



ALTEERRA

WAGENINGEN UR



Waterschap  
Rivierenland

# Systeemanalyse voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford Fase 3

C. Siderius  
R.J. Löschner-Wolleswinkel  
F.J.E. van der Bolt  
J. Roelsma  
O.F. Schoumans  
T.P. van Tol - Leenders  
H. de Ruiter

Alterra-rapport 1767, ISSN 1566-7197  
Reeks Monitoring Stroomgebieden 13-IV



## Systemanalyse voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford Fase 3



**Systeemanalyse voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford  
Fase 3**

**C. Siderius  
R.J. Löschner-Wolleswinkel  
F.J.E. van der Bolt  
J. Roelsma  
O.F. Schoumans  
T.P. van Tol-Leenders  
H. de Ruiter**

**Alterra-rapport 1767**

**Alterra, Wageningen, 2008**

## REFERAAT

Siderius, C., R.J. Wolleswinkel, F.J.E. van der Bolt, J. Roelsma, O.F. Schoumans, T.P. van Tol - Leenders, H. de Ruiter, 2008. *Systeemanalyse voor het stroomgebied Quarles van Ufford Fase 3*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1767. 130 blz.; 36 fig.; 18 tab.; 24 ref.

Voor het project 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders' wordt een systeemanalyse uitgevoerd voor het bemalingsgebied van Quarles van Ufford. Deze systeemanalyse wordt gefaseerd uitgevoerd. Dit rapport geeft de resultaten weer van Fase 3.

Via de verschillende fases wordt gestreefd naar de ontwikkeling van een operationeel, geoptimaliseerd, gebiedspecifiek monitoringsstelsel, 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 Fase 3 zijn regionale data stapsgewijs in de modellen geïntroduceerd. Hierdoor is het mogelijk om de belangrijkste componenten te identificeren en specifieke aanbevelingen te doen voor vervolgfases.

In het modelsysteem Fase 3 zijn alle relevante bronnen op stroomgebiedsniveau meegenomen. Hierdoor zijn de balansen en de voorspellingen binnen het stroomgebied verbeterd. De temporele variatie van de waterafvoer en de stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater worden door de verkleinde tijdstapgrootte beter voorspeld. Ook worden meer berekende pieken waargenomen in zowel de waterafvoer, als in de nutriëntenconcentraties.

Uit de systeemanalyse Fase 3 blijkt verder dat de invloed van het regionaal differentiëren van invoergegevens groot is. In Fase 3 worden met name de minimum concentraties beter berekend door een verbeterde modellering van de inlaten. De berekende stikstof en fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater liggen echter nog steeds onder de gemeten waarden. Bepalend hierbij zijn:

- Onzekerheid over regionale kwelconcentraties
- Ontbreken van een regionale schematisatie en processen in de ondergrond, met name macroporiën.
- De vergroting van de waterberging door het toevoegen van diffuse detailontwatering
- De beperkte informatie over inlaathoeveelheden en concentraties
- De processen in het oppervlaktewater

Aanbevelingen voor vervolgfases richten zich onder andere op het inbrengen in de modellering van macroporiën een verbetering van de schematisering van de B-watgangen. Ook dient er nog meer inzicht te komen in de inlaathoeveelheden en -concentraties om de modellering te kunnen verbeteren en zo een betere evaluatie van de gevolgen van het mestbeleid op de oppervlaktewaterkwaliteit mogelijk te maken. Essentieel blijft echter het verkrijgen van meer toetsingsmogelijkheden voor de waterkwantiteit om niet alleen inlaathoeveelheden, waterstroming en waterafvoer, maar daarmee ook de variatie in concentraties beter te kunnen analyseren

Met behulp van het Fase 3 modelsysteem is meer informatie verkregen met betrekking tot de identificatie van kritische systeemcomponenten en -parameters van het studiegebied. Deze informatie geeft richting aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase. Of het modelsysteem Fase 3 in combinatie met metingen geschikt is als monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid wordt onderzocht in een apart projectonderdeel genaamd 'de synthese'.

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

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van [www.alterra.wur.nl](http://www.alterra.wur.nl) (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op [www.boomblad.nl/rapportenservice](http://www.boomblad.nl/rapportenservice).

