bijlage 8 Waterbalans landsysteem Krimpenerwaard fase 2

Area	114007917	m2	fase2								
Gesimuleerde bodemwaterbalans (Mm3)											
Jaar	Neerslag	Irrigatie	Infiltratie	Kwel	Verdamping	Runoff	Drainage	Wegzijing	BergingDelta		
1986	96	0	20	2	-61	-5	-48	-3	-1		
1987	104	0	8	2	-52	-8	-52	-3	0		
1988	110	0	15	2	-57	-4	-63	-3	0		
1989	80	0	23	2	-67	-2	-33	-3	0		
1990	88	0	21	2	-65	-2	-40	-3	-1		
1991	77	0	21	2	-59	-3	-36	-3	0		
1992	102	0	16	2	-63	-5	-49	-3	0		
1993	103	0	15	2	-57	-13	-46	-3	-1		
1994	110	0	17	2	-59	-10	-57	-3	0		
1995	86	0	22	2	-65	-3	-40	-3	1		
1996	72	0	22	2	-57	-2	-35	-3	0		
1997	77	0	18	2	-62	-1	-29	-3	-1		
1998	133	0	11	2	-54	-15	-74	-3	0		
1999	111	0	18	2	-65	-6	-56	-3	0		
2000	112	0	14	2	-60	-5	-59	-3	0		
<i>gemiddeld</i>	<i>97</i>	<i>0</i>	<i>18</i>	<i>2</i>	<i>-60</i>	<i>-6</i>	<i>-48</i>	<i>-3</i>	<i>0</i>		
<i>1991-2000</i>	<i>98</i>	<i>0</i>	<i>18</i>	<i>2</i>	<i>-60</i>	<i>-6</i>	<i>-48</i>	<i>-3</i>	<i>0</i>		
Gesimuleerde bodemwaterbalans (mm)											
Jaar	Neerslag	Irrigatie	Infiltratie	Kwel	Verdamping	Runoff	Drainage	Wegzijing	BergingDelta		
1986	842	0	172	15	-536	-40	-424	-26	-7		
1987	912	0	73	15	-454	-68	-454	-26	3		
1988	965	0	136	16	-502	-39	-552	-27	3		
1989	700	0	202	16	-585	-15	-292	-27	1		
1990	771	0	184	16	-568	-17	-355	-27	-4		
1991	679	0	186	15	-514	-29	-315	-26	4		
1992	898	0	140	16	-555	-47	-426	-27	1		
1993	904	0	132	16	-503	-114	-399	-27	-9		
1994	968	0	153	16	-520	-90	-500	-27	1		
1995	751	0	194	16	-567	-25	-351	-27	10		
1996	635	0	196	15	-498	-14	-305	-26	-3		
1997	676	0	154	15	-545	-13	-256	-26	-5		
1998	1164	0	99	16	-477	-128	-649	-27	3		
1999	977	0	158	16	-572	-57	-493	-27	-2		
2000	981	0	127	16	-529	-47	-520	-27	0		
<i>gemiddeld</i>	<i>855</i>	<i>0</i>	<i>154</i>	<i>15</i>	<i>-528</i>	<i>-50</i>	<i>-419</i>	<i>-27</i>	<i>0</i>		
<i>1991-2000</i>	<i>863</i>	<i>0</i>	<i>154</i>	<i>15</i>	<i>-528</i>	<i>-56</i>	<i>-421</i>	<i>-27</i>	<i>0</i>		



Bijlage 9 Vergelijking gemeten en berekende concentraties landsysteem

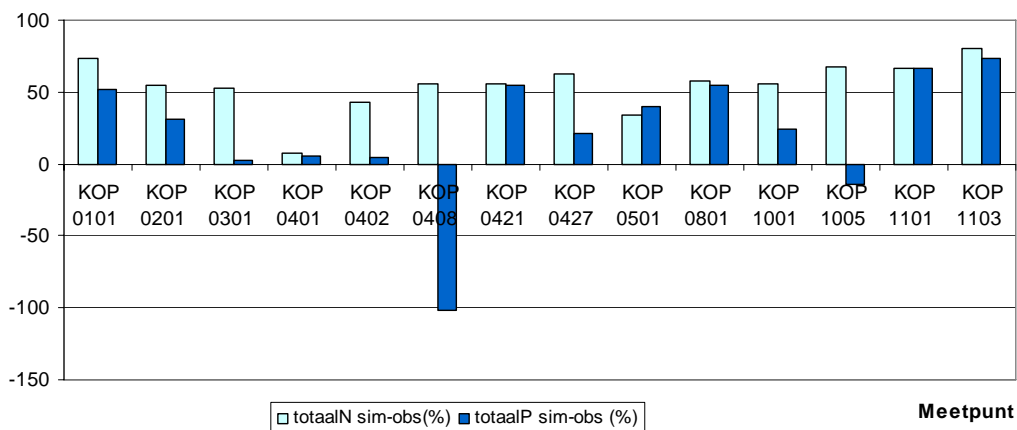
De berekende concentraties voor Subafwateringseenheden zijn vergeleken met de gemeten concentraties van 14 meetpunten van het basismetnet.

De resultaten zijn samengevat in tabel B8.1 en figuur B8.1 en per meetpunt op de navolgende pagina's.

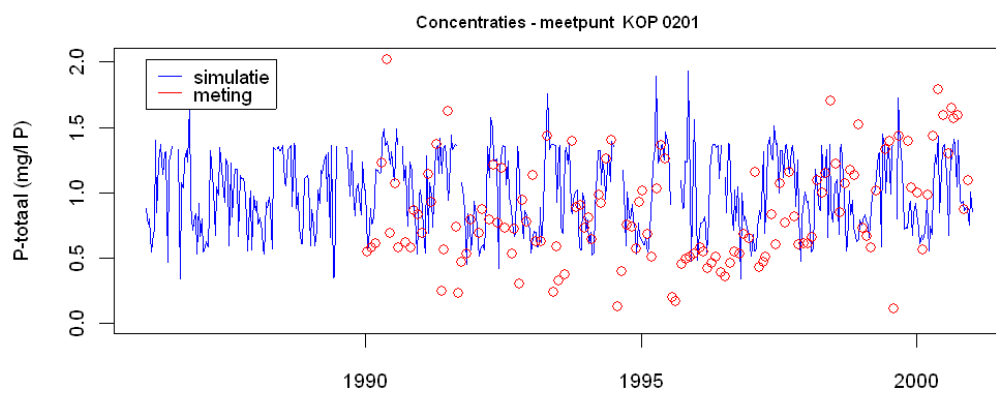
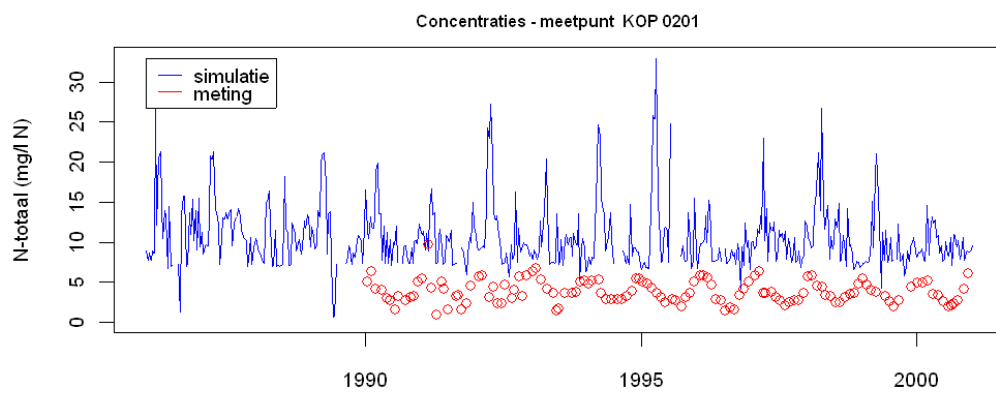
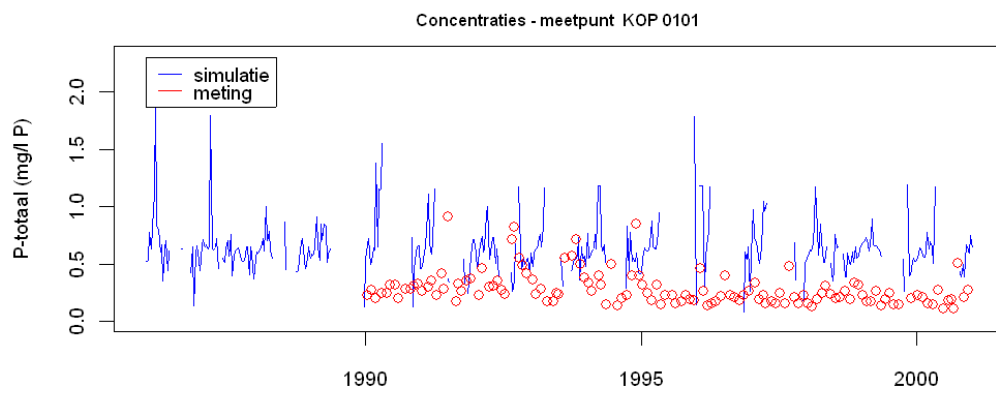
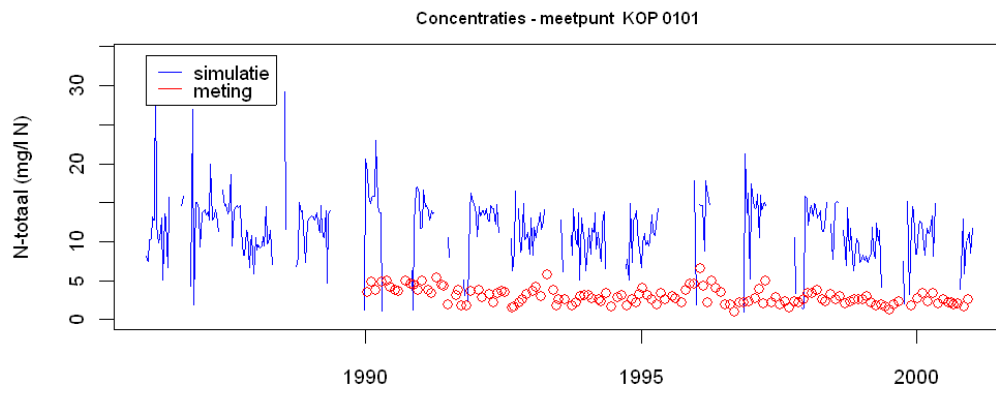
Tabel B8.1 Vergelijking tussen de mediane waarden van gemeten en berekend totaal-N (mg/l N) per meetpunt. Voor het landsysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de tijdstippen waarop gemeten EN berekende waarden bekend zijn tijdens de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

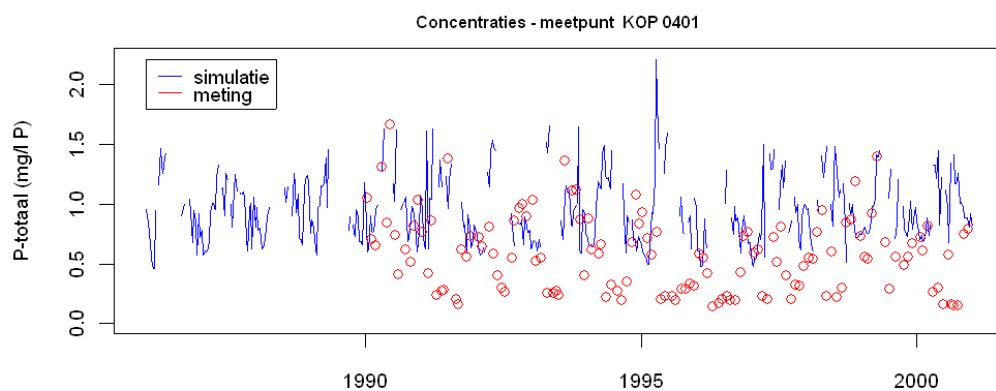
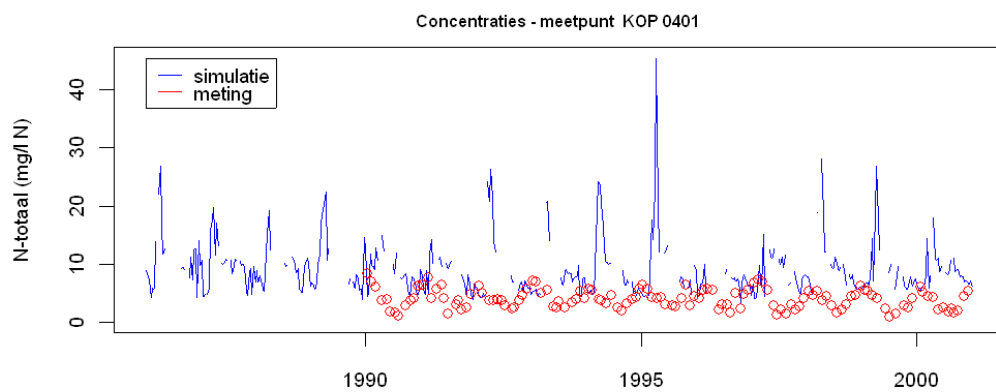
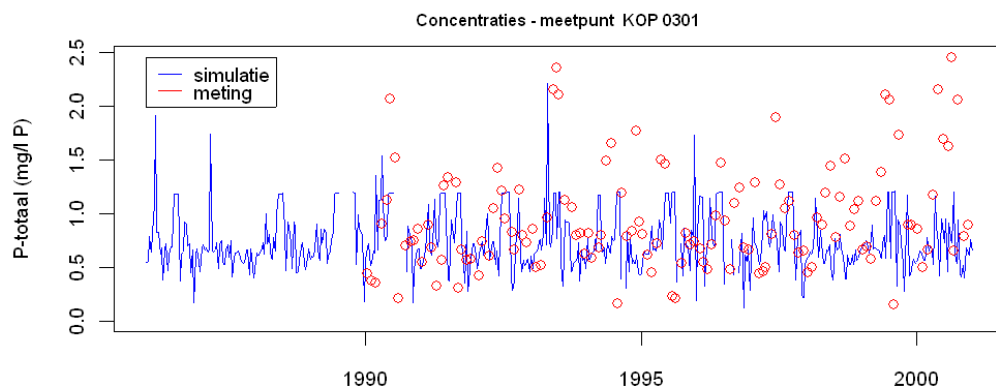
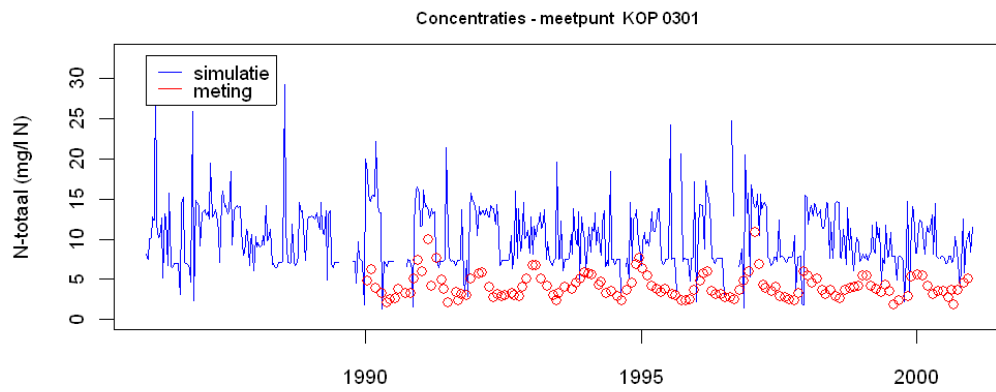
Meetpunt	Sub-Afwaterings-eenheid	observatie totaalN (mg/l N)	simulatie totaalN (mg/l N)	totaalN sim-obs(%)	observatie totaalP (mg/l P)	simulatie totaalP (mg/l P)	totaalP sim-obs (%)
KOP 0101	327	3.05	11.42	73.29	0.27	0.56	52.17
KOP 0201	516	4.25	9.32	54.41	0.60	0.87	30.75
KOP 0301	148	4.55	9.62	52.73	0.70	0.71	2.63
KOP 0401	481	4.70	5.06	7.10	0.62	0.65	5.11
KOP 0402	162	4.15	7.23	42.57	0.74	0.78	4.75
KOP 0408	83	4.40	9.99	55.95	1.90	0.94	-101.63
KOP 0421	105	4.20	9.39	55.28	0.52	1.14	54.35
KOP 0427	96	5.00	13.54	63.08	0.53	0.68	21.68
KOP 0501	75	5.60	8.45	33.74	0.56	0.93	39.86
KOP 0801	385	4.05	9.58	57.74	0.42	0.92	55.11
KOP 1001	468	4.75	10.70	55.62	0.57	0.76	24.55
KOP 1005	65	5.40	16.66	67.58	1.54	1.35	-14.00
KOP 1101	410	5.22	15.41	66.13	0.50	1.51	66.96
KOP 1103	396	1.50	7.66	80.41	0.32	1.20	73.34
gemiddeld		4.34	10.29	54.69	0.70	0.93	22.54

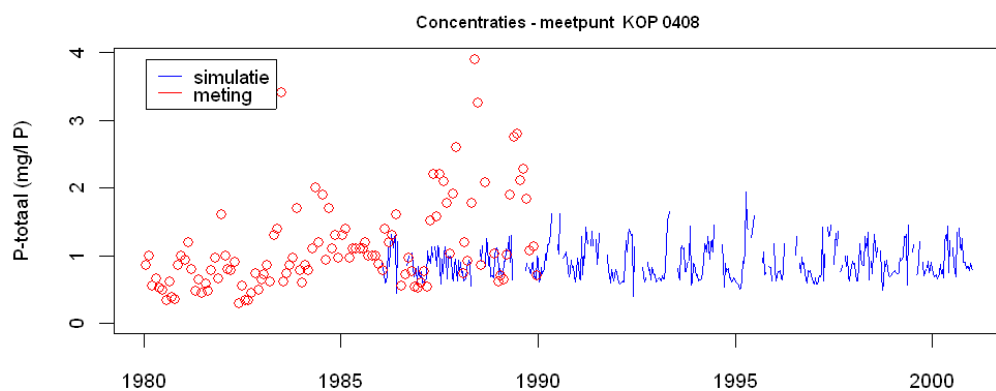
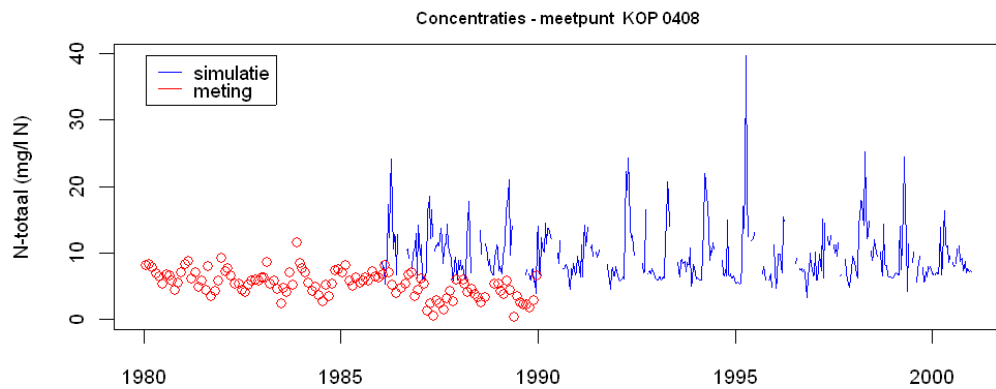
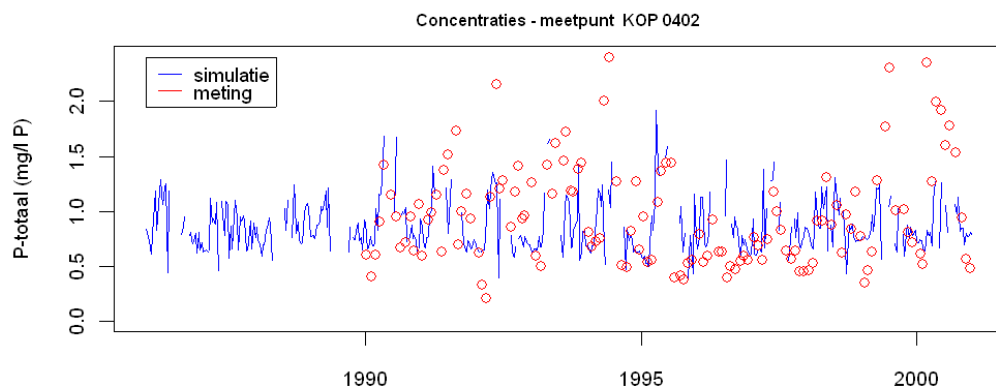
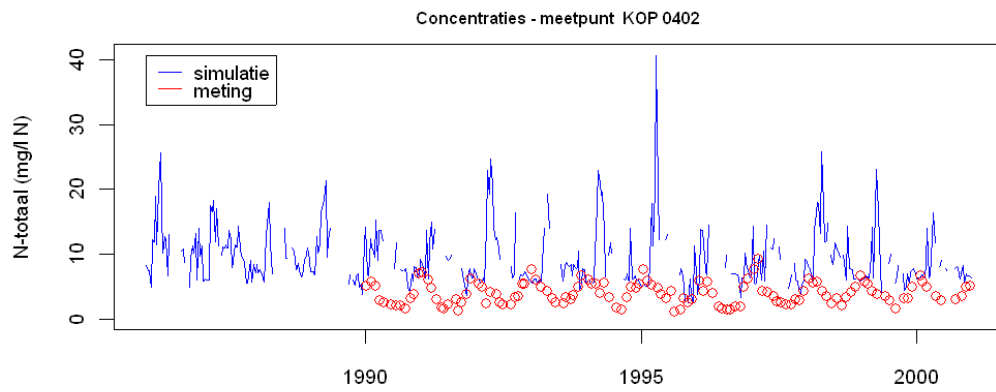
Vershil (%) tussen mediane waarde van simulatie en observatie

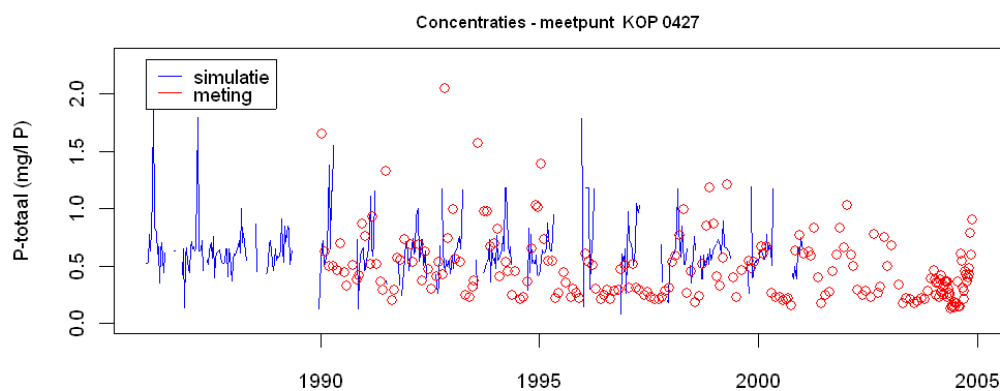
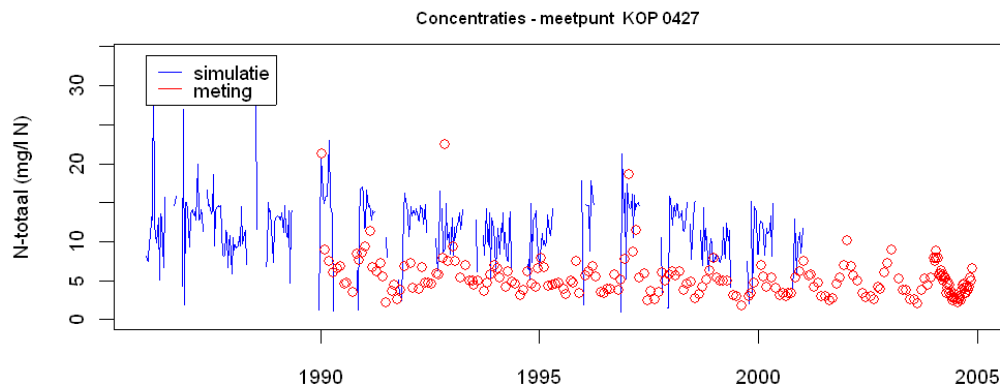
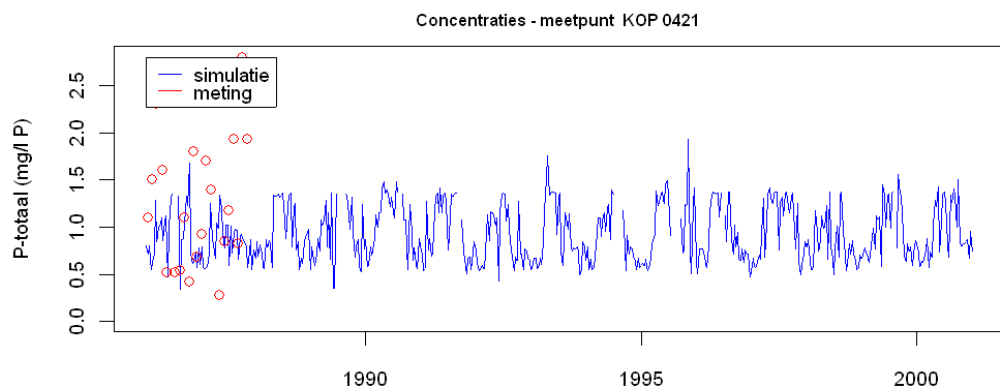
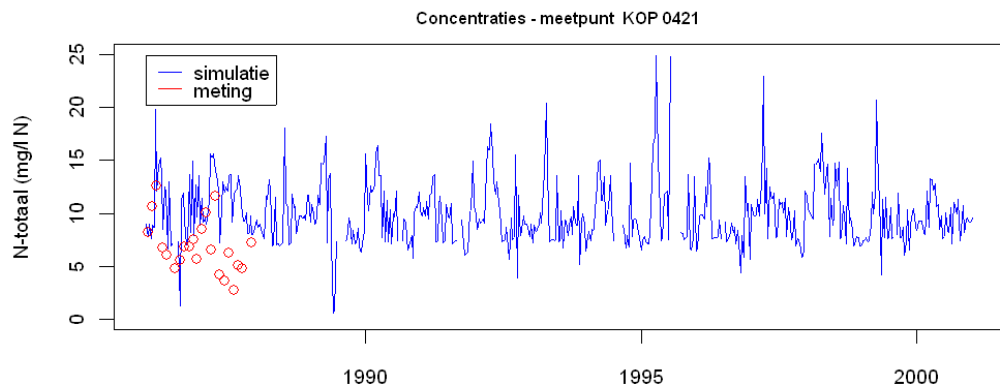


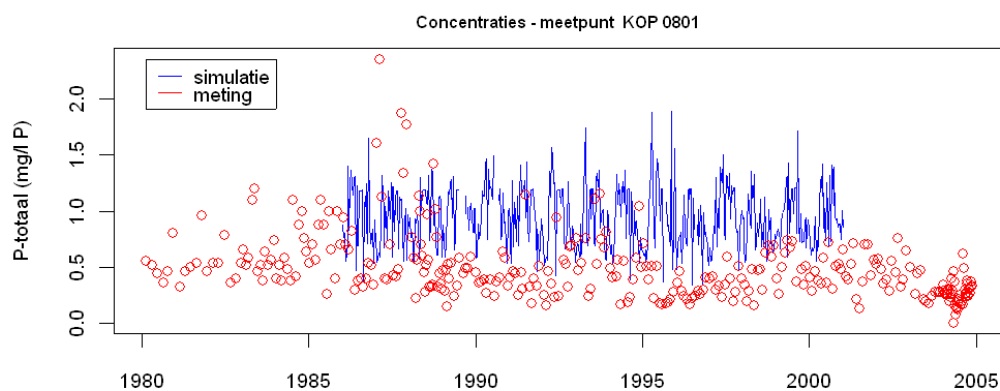
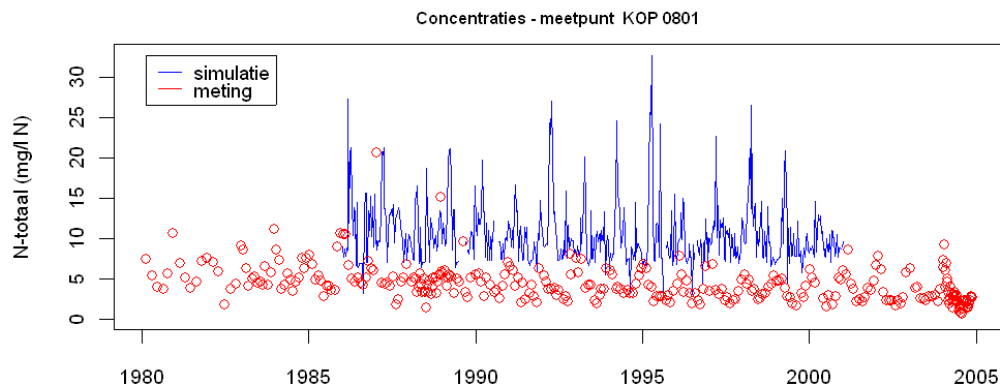
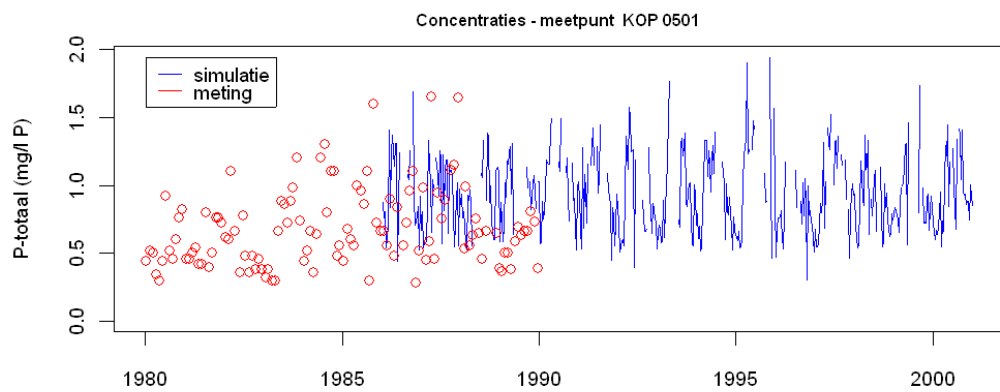
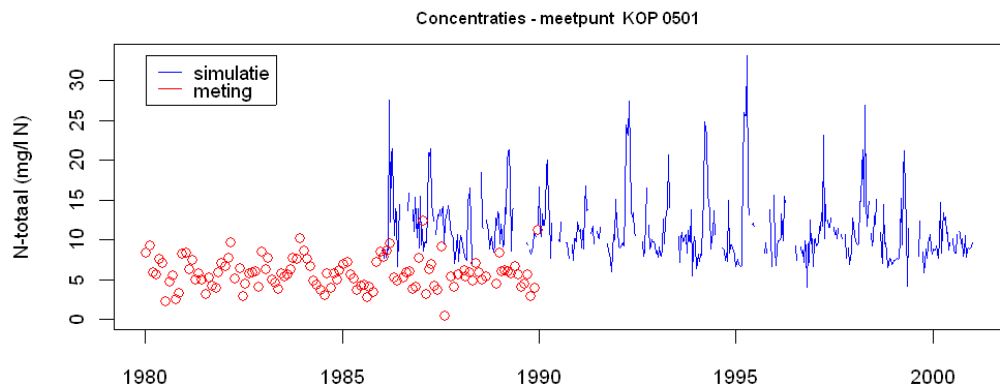
Figuur 8.1 Vershil (%) tussen mediane waarde toaal-N en toaal-P; berekende waarden in subafwateringseenheden en gemeten waarden in de 14 vaste meetpunten van het basismetnet.

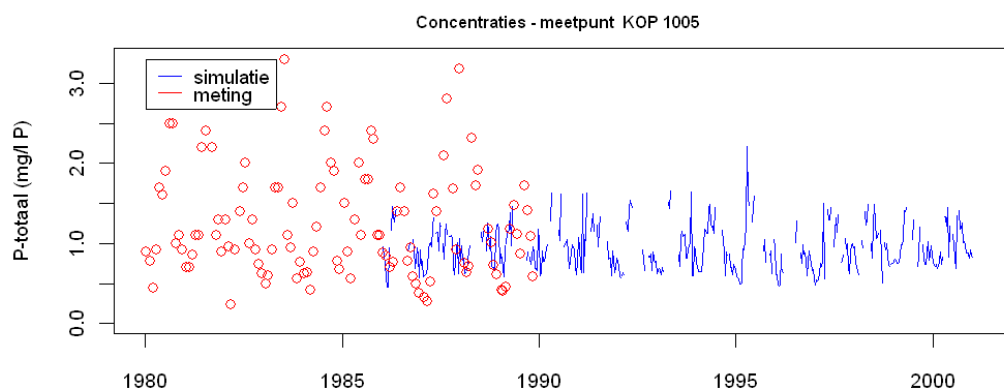
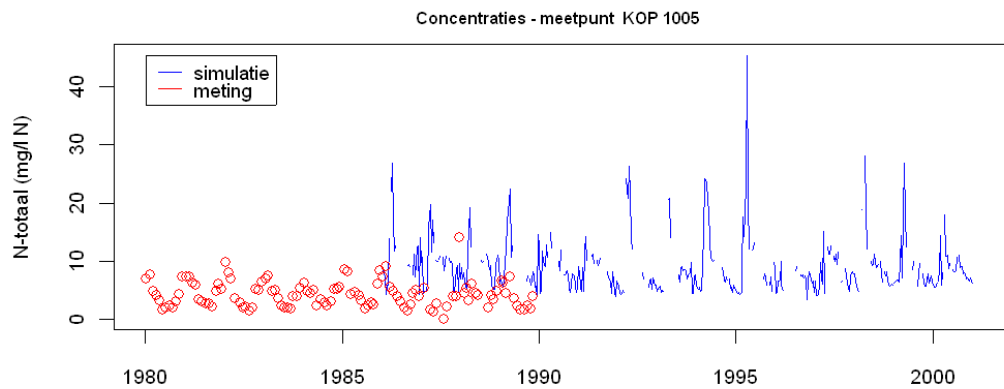
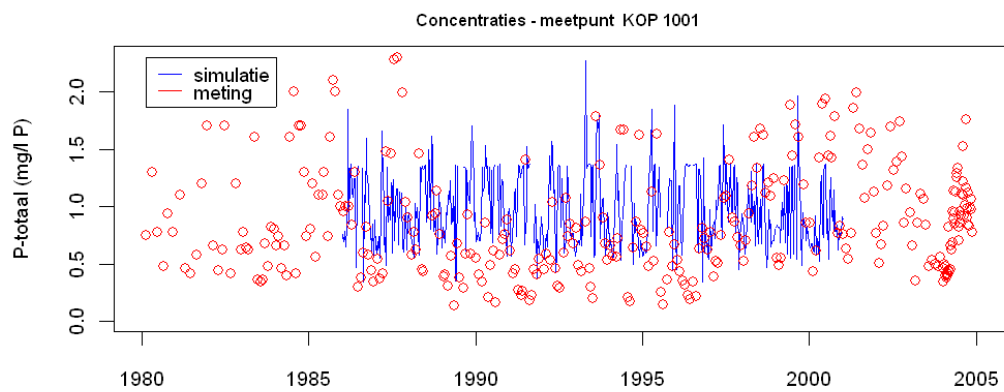
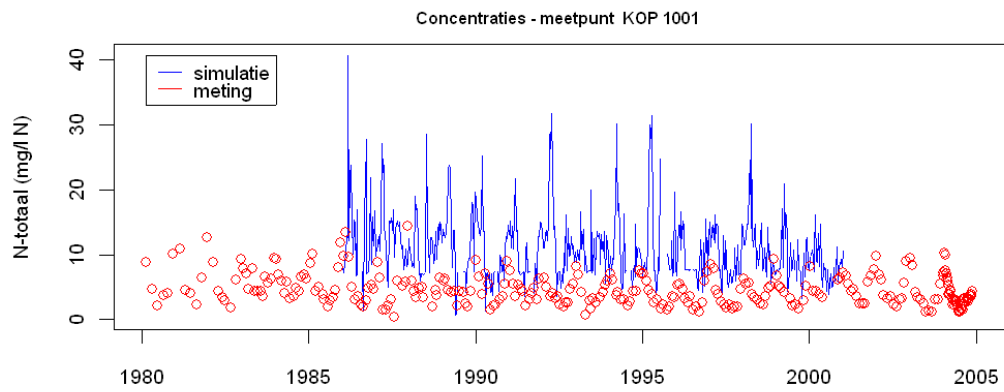


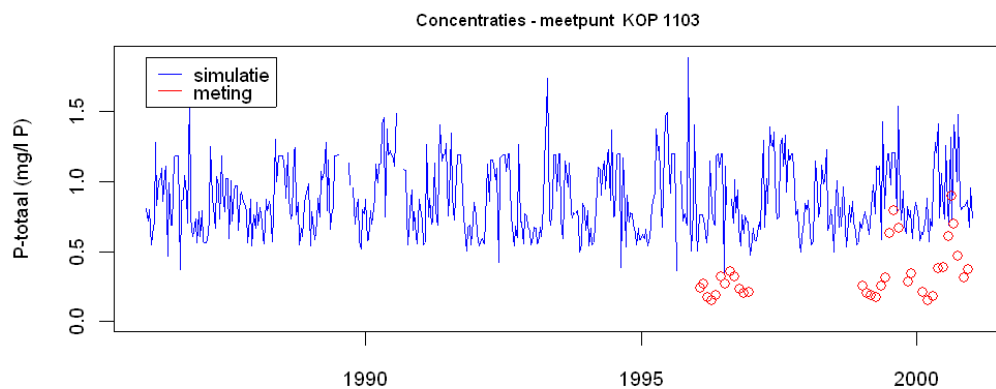
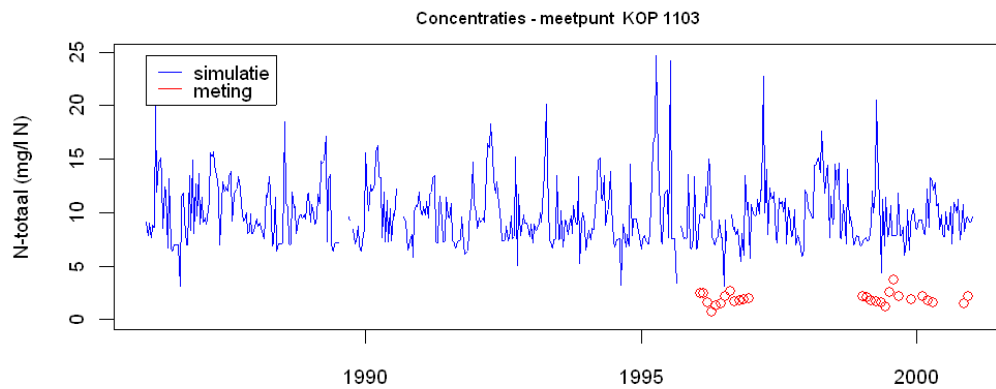
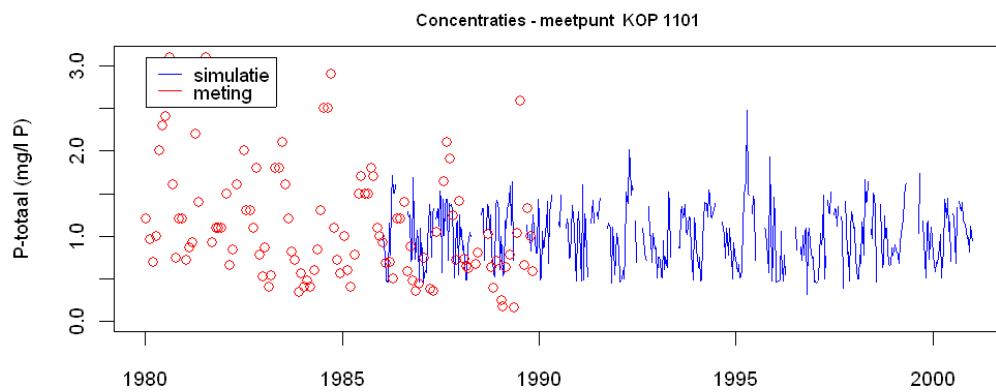
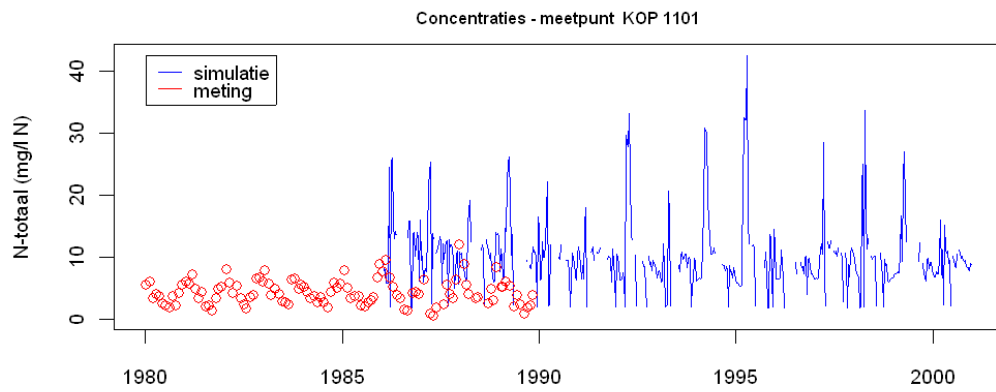






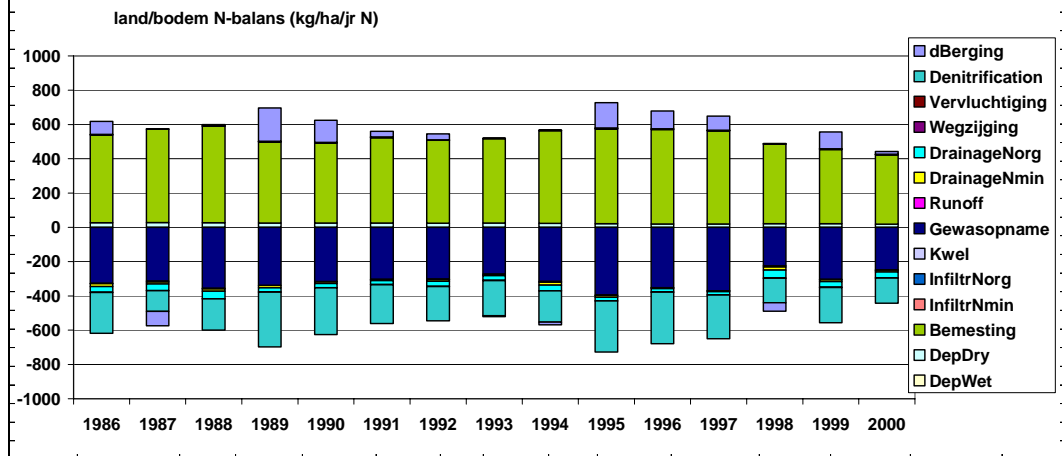




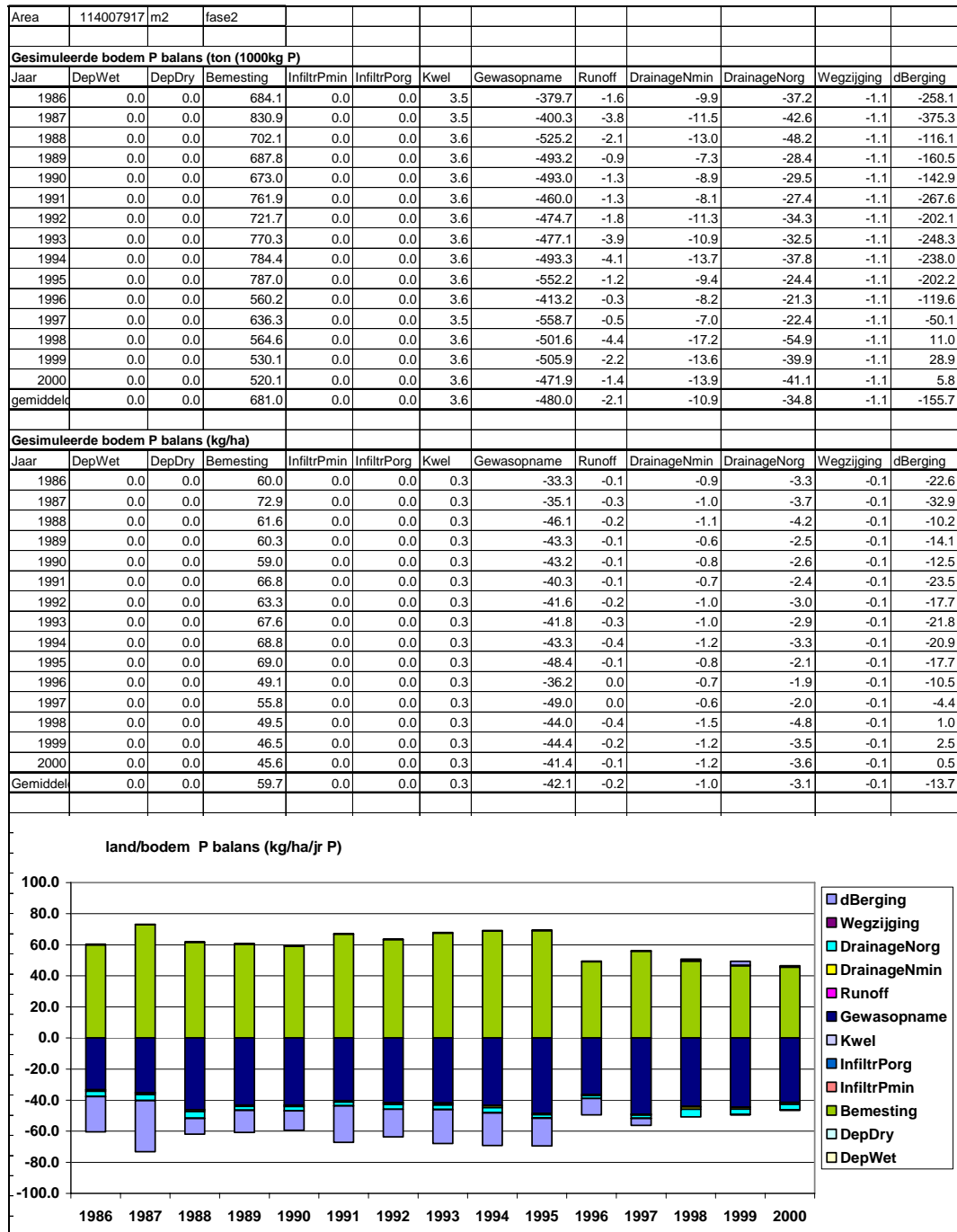


Bijlage 10 Stikstofbalans landsysteem Krimpenerwaard fase 2

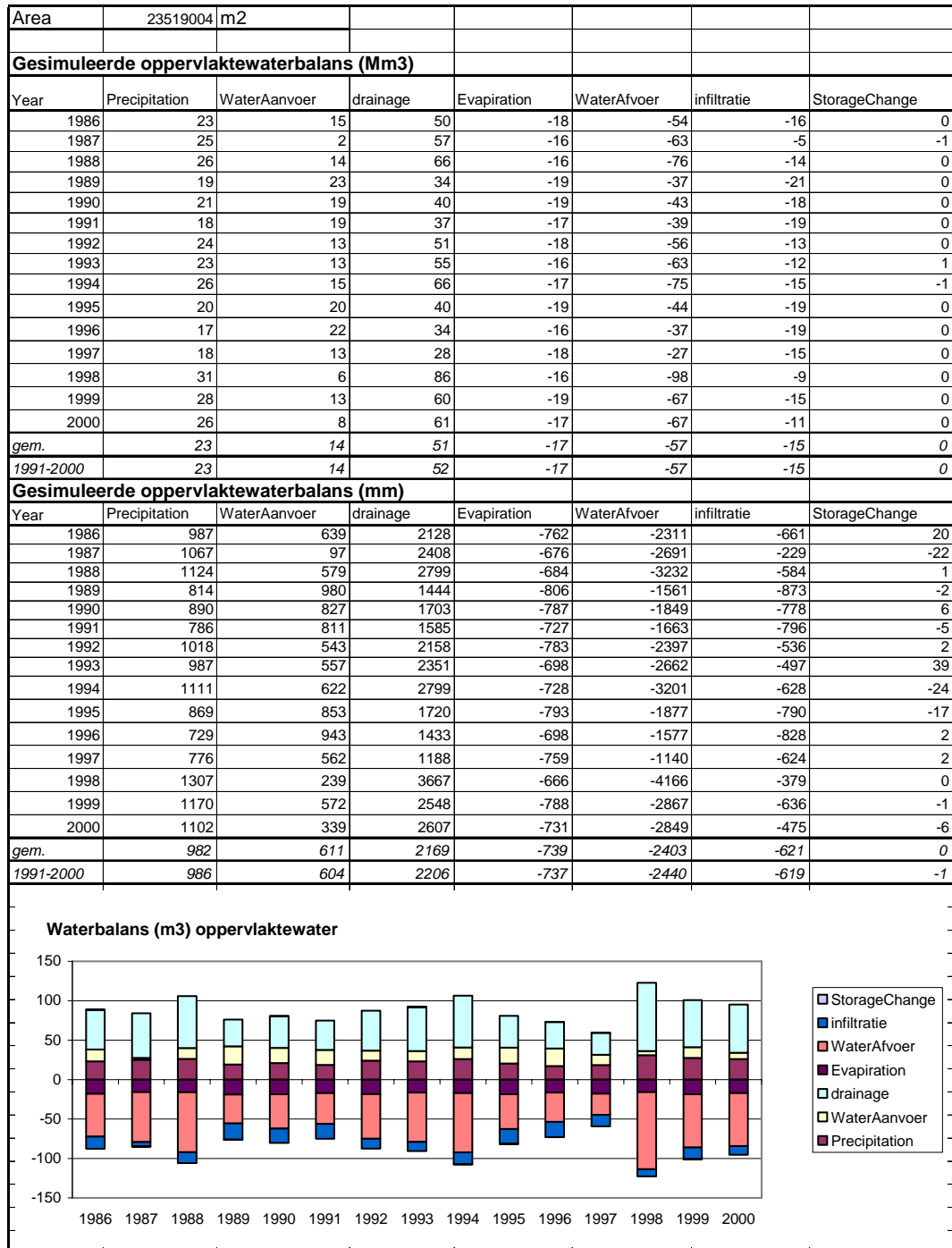
Area		114007917 m2	fase2												
Gesimuleerde bodem N balans (ton (1000kg))															
Jaar	DepWet	DepDry	Bemesting	InfiltrNmin	InfiltrNorg	Kwel	Gewasopna	Runoff	DrainageNm	DrainageNorg	Wegzijing	Vervluchtiging	Denitrification	dBerging	
1986	0	312	5829	24	20	6	-3724	-25	-189	-380	-10	0	-2711	850	
1987	0	327	6198	10	8	6	-3573	-64	-128	-442	-11	0	-1366	-965	
1988	0	311	6417	19	15	7	-4054	-36	-165	-489	-11	0	-2079	66	
1989	0	290	5378	28	23	7	-3861	-6	-153	-275	-12	0	-3641	2223	
1990	0	283	5325	25	21	7	-3610	-13	-109	-281	-12	0	-3099	1462	
1991	0	288	5673	25	21	7	-3458	-20	-66	-262	-12	0	-2576	380	
1992	0	281	5504	19	16	7	-3439	-29	-119	-334	-12	0	-2280	386	
1993	0	284	5615	18	15	7	-3110	-54	-54	-309	-12	0	-2335	-64	
1994	0	260	6173	21	17	7	-3597	-48	-195	-374	-12	0	-2064	-186	
1995	0	238	6310	26	22	7	-4514	-18	-118	-240	-12	0	-3394	1693	
1996	0	230	6277	27	22	7	-4011	-6	-62	-219	-12	0	-3429	1178	
1997	0	227	6191	21	18	7	-4209	-14	-49	-218	-12	0	-2898	937	
1998	0	245	5293	13	11	7	-2553	-82	-206	-528	-13	0	-1626	-562	
1999	0	236	4937	22	18	7	-3459	-30	-126	-371	-13	0	-2345	1125	
2000	0	214	4610	17	14	7	-2836	-23	-116	-381	-13	0	-1674	180	
gemiddeld	0	268	5715	21	18	7	-3601	-31	-124	-340	-12	0	-2501	580	
Gesimuleerde bodem N balans (kg/ha)															
Jaar	DepWet	DepDry	Bemesting	InfiltrNmin	InfiltrNorg	Kwel	Gewasopna	Runoff	DrainageNm	DrainageNorg	Wegzijing	Vervluchtiging	Denitrification	dBerging	
1986	0	27	511	2	2	1	-327	-2	-17	-33	-1	0	-238	75	
1987	0	29	544	1	1	1	-313	-6	-11	-39	-1	0	-120	-85	
1988	0	27	563	2	1	1	-356	-3	-14	-43	-1	0	-182	6	
1989	0	25	472	2	2	1	-339	-1	-13	-24	-1	0	-319	195	
1990	0	25	467	2	2	1	-317	-1	-10	-25	-1	0	-272	128	
1991	0	25	498	2	2	1	-303	-2	-6	-23	-1	0	-226	33	
1992	0	25	483	2	1	1	-302	-3	-10	-29	-1	0	-200	34	
1993	0	25	493	2	1	1	-273	-5	-5	-27	-1	0	-205	-6	
1994	0	23	541	2	2	1	-316	-4	-17	-33	-1	0	-181	-16	
1995	0	21	554	2	2	1	-396	-2	-10	-21	-1	0	-298	148	
1996	0	20	551	2	2	1	-352	-1	-5	-19	-1	0	-301	103	
1997	0	20	543	2	2	1	-369	-1	-4	-19	-1	0	-254	82	
1998	0	22	464	1	1	1	-224	-7	-18	-46	-1	0	-143	-49	
1999	0	21	433	2	2	1	-303	-3	-11	-33	-1	0	-206	99	
2000	0	19	404	2	1	1	-249	-2	-10	-33	-1	0	-147	16	
Gemiddeld	0	24	501	2	2	1	-316	-3	-11	-30	-1	0	-219	51	



Bijlage 11 Fosforbalans landsysteem Krimpenerwaard fase 2



Bijlage 12 Waterbalans oppervlaktesysteem Krimpenerwaard fase 2



Bijlage 13 Waterbalans stroomgebied Krimpenerwaard fase 2

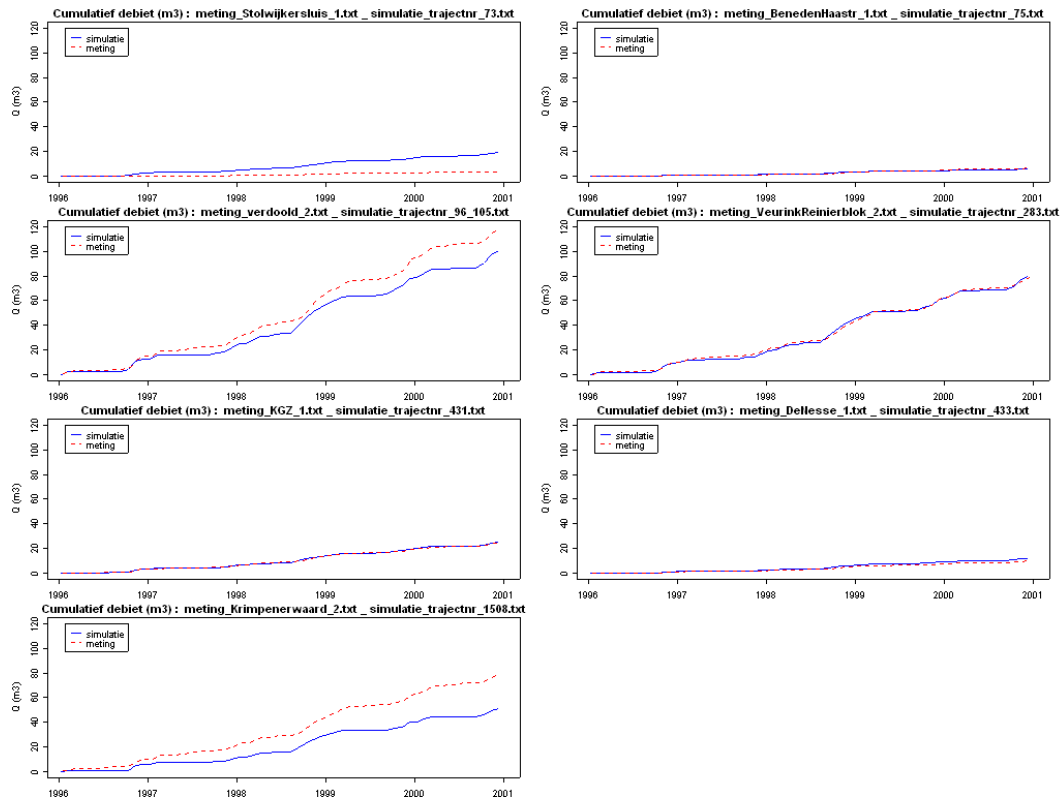
Area	137526921	m2							
Gesimuleerde Gebiedswaterbalans (Mm3)									
Jaar	Neerslag	Inlaat	RWZI	Kwel	ETact	Uitgemalen	DeltaBerging	Afwijking	
1986	119	15	0	-1	-79	-54	0	0	
1987	129	2	0	-1	-68	-63	0	-1	
1988	136	14	0	-1	-73	-76	0	-1	
1989	99	23	0	-1	-86	-37	0	-2	
1990	109	19	0	-1	-83	-43	0	1	
1991	96	19	0	-1	-76	-39	0	-1	
1992	126	13	0	-1	-82	-56	0	-1	
1993	126	13	0	-1	-74	-63	-2	0	
1994	136	15	0	-1	-76	-75	1	-1	
1995	106	20	0	-1	-83	-44	2	-1	
1996	90	22	0	-1	-73	-37	0	0	
1997	95	13	0	-1	-80	-27	-1	0	
1998	163	6	0	-1	-70	-98	0	0	
1999	139	13	0	-1	-84	-67	0	0	
2000	138	8	0	-1	-78	-67	0	0	
gem.	121	14	0	-1	-78	-57	0	-1	
1991-2000	122	14	0	-1	-78	-57	0	0	
Gesimuleerde Gebiedswaterbalans (mm)									
Jaar	Neerslag	Inlaat	RWZI	Kwel	ETact	Uitgemalen	DeltaBerging	Afwijking	
1986	867	109	0	-9	-575	-395	2	-1	
1987	938	17	0	-9	-492	-460	2	-4	
1988	992	99	0	-9	-533	-553	-3	-7	
1989	720	168	0	-9	-623	-267	0	-12	
1990	792	141	0	-9	-605	-316	3	5	
1991	698	139	0	-9	-550	-284	-3	-10	
1992	918	93	0	-9	-594	-410	-2	-4	
1993	918	95	0	-9	-536	-455	-14	-1	
1994	992	106	0	-9	-555	-547	5	-9	
1995	771	146	0	-9	-605	-321	11	-7	
1996	651	161	0	-9	-532	-270	-3	-2	
1997	693	96	0	-9	-582	-195	-5	-1	
1998	1188	41	0	-9	-509	-712	2	0	
1999	1010	98	0	-9	-609	-490	-2	-2	
2000	1002	58	0	-9	-564	-487	1	0	
gem.	877	104	0	-9	-564	-411	0	-4	
1991-2000	884	103	0	-9	-564	-417	-1	-4	

Waterbalans (mm/jr) Gebied Krimpenerwaard

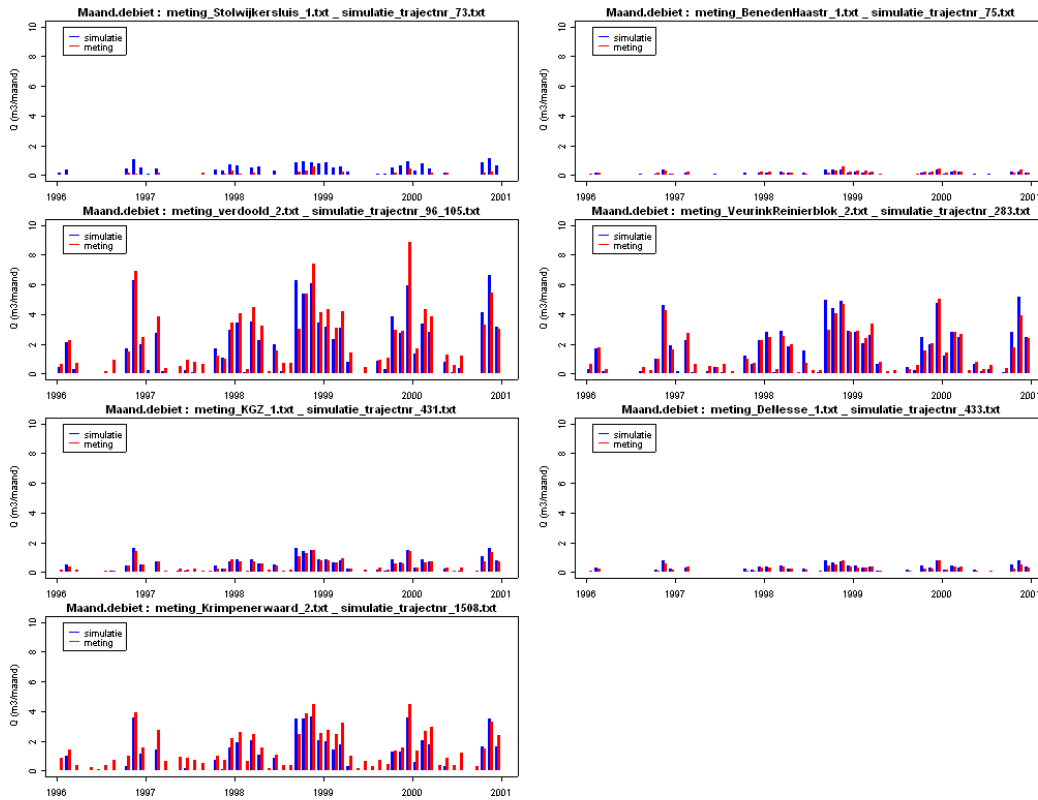
Bijlage 14 Vergelijking gemeten en berekende uitgemaalen debieten

Berekende en gemeten uitgemaalen debieten zijn grafisch uitgezet tegen de tijd in drie vormen:

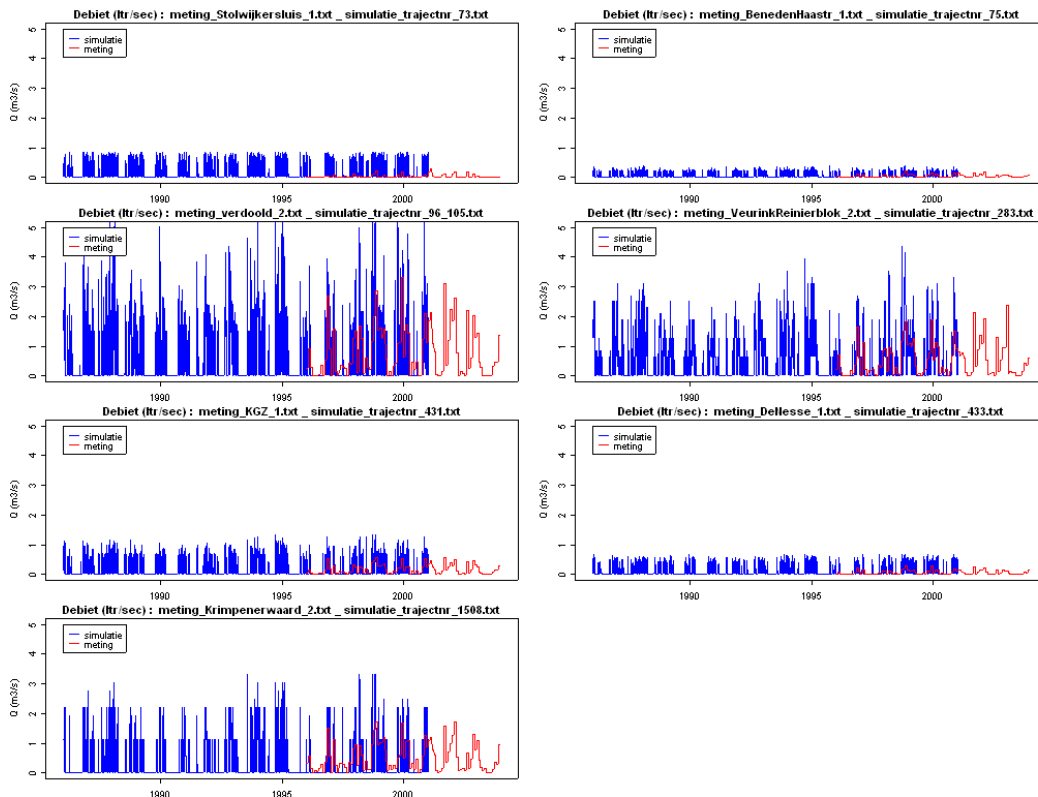
- cumulatief over de periode van metingen (Figuur B14.1);
- maandelijkse debieten over de periode van metingen (Figuur B14.2);
- dagelijkse debieten over de gehele simulatieperiode (Figuur B14.3).



Figuur B14.1 Gemeten maandelijkse en berekende cumulatieve waterafvoer (10^6 m^3)



Figuur B14.2 Gemeten en berekende maandelijksse waterafvoer (10^6 m^3)

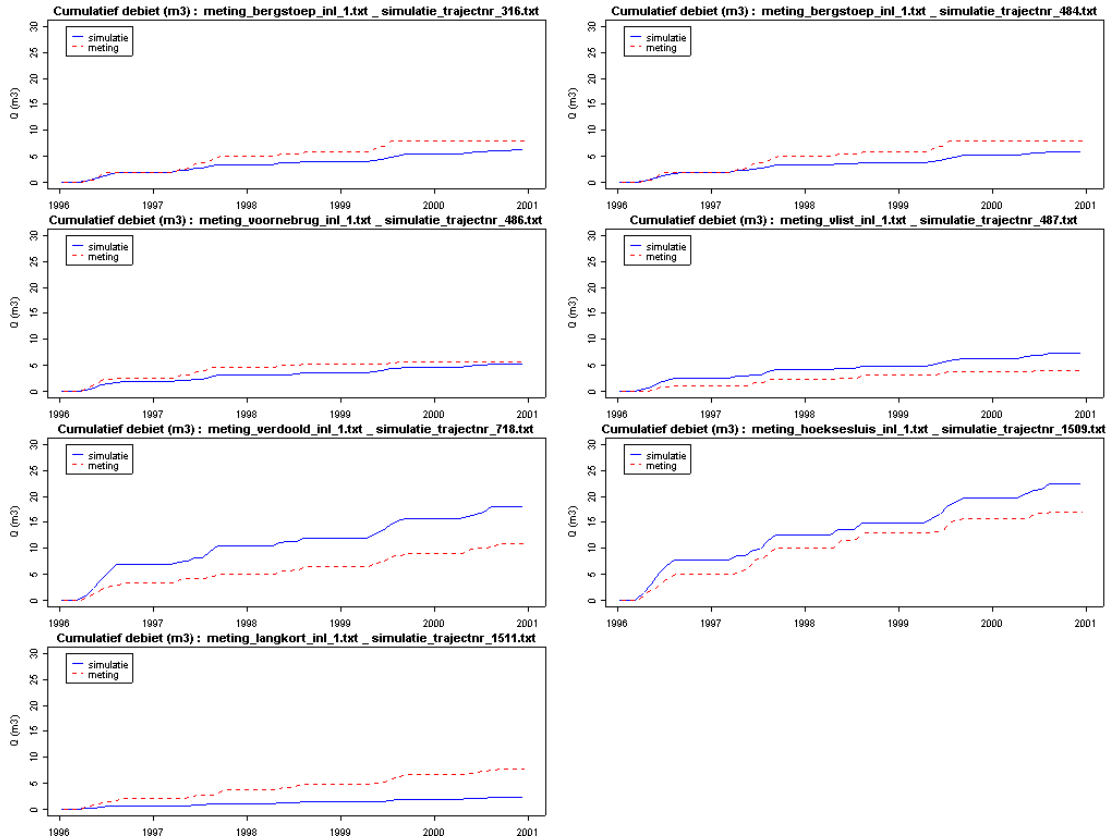


Figuur B14.3 Gemeten en berekende dagelijkse waterafvoeren (l/s)

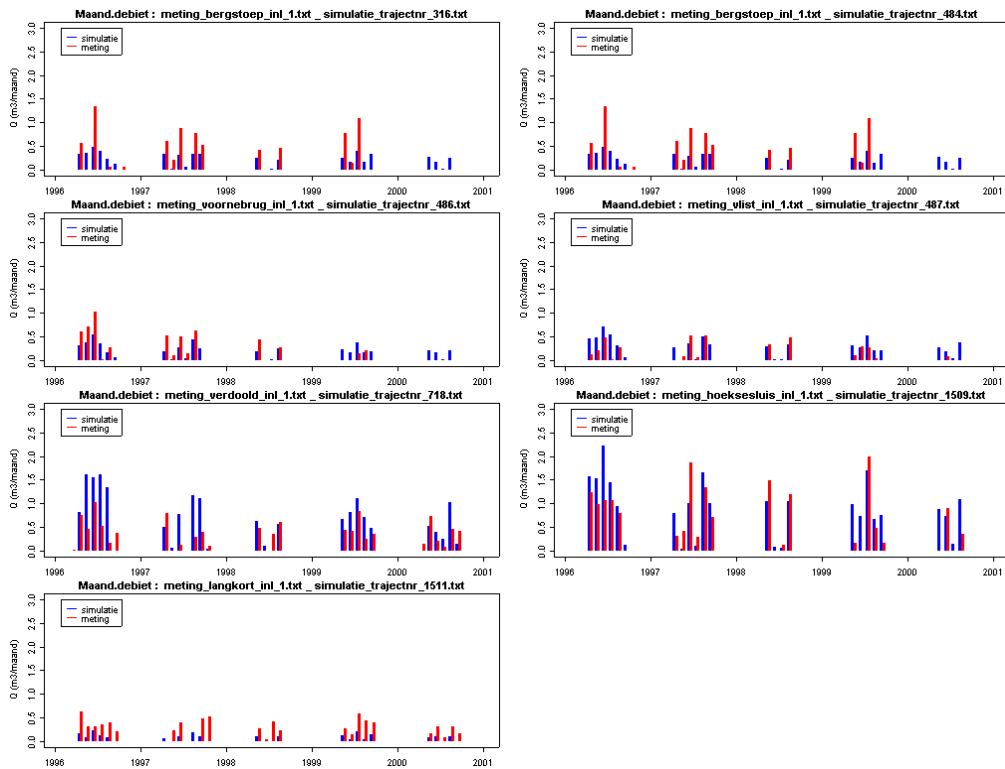
Bijlage 15 Vergelijking gemeten en berekende ingelaten debieten

Berekende en gemeten ingelaten debieten zijn grafisch uitgezet tegen de tijd in drie vormen:

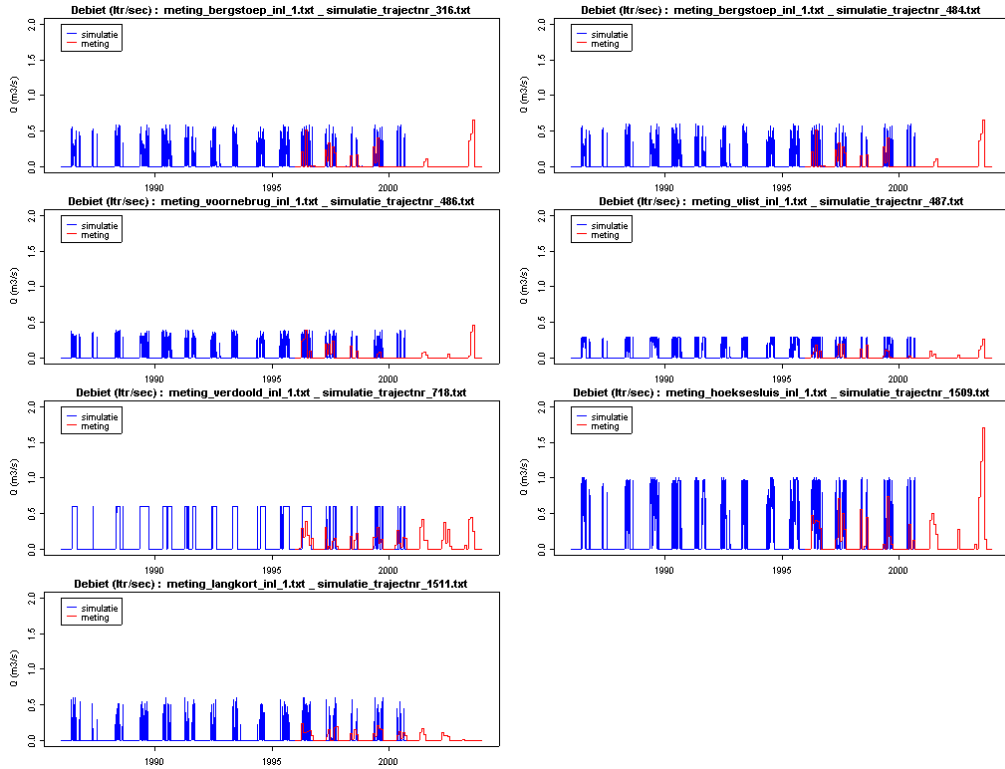
- cumulatief over de periode van metingen (Figuur B15.1);
- maandelijkse debieten over de periode van metingen (Figuur B15.2);
- dagelijkse debieten over de gehele simulatieperiode (Figuur B15.3).



Figuur B15.1 Gemeten maandelijkse en berekende dagelijkse wateraanvoer ($10^6 m^3$)



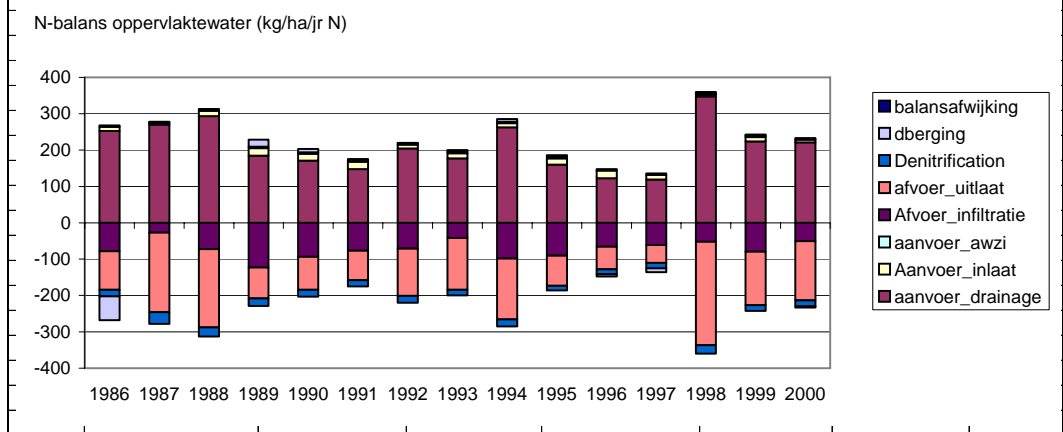
Figuur B15.2 Gemeten en berekende maandelijkse wateraanvoer ($10^6 m^3$)



Figuur B15.3 Gemeten en berekende cumulatieve wateraanvoer (l/s)

Bijlage 16 N-balans oppervlaktesysteem Krimpenerwaard fase 2

Area	23519004 m2							
Gesimuleerde oppervlaktewater N balans (1000 kg N)								
Year	aanvoer_drainage	Aanvoer_inlaat	aanvoer_awzi	Afvoer_infiltratie	afvoer_uitlaat	Denitrification	dberging	
1986	595	26	10	-184	-250	-43	-154	
1987	634	6	10	-64	-514	-76	4	
1988	690	35	10	-171	-507	-58	1	
1989	434	49	10	-290	-198	-49	45	
1990	402	45	10	-221	-214	-44	22	
1991	347	47	10	-181	-191	-40	8	
1992	482	25	10	-167	-307	-43	0	
1993	417	32	10	-98	-336	-36	11	
1994	618	26	10	-232	-393	-46	17	
1995	376	41	10	-213	-194	-31	11	
1996	288	51	10	-154	-147	-32	-15	
1997	280	29	10	-144	-116	-35	-25	
1998	816	14	10	-123	-668	-56	8	
1999	527	27	10	-188	-345	-38	7	
2000	520	19	10	-118	-383	-39	-7	
average	495	31	10	-170	-317	-44	-4	
Gesimuleerde oppervlaktewater N balans (kg/ha/jr N)								
Year	aanvoer_drainage	Aanvoer_inlaat	aanvoer_awzi	Afvoer_infiltratie	afvoer_uitlaat	Denitrification	dberging	
1986	253	11	4	-78	-106	-18	-65	
1987	270	2	4	-27	-218	-32	2	
1988	293	15	4	-73	-216	-24	0	
1989	184	21	4	-123	-84	-21	19	
1990	171	19	4	-94	-91	-19	9	
1991	148	20	4	-77	-81	-17	3	
1992	205	11	4	-71	-130	-18	0	
1993	177	14	4	-41	-143	-15	5	
1994	263	11	4	-99	-167	-19	7	
1995	160	17	4	-91	-82	-13	5	
1996	122	22	4	-66	-62	-14	-6	
1997	119	13	4	-61	-49	-15	-11	
1998	347	6	4	-52	-284	-24	3	
1999	224	12	4	-80	-147	-16	3	
2000	221	8	4	-50	-163	-17	-3	
average	211	13	4	-72	-135	-19	-2	

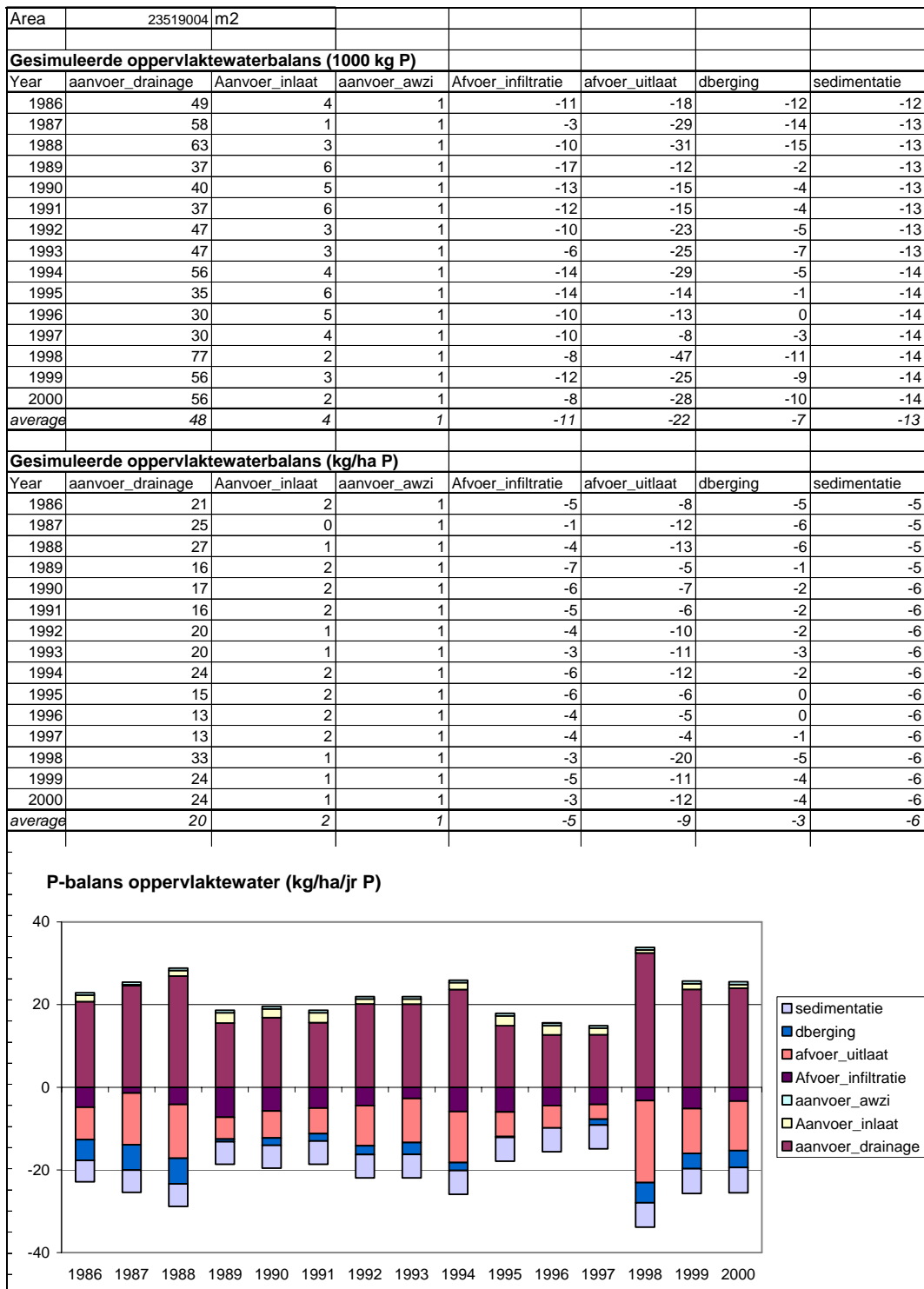


Bijlage 17 N-balans stroomgebied Krimpenerwaard fase 2

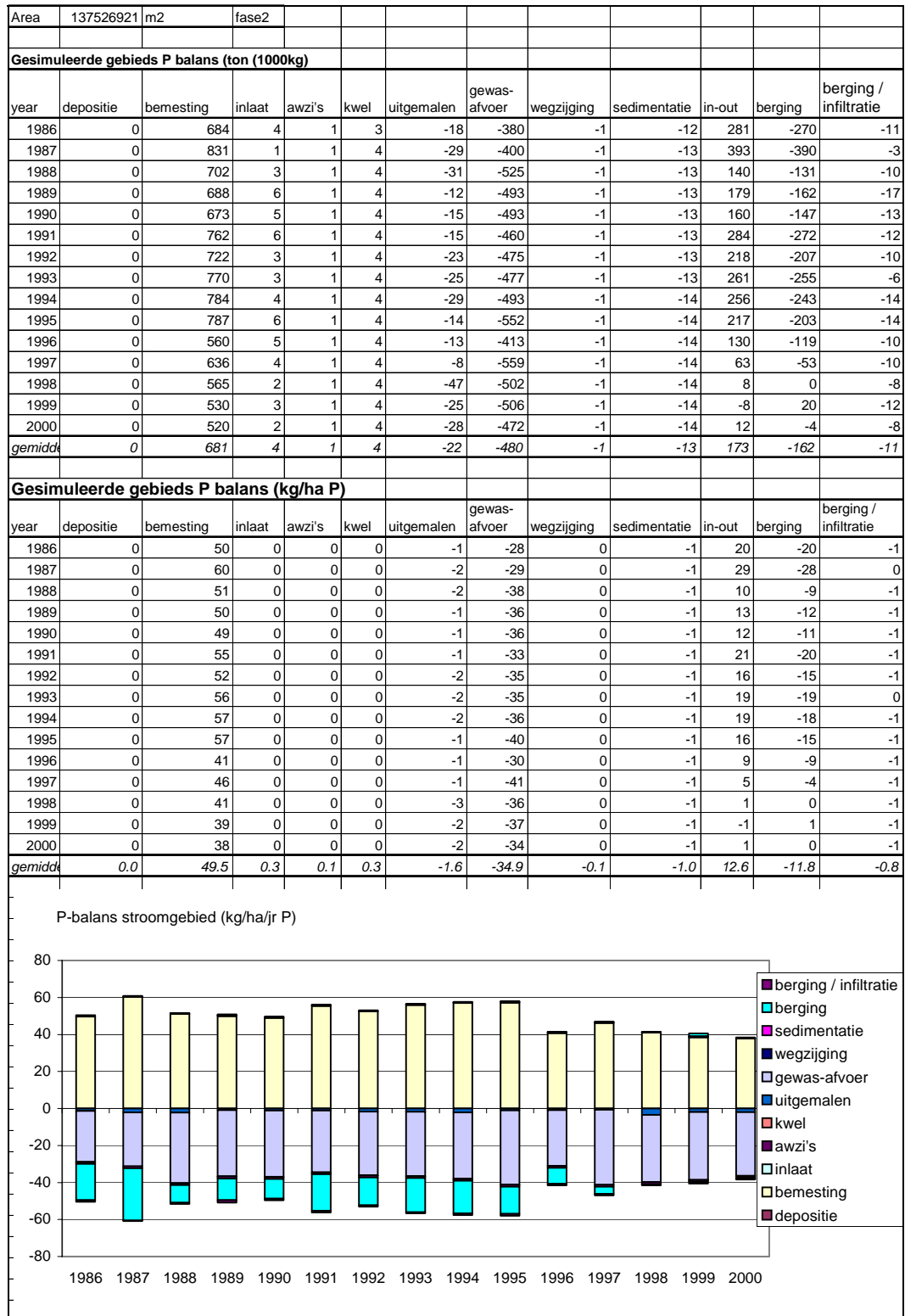
Area	137526921	m2	fase2										
Gesimuleerde gebieds N balans (1000kg)													
year	depositie	bemesting	inlaat	awzi's	kwel	uitgemalen	gewas-afvoer	denitrificatie	wegzijing	berging	berging / infiltratie		
1986	312	5829	26	10	6	-250	-3724	-2754	-10	696	-141		
1987	327	6198	6	10	6	-514	-3573	-1442	-11	-961	-46		
1988	311	6417	35	10	7	-507	-4054	-2137	-11	67	-137		
1989	290	5378	49	10	7	-198	-3861	-3690	-12	2269	-239		
1990	283	5325	45	10	7	-214	-3610	-3142	-12	1483	-175		
1991	288	5673	47	10	7	-191	-3458	-2616	-12	388	-135		
1992	281	5504	25	10	7	-307	-3439	-2323	-12	386	-132		
1993	284	5615	32	10	7	-336	-3110	-2372	-12	-53	-65		
1994	260	6173	26	10	7	-393	-3597	-2110	-12	-169	-194		
1995	238	6310	41	10	7	-194	-4514	-3425	-12	1704	-164		
1996	230	6277	51	10	7	-147	-4011	-3461	-12	1164	-105		
1997	227	6191	29	10	7	-116	-4209	-2933	-12	912	-105		
1998	245	5293	14	10	7	-668	-2553	-1682	-13	-555	-99		
1999	236	4937	27	10	7	-345	-3459	-2383	-13	1131	-148		
2000	214	4610	19	10	7	-383	-2836	-1713	-13	173	-87		
<i>gemidd</i>	<i>268</i>	<i>5715</i>	<i>31</i>	<i>10</i>	<i>7</i>	<i>-317</i>	<i>-3601</i>	<i>-2545</i>	<i>-12</i>	<i>576</i>	<i>-131</i>		
Gesimuleerde gebieds N balans (kg/ha N)													
year	depositie	bemesting	inlaat	awzi's	kwel	uitgemalen	gewas-afvoer	denitrificatie	wegzijing	berging	berging / infiltratie		
1986	23	424	2	1	0	-18	-271	-200	-1	51	-10		
1987	24	451	0	1	0	-37	-260	-105	-1	-70	-3		
1988	23	467	3	1	0	-37	-295	-155	-1	5	-10		
1989	21	391	4	1	0	-14	-281	-268	-1	165	-17		
1990	21	387	3	1	0	-16	-262	-228	-1	108	-13		
1991	21	413	3	1	0	-14	-251	-190	-1	28	-10		
1992	20	400	2	1	0	-22	-250	-169	-1	28	-10		
1993	21	408	2	1	0	-24	-226	-172	-1	-4	-5		
1994	19	449	2	1	0	-29	-262	-153	-1	-12	-14		
1995	17	459	3	1	0	-14	-328	-249	-1	124	-12		
1996	17	456	4	1	0	-11	-292	-252	-1	85	-8		
1997	16	450	2	1	0	-8	-306	-213	-1	66	-8		
1998	18	385	1	1	0	-49	-186	-122	-1	-40	-7		
1999	17	359	2	1	0	-25	-252	-173	-1	82	-11		
2000	16	335	1	1	0	-28	-206	-125	-1	13	-6		
<i>gemidd</i>	<i>20</i>	<i>416</i>	<i>2</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>-23</i>	<i>-262</i>	<i>-185</i>	<i>-1</i>	<i>42</i>	<i>-10</i>		

Gebieds N balans (kg/ha/jr N)

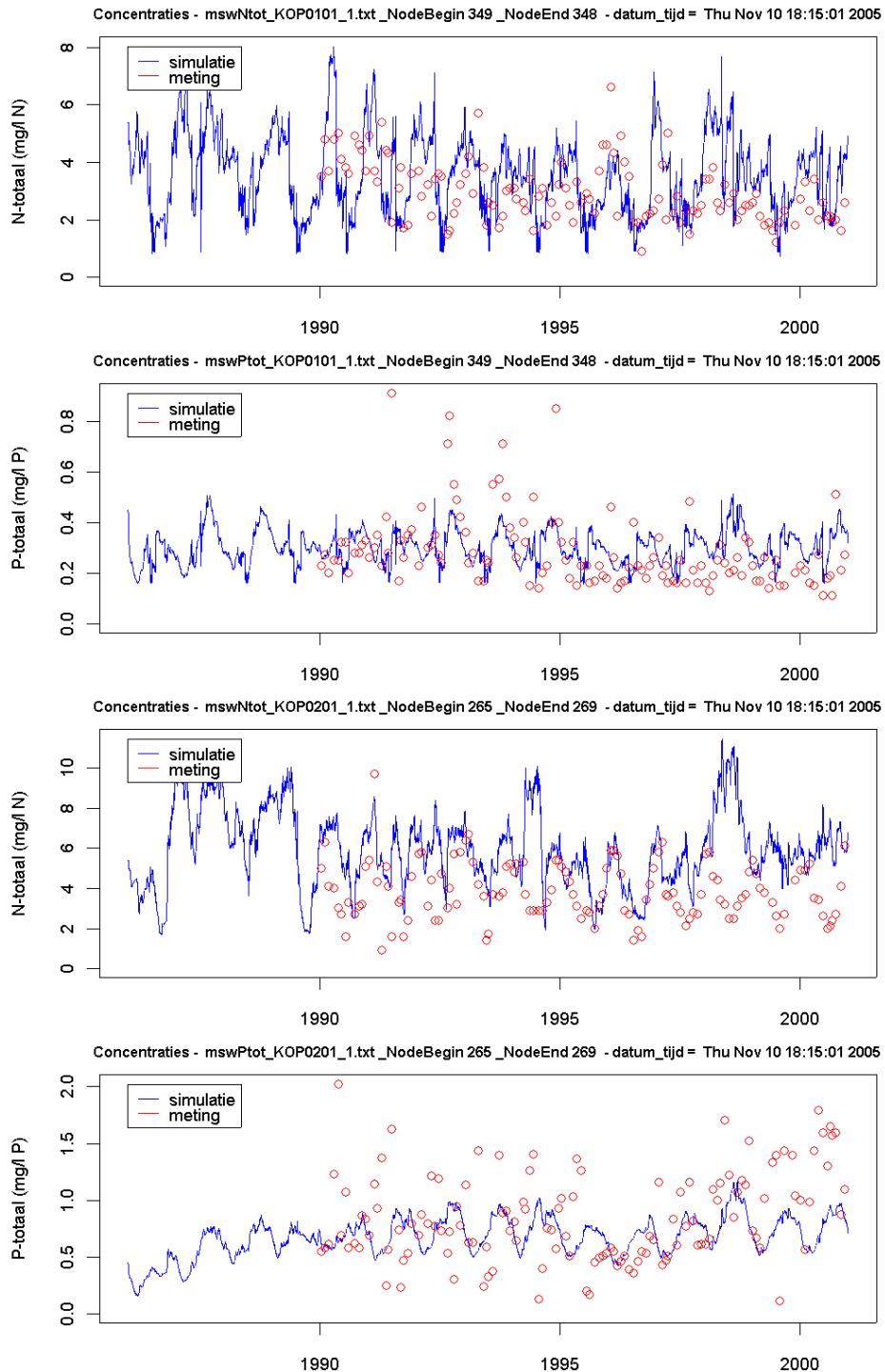
Bijlage 18 P-balans oppervlaktesysteem Krimpenerwaard fase 2



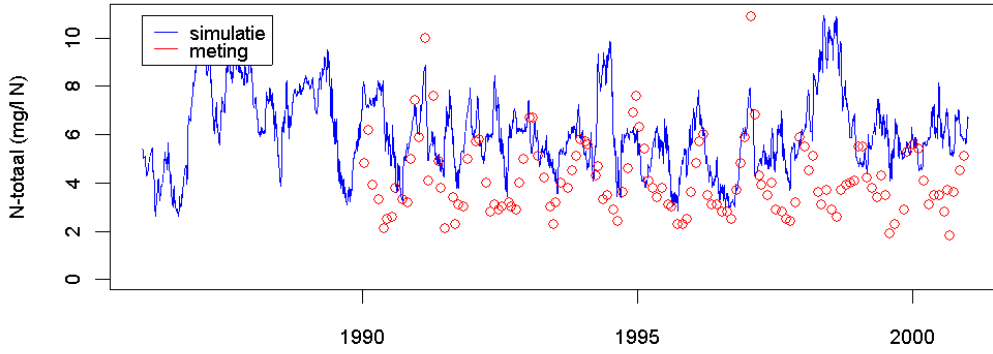
Bijlage 19 P-balans stroomgebied Krimpenerwaard fase 2



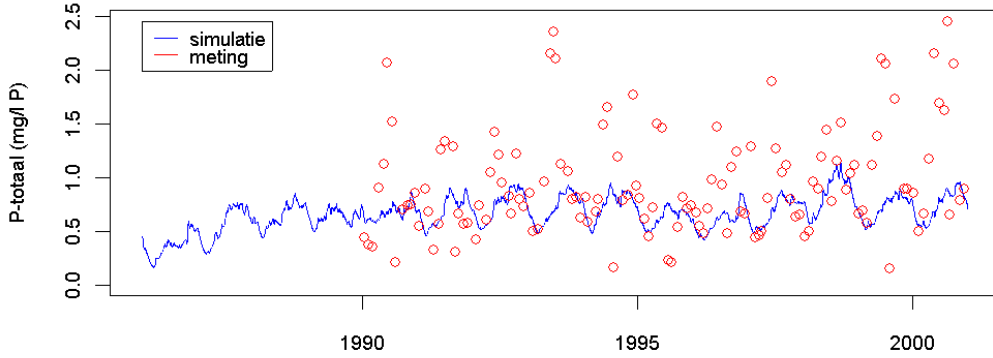
Bijlage 20 N en P-concentraties in oppervlaktesysteem Krimpenerwaard fase 2



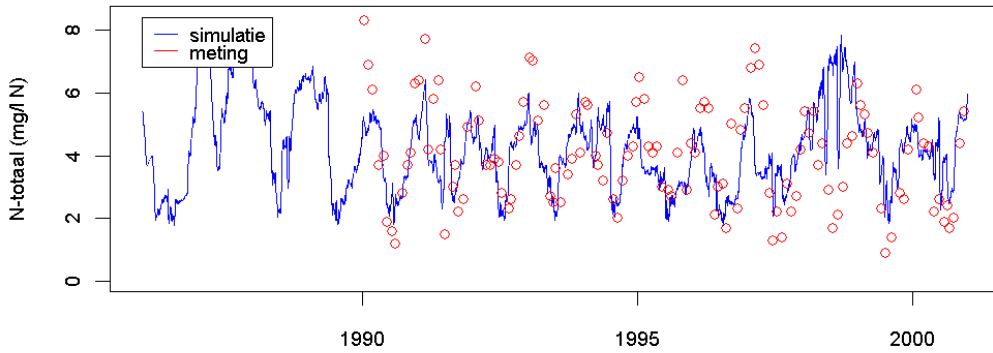
Concentraties - mswNtot_KOP0301_1.txt _NodeBegin 177 _NodeEnd 175 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



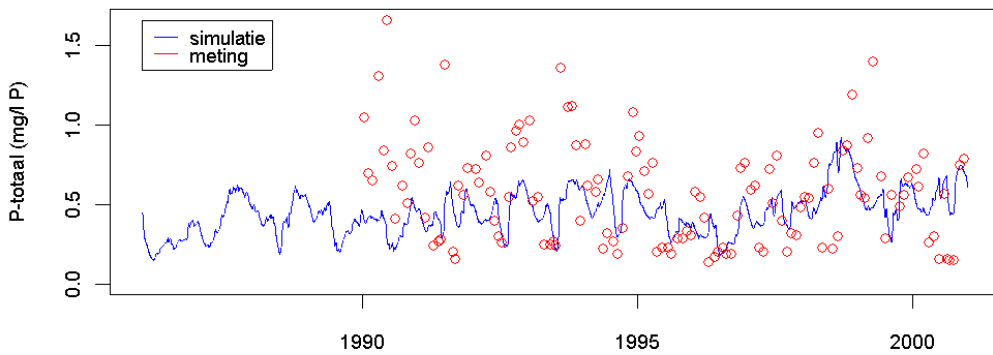
Concentraties - mswPtot_KOP0301_1.txt _NodeBegin 177 _NodeEnd 175 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



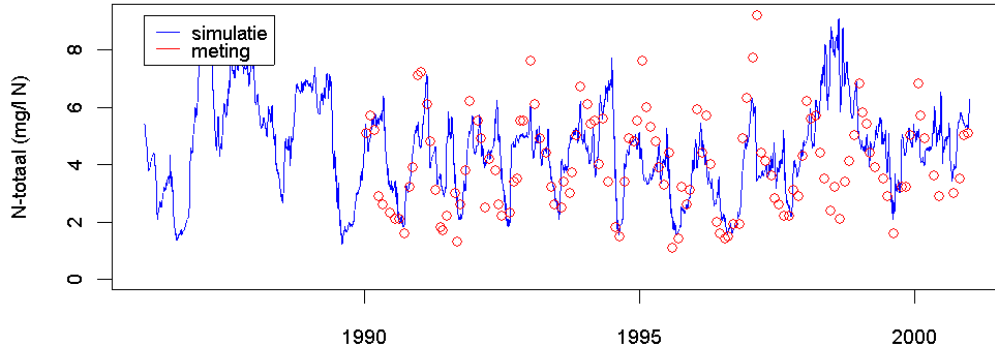
Concentraties - mswNtot_KOP0401_1.txt _NodeBegin 142 _NodeEnd 171 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



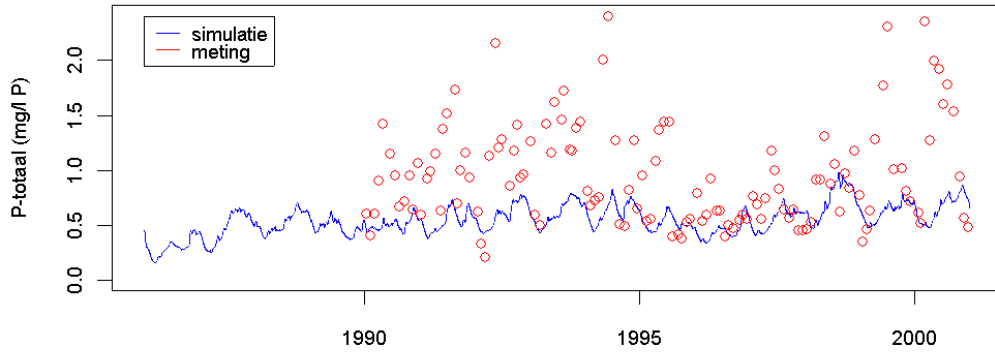
Concentraties - mswPtot_KOP0401_1.txt _NodeBegin 142 _NodeEnd 171 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



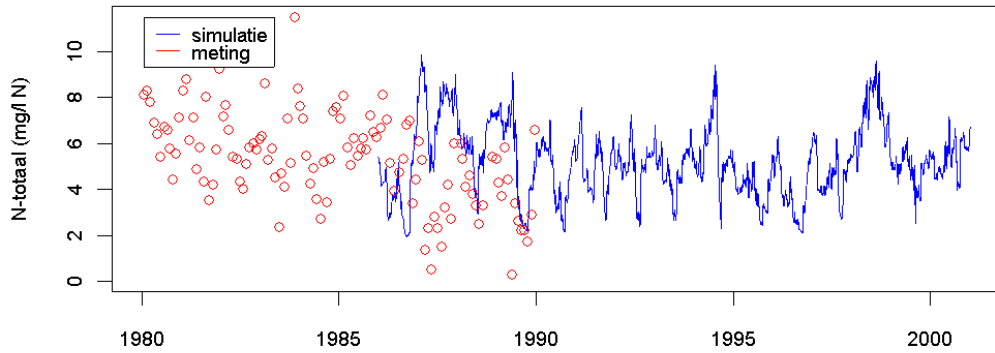
Concentraties - mswNtot_KOP0402_1.txt_NodeBegin 189_NodeEnd 174 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



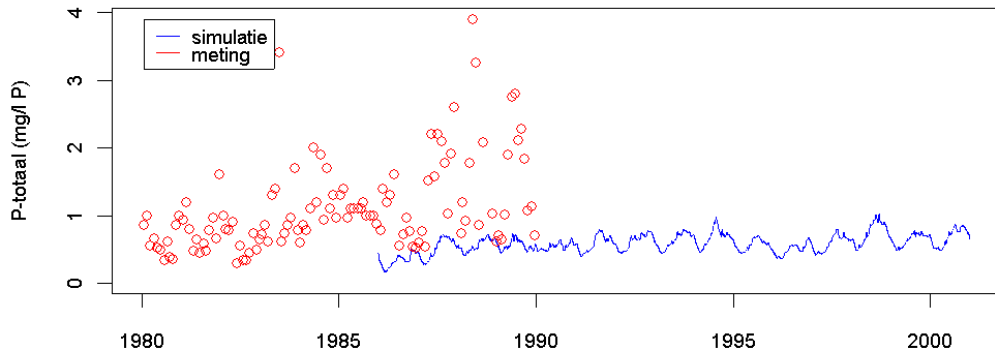
Concentraties - mswPtot_KOP0402_1.txt_NodeBegin 189_NodeEnd 174 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



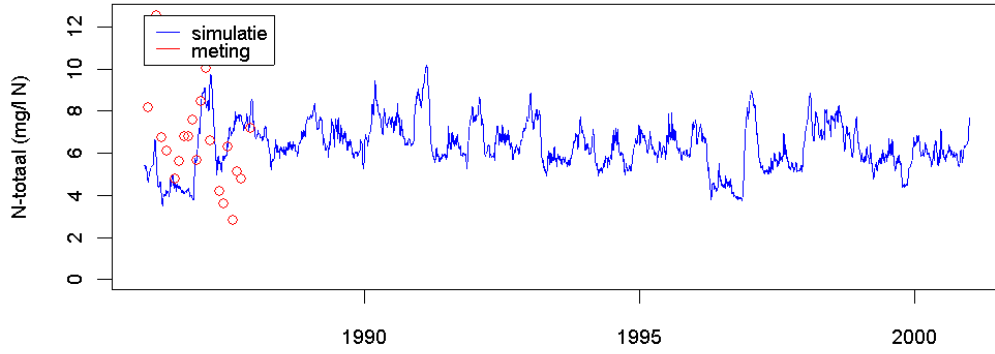
Concentraties - mswNtot_KOP0408_1.txt_NodeBegin 110_NodeEnd 99 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



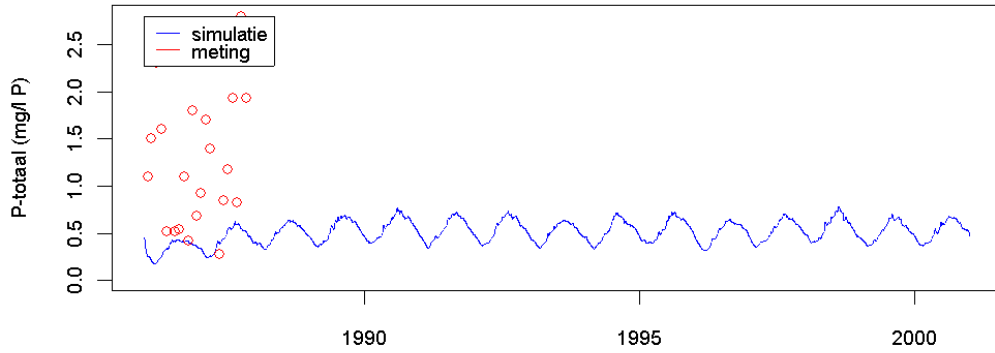
Concentraties - mswPtot_KOP0408_1.txt_NodeBegin 110_NodeEnd 99 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



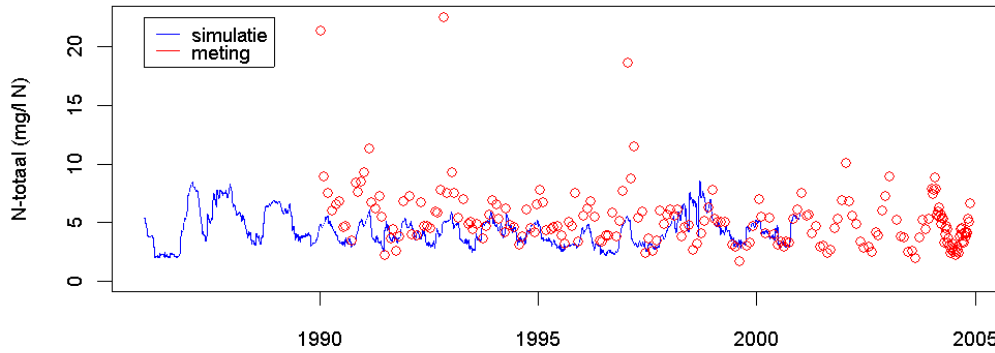
Concentraties - mswNtot_KOP0421_1.txt _NodeBegin 675 _NodeEnd 676 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



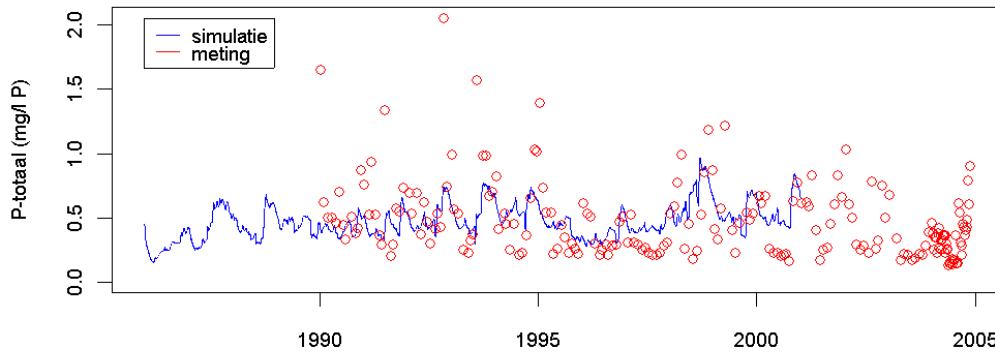
Concentraties - mswPtot_KOP0421_1.txt _NodeBegin 675 _NodeEnd 676 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



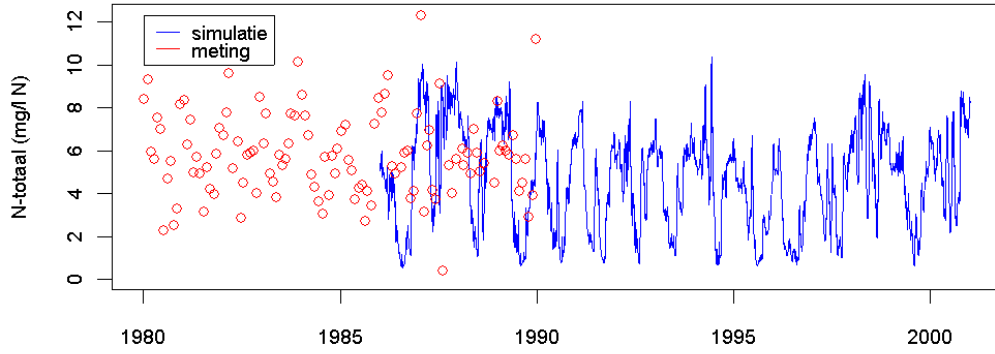
Concentraties - mswNtot_KOP0427_1.txt _NodeBegin 126 _NodeEnd 127 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



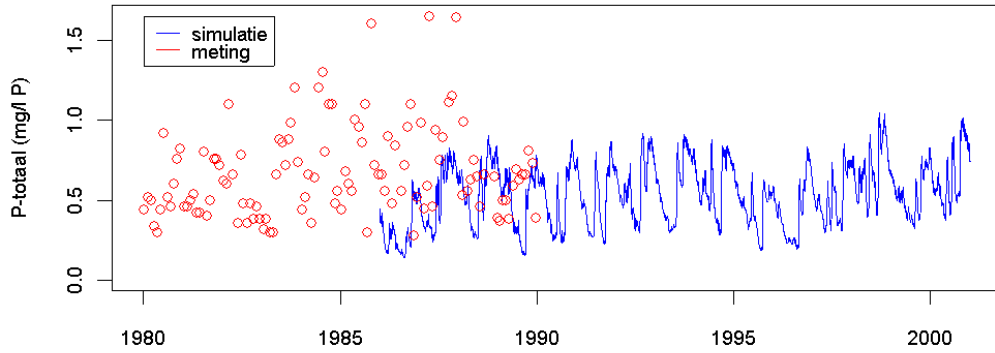
Concentraties - mswPtot_KOP0427_1.txt _NodeBegin 126 _NodeEnd 127 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



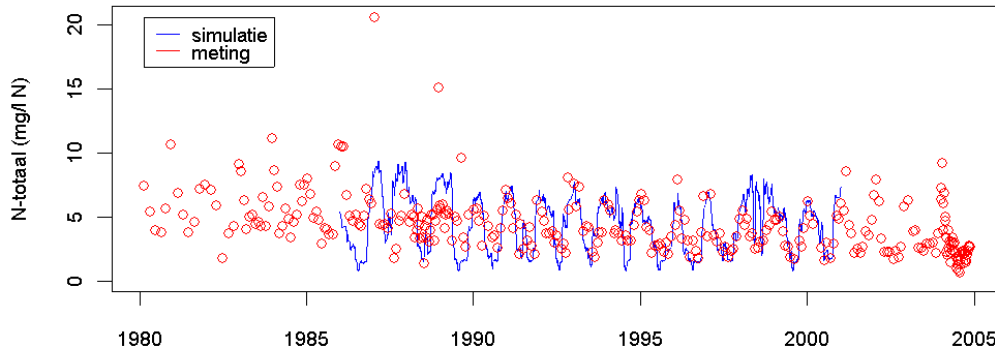
Concentraties - mswNtot_KOP0501_1.txt _NodeBegin 100 _NodeEnd 101 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



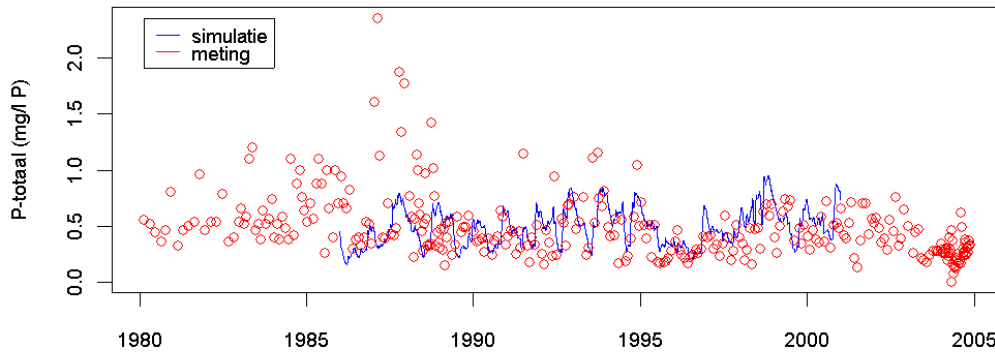
Concentraties - mswPtot_KOP0501_1.txt _NodeBegin 100 _NodeEnd 101 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



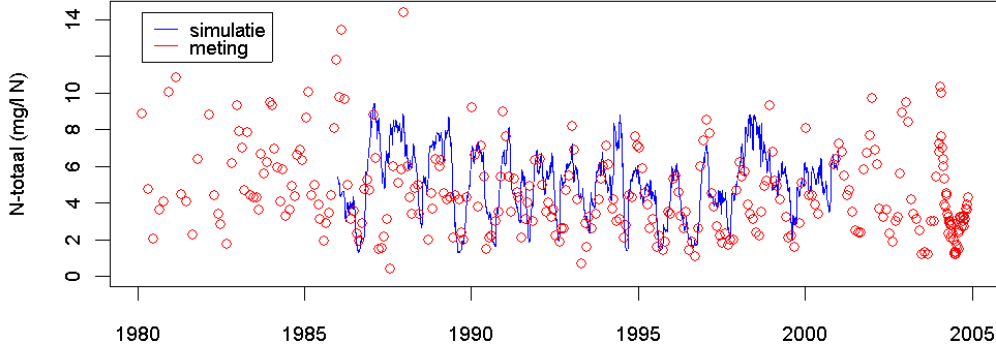
Concentraties - mswNtot_KOP0801_1.txt _NodeBegin 342 _NodeEnd 404 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



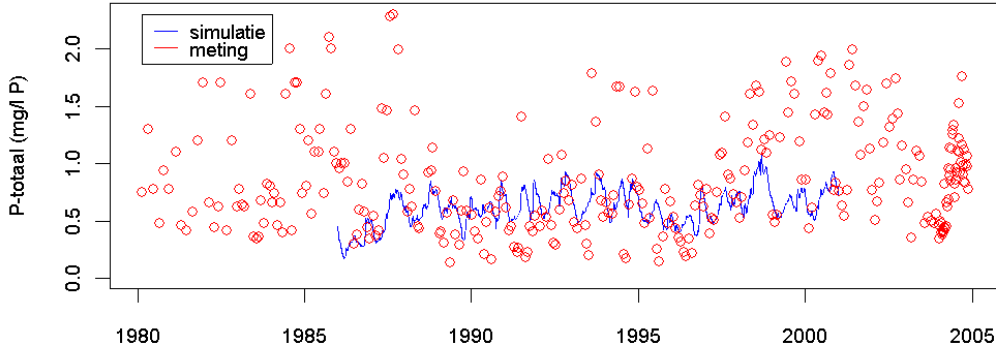
Concentraties - mswPtot_KOP0801_1.txt _NodeBegin 342 _NodeEnd 404 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



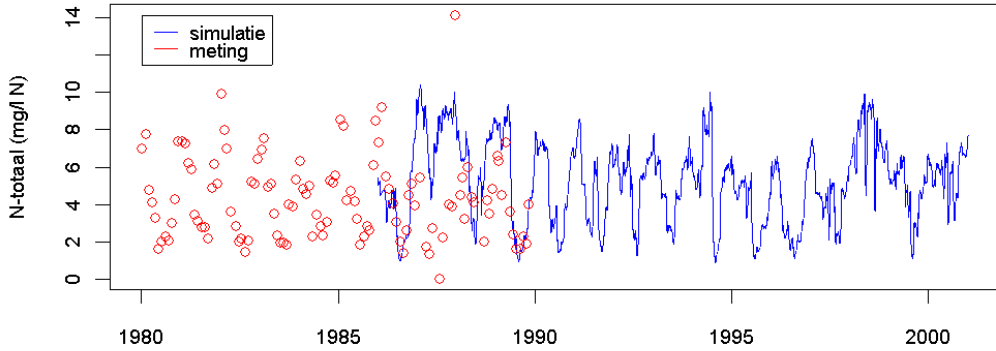
Concentraties - mswNtot_KOP1001_1.txt _NodeBegin 463 _NodeEnd 302 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



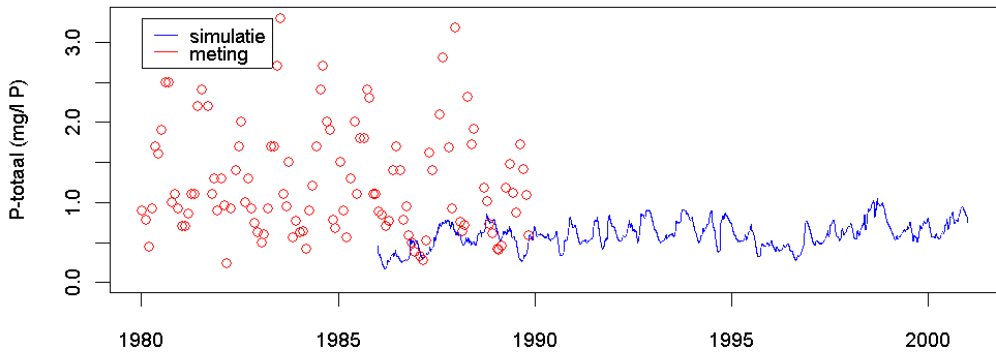
Concentraties - mswPtot_KOP1001_1.txt _NodeBegin 463 _NodeEnd 302 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005

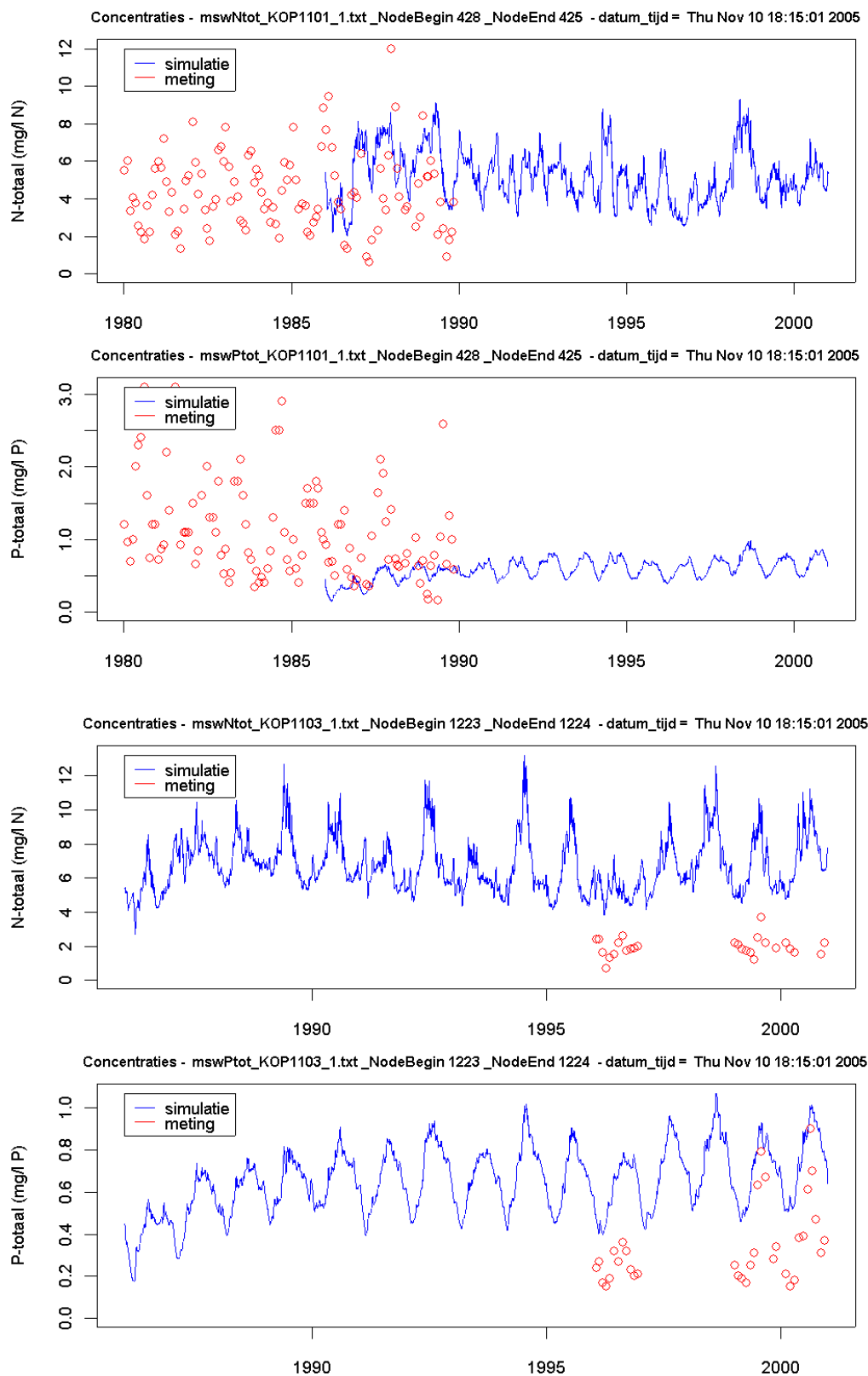


Concentraties - mswNtot_KOP1005_1.txt _NodeBegin 83 _NodeEnd 86 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005



Concentraties - mswPtot_KOP1005_1.txt _NodeBegin 83 _NodeEnd 86 - datum_tijd = Thu Nov 10 18:15:01 2005





Tabel B20.1 Samenvattende beschrijvende statistiek van vergelijkingen gemeten-berekende concentraties N-totaal van 14 meetpunten uit het basismetnet.

Meetpunt	Item	Min.	1stQu.	Median	Mean	3rdQu.	Max.
KOP0101	meting - N-totaal	0.9	2.1	2.7	2.9	3.6	6.6
KOP0201	meting - N-totaal	0.9	2.8	3.7	3.8	4.9	9.7
KOP0301	meting - N-totaal	1.8	3.1	3.8	4.1	5.0	10.9
KOP0401	meting - N-totaal	0.9	2.7	4.1	4.0	5.4	8.3
KOP0402	meting - N-totaal	1.1	2.6	3.8	4.0	5.3	9.2
KOP0408	meting - N-totaal	0.3	2.7	4.1	4.1	5.3	8.1
KOP0421	meting - N-totaal	2.8	5.2	6.7	6.9	8.0	12.6
KOP0427	meting - N-totaal	1.7	3.9	5.0	5.6	6.5	22.5
KOP0501	meting - N-totaal	0.4	4.5	5.6	5.8	6.3	12.3
KOP0801	meting - N-totaal	1.4	3.2	4.2	4.4	5.2	20.6
KOP1001	meting - N-totaal	0.4	2.6	4.2	4.3	5.4	14.4
KOP1005	meting - N-totaal	0.0	2.3	4.0	4.1	5.0	14.1
KOP1101	meting - N-totaal	0.6	2.4	4.0	4.3	5.6	12.0
KOP1103	meting - N-totaal	0.7	1.6	1.9	1.9	2.2	3.7
	Meting - gemiddeld	1.0	3.0	4.1	4.3	5.3	11.8

Meetpunt	Item	Min.	1stQu.	Median	Mean	3rdQu.	Max.
KOP0101	simave - N-totaal	0.9	2.5	3.4	3.5	4.2	7.3
KOP0201	simave - N-totaal	2.0	4.7	5.7	5.7	6.6	11.0
KOP0301	simave - N-totaal	3.2	4.9	5.8	5.9	6.4	10.8
KOP0401	simave - N-totaal	1.9	3.2	4.0	4.0	4.8	6.9
KOP0402	simave - N-totaal	1.7	3.5	4.4	4.4	5.0	8.4
KOP0408	simave - N-totaal	1.9	3.9	5.8	5.6	7.2	9.2
KOP0421	simave - N-totaal	3.8	4.4	5.6	6.0	7.4	9.7
KOP0427	simave - N-totaal	2.2	3.3	3.9	4.1	4.8	7.5
KOP0501	simave - N-totaal	0.6	2.4	5.3	5.1	7.6	9.9
KOP0801	simave - N-totaal	0.8	2.5	4.8	4.6	6.3	8.8
KOP1001	simave - N-totaal	1.3	3.8	5.1	5.1	6.3	9.2
KOP1005	simave - N-totaal	1.2	3.0	6.0	5.6	8.2	10.2
KOP1101	simave - N-totaal	2.0	4.2	5.5	5.6	7.4	8.4
KOP1103	simave - N-totaal	4.5	5.0	5.6	5.9	6.4	9.0
	Simulatie - gemiddeld	2.0	3.7	5.1	5.1	6.3	9.0

Tabel B20.2 Samenvattende beschrijvende statistiek van vergelijkingen gemeten-berekende concentraties P-totaal van 14 meetpunten uit het basismeetnet.

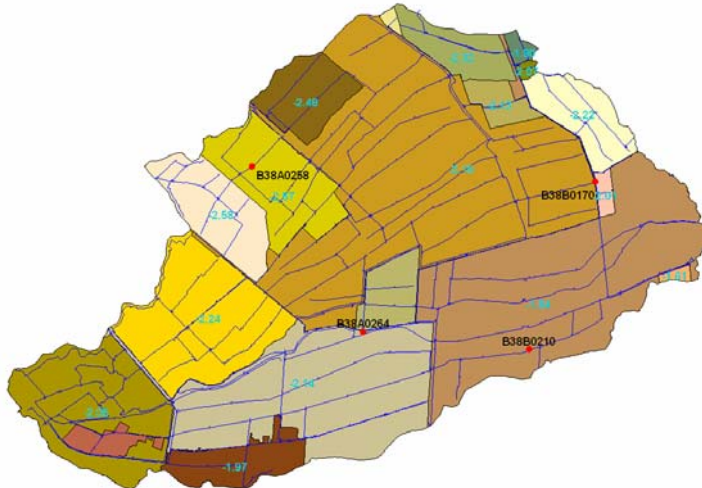
Meetpunt	Item	Min.	1stQu.	Median	Mean	3rdQu.	Max.
KOP0101	meting - P-totaal	0.11	0.19	0.25	0.28	0.32	0.91
KOP0201	meting - P-totaal	0.11	0.56	0.76	0.84	1.12	2.02
KOP0301	meting - P-totaal	0.16	0.64	0.82	0.95	1.19	2.45
KOP0401	meting - P-totaal	0.14	0.28	0.56	0.57	0.76	1.66
KOP0402	meting - P-totaal	0.21	0.59	0.87	0.95	1.20	2.40
KOP0408	meting - P-totaal	0.52	0.76	1.20	1.43	1.91	3.90
KOP0421	meting - P-totaal	0.28	0.75	1.18	1.34	1.87	2.80
KOP0427	meting - P-totaal	0.16	0.28	0.46	0.52	0.63	2.05
KOP0501	meting - P-totaal	0.28	0.52	0.66	0.71	0.85	1.65
KOP0801	meting - P-totaal	0.15	0.32	0.43	0.50	0.58	2.35
KOP1001	meting - P-totaal	0.14	0.45	0.67	0.79	1.04	2.30
KOP1005	meting - P-totaal	0.28	0.63	0.92	1.12	1.44	3.18
KOP1101	meting - P-totaal	0.16	0.58	0.72	0.86	1.05	2.59
KOP1103	meting - P-totaal	0.15	0.20	0.28	0.34	0.38	0.90
	Meting - gemiddeld	0.2	0.5	0.7	0.8	1.0	2.2

Meetpunt	Item	Min.	1stQu.	Median	Mean	3rdQu.	Max.
KOP0101	simave - P-totaal	0.16	0.26	0.30	0.30	0.34	0.44
KOP0201	simave - P-totaal	0.43	0.59	0.73	0.73	0.82	1.14
KOP0301	simave - P-totaal	0.43	0.60	0.70	0.71	0.80	1.11
KOP0401	simave - P-totaal	0.20	0.39	0.47	0.47	0.54	0.87
KOP0402	simave - P-totaal	0.34	0.48	0.57	0.58	0.68	0.90
KOP0408	simave - P-totaal	0.17	0.40	0.51	0.49	0.61	0.72
KOP0421	simave - P-totaal	0.18	0.28	0.40	0.38	0.44	0.60
KOP0427	simave - P-totaal	0.30	0.41	0.47	0.50	0.56	0.91
KOP0501	simave - P-totaal	0.14	0.29	0.48	0.46	0.64	0.83
KOP0801	simave - P-totaal	0.16	0.33	0.49	0.49	0.61	0.94
KOP1001	simave - P-totaal	0.17	0.52	0.61	0.61	0.73	1.04
KOP1005	simave - P-totaal	0.17	0.33	0.48	0.48	0.60	0.80
KOP1101	simave - P-totaal	0.15	0.36	0.47	0.46	0.60	0.66
KOP1103	simave - P-totaal	0.40	0.54	0.70	0.69	0.81	0.99
	Simulatie - gemiddeld	0.2	0.4	0.5	0.5	0.6	0.9

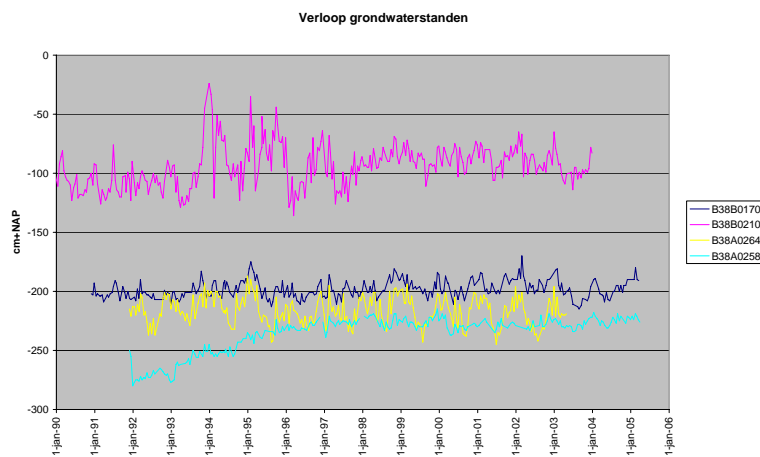
Bijlage 21 Vergelijking gemeten en berekende grondwaterstanden

Uit het openbare meetnet van grondwaterstanden (TNO-DINO) zijn een aantal meetpunten geselecteerd (figuur 1).

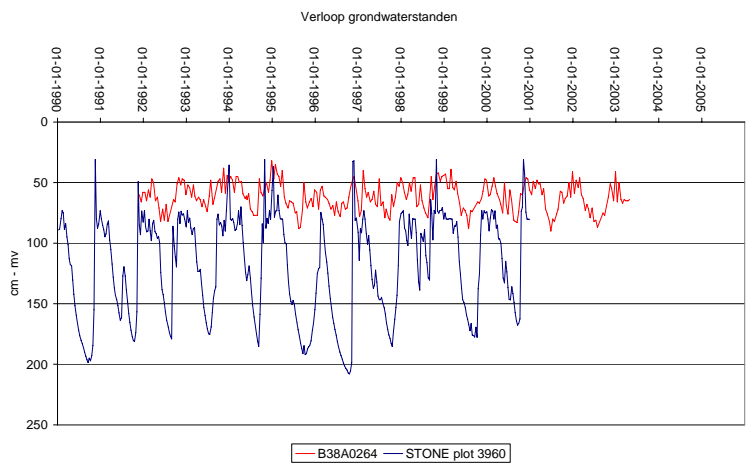
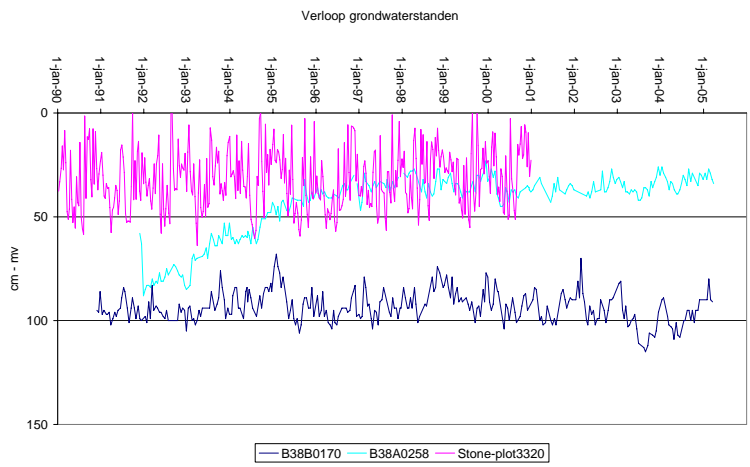
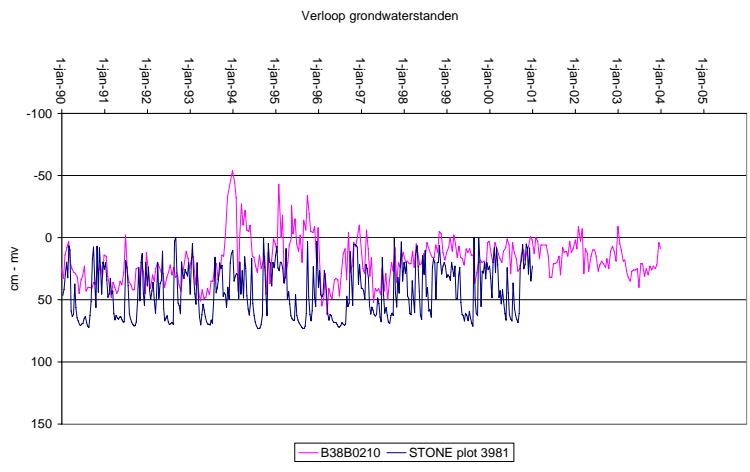
De bijbehorende gemeten grondwaterstandreeksen zijn gebruikt voor een vergelijking met gesimuleerde reeksen (figuur 2).



Figuur 1 Geselecteerde meetpunten uit het meetnet DINO (TNO) met gemeten grondwaterstandreeksen in de Krimpenerwaard



Figuur 2 Geselecteerde grondwaterstandreeksen in $cm+NAP$ uit het meetnet DINO (TNO) in de Krimpenerwaard



Bijlage 22 Concentraties in het oppervlaktewater van peilvak Bergambacht

Binnen het peilvak bergambacht liggen 16 meetpunten, waarvoor een vergelijking is gemaakt tussen de berekende en de gemeten concentraties. Als rekenresultaten zijn de gemiddelde concentraties gebruikt van het begin- en eindknooppunt van het traject waaraan het betreffende meetpunt grenst of zich het dichtst bij bevindt. In onderstaande tabel zijn de gemiddelde resultaten gegeven voor de tijdstippen waarvoor rekenresultaten EN meetresultaten bekend zijn.

totaalN	Median	Median		totaalP	Median	Median	
Meetpunt	meting	simulatie	verschil	Meetpunt	meting	simulatie	verschil
KOP0810	3.7	4.3	-13	KOP0810	0.46	0.51	-10
KOP0824	3.5	4.8	-27	KOP0824	0.40	0.51	-22
KOP0826	3.1	6.9	-55	KOP0826	0.90	0.73	24
KOP0827	2.6	5.4	-53	KOP0827	0.49	0.73	-34
KOP0828	4.3	7.8	-46	KOP0828	0.53	0.57	-7
KOP0829	2.8	5.3	-47	KOP0829	0.53	0.61	-13
KOP0830	3.1	5.1	-40	KOP0830	0.56	0.66	-16
KOP0831	3.4	6.6	-49	KOP0831	0.90	0.82	10
KOP0832	2.6	4.0	-35	KOP0832	0.29	0.67	-57
KOP0833	4.6	4.1	13	KOP0833	0.24	0.67	-65
KOP0834	2.6	4.3	-41	KOP0834	0.43	0.57	-26
KOP0835	2.8	5.3	-47	KOP0835	0.50	0.61	-19
KOP0836	3.1	5.4	-43	KOP0836	0.49	0.60	-18
KOP0837	3.1	4.1	-24	KOP0837	0.59	0.46	28
KOP0838	2.3	8.1	-72	KOP0838	0.37	0.60	-39
KOP0839	3.1	5.1	-39	KOP0839	0.69	0.64	8
gemiddeld	3.2	5.4	-42		0.52	0.62	-16

Bijlage 23 Gehanteerde modelversies en modelvariabelen

De berekeningen zijn met de volgende modelversies uitgevoerd:

1. Landsysteem – waterkwantiteit: Swap versie 3.0.3 (Kroes et al., 2003)
2. Landsysteem – waterkwaliteit: Stone versie 2.1.1 (Beusen, 2004 en Schoumans et al., 2004)
3. Oppervlaktewatersysteem – kwantiteit: SWQN versie 1.09 (Dik, 2006)
4. Oppervlaktewatersysteem – kwaliteit: NuswaLite versie 1.19 (Jeuken, 2006)

Onder modelsettings wordt hier verstaan de waarden voor snelheidsconstanten en omzettingscoëfficiënten die bij de waterkwaliteitsmodellering van groot belang zijn. Voor de kwaliteit van het landsysteem zijn de modelsettings tijdens fase 1 beschreven voor het Stone model ongewijzigd overgenomen, en elders gedocumenteerd (Beusen, 2004 en Schoumans et al., 2004).

Voor de kwaliteit van het oppervlaktewatersysteem zijn de volgende modelsettings gehanteerd in het bestand NuswaLite_Param.ini:

Sectie [LivBioPar]

Name	Description	Unit	Waarde
NitrogenDMRatio	Nitrogen/dry matter ratio of biomass	gN.g ⁻¹	0.1
PhosphorusDMRatio	Phosphorus/dry matter ratio of biomass	gP.g ⁻¹	0.005
LightExtCoef	Light extinction coefficient	-	0.23
RespirationRate	Respiration loss during primary production	-	0.3
MortalityRate	Mortality rate at 20°C	d ⁻¹	0.15
Q10MortalityRate	Temperature sensitivity for mortality	°C ⁻¹	0.09
ConcNitrCritUpt	Minimum concentration for N uptake	g/m ³	0.00001
ConcNitrMonod	50%-optimum concentration for N uptake	g/m ³	1.0
ConcPhosCritUpt	Minimum concentration for P uptake	g/m ³	0.00001
ConcPhosMonod	50%-optimum concentration for P uptake	g/m ³	0.1
InflowCFB	'background' inflow of floating biomass	g/m ³	0.0
FBAdvectiveFraction	Fraction floating biomass subject to adv. transport	-	0.1

Sectie [Parameters]

Name	Description	Unit	Waarde
Latitude	Latitude to determine maximum incoming radiation and primary production	°	52.27
MineralizationRate	Mineralization rate of organic material	d ⁻¹	0.15
Q10Mineralization	Temperature sensitivity for mineralization	°C ⁻¹	0.047
DenitrificationRate	Denitrification rate of mineral N	d ⁻¹	0.01
Q10Denitrification	Temperature sensitivity for denitrification	°C ⁻¹	0.045
BulkDensity	Dry bulk density of water bottom sediment	g.m ⁻³	160000
LinSorptionNMin	Minimum mineral N adsorption capacity	m ³ .g ⁻¹	0.0001
LinSorptionNMax	Maximum mineral N adsorption capacity	m ³ .g	0.0001
LinSorptionNDayMax	Day in year of maximum N sorption capacity	day	240
LinSorptionPSummer	Mineral P adsorption capacity in summer	m ³ .g	LinSorptionPMin 0.005
LinSorptionPWinter	Mineral P adsorption capacity in winter	m ³ .g	LinSorptionPMax 0.01
LinSorptionPDayMax	Day in year of maximum P sorption capacity	day	90
SedimentSinkSpeed	Loss rate for mineral and organic P	m.d ⁻¹	0.0