© 2008 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: [info.alterra@wur.nl](mailto: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 Fasering	12
1.3 Doelstellingen	13
1.4 Opzet modelsysteem	13
1.5 Leeswijzer	14
2 Bemalingsgebied Quarles van Ufford	17
2.1 Beschrijving van het gebied	17
2.2 Toetsgegevens voor het fase 3 modelsysteem	18
3 Fase 3 Modelsysteem	21
3.1 Inleiding	21
3.2 Het modelinstrumentarium	21
3.3 Ruimtelijke schematisering van het bemalingsgebied Quarles van Ufford	22
3.3.1 Schematisering landsysteem	22
3.3.2 Schematisering oppervlaktewatersysteem	22
3.4 De uitgangstoestand	23
3.4.1 Harmonisatie Fase 2	23
3.4.2 Modelversies	23
3.5 Grootte rekentijdstep	24
3.6 Regionale gegevens	24
3.6.1 Waterkwantiteit landsysteem	25
3.6.2 Waterkwaliteit landsysteem	26
3.6.3 Waterkwantiteit oppervlaktewatersysteem	28
3.6.4 Waterkwaliteit oppervlaktewatersysteem	32
4 Resultaten fase 3 modelsysteem	35
4.1 Inleiding	35
4.2 Bemalingsgebied Quarles van Ufford	35
4.2.1 Toetsing	35
4.2.2 Balansen	40
4.3 Deelgebieden	46
4.3.1 Toetsing waterafvoeren	46
4.3.2 Toetsing nutriëntenconcentraties	47
5 Discussie	51
5.1 Regionale data	51
5.1.1 Oppervlaktewatersysteem	51
5.1.2 Landsysteem	57
5.2 Regionale modelparameters	63

5.2.1	Oppervlaktewatersysteem	64
5.2.2	Landsysteem	65
5.3	Meetdata	66
6	Verschillen ten opzichte van Fase 2	67
6.1	Waterkwaliteit	67
6.2	Waterkwantiteit	72
7	Conclusies	75
7.1	Doelstellingen Fase3	75
7.2	Conclusies	75
7.2.1	Algemeen	75
7.2.2	Temporele resolutie	77
7.2.3	Ruimtelijke resolutie	78
7.2.4	Gegevens	78
8	Aanbevelingen	81
	Literatuur	85
	<b><i>Bijlagen</i></b>	
1	Harmonisatie Fase2 Quarles van Ufford	87
2	Regionale gegevens	97
3	GT vergelijking	113
4	Vergelijk Fase2 en Fase3	115
5	Regionale parameters oppervlaktewaterkwaliteitmodel	125
6	Stikstof en fosforbalansen voor landgebruiktypes	127

## Woord vooraf

Deze rapportage Systeemanalyse Fase 3 vormt een onderdeel van het project '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.

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.

Het project wordt aangestuurd door een stuurgroep. In de stuurgroep hebben de Ministeries LNV, VROM en V&W als opdrachtgevers, de Unie van Waterschappen en de betrokken waterbeheerders zitting. Het project wordt uitgevoerd door Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte onderdeel van Wageningen Universiteit en Researchcentrum.

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. Op basis van de resultaten uit Fase 1 heeft er per gebied een verfijning van de modellering, Fase 2, plaatsgevonden. In Fase 3 is regiospecifieke data verkregen en in de modellering toegepast. Het modelinstrumentarium Fase 3 is op basis van meetinformatie geanalyseerd en als volgt gerapporteerd:

- 13. I Systeemanalyse Drentse Aa Fase 3
- 13. II Systeemanalyse Schuitenbeek Fase 3
- 13. III Systeemanalyse Krimpenerwaard Fase 3
- 13. IV Systeemanalyse Quarles van Ufford Fase 3

Voor informatie over het project 'Monitoring stroomgebieden' kunt u terecht op [www.monitoringstroomgebieden.nl](http://www.monitoringstroomgebieden.nl) of bij:

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

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





## Samenvatting

Voor het project 'Monitoring Stroomgebieden' is, in navolging van de systeemverkenning en systeemanalyses Fase 1 en Fase 2, de systeemanalyse Fase 3 uitgevoerd voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford.

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

In het Fase 1 en Fase 2 modelsysteem werd voor de berekening van de uitspoeling van nutriënten naar het grond- en oppervlaktewatersysteem gebruik gemaakt van landelijke rekenresultaten (Evaluatie Mestbeleid 2004). In Fase 2 is daarbij een nieuwe schematisering gemaakt welke beter overeenkomt met het schaalniveau van de vier proefgebieden. In Fase 3 is het modelsysteem verder geregionaliseerd. De belangrijkste aanbevelingen uit de systeemanalyse van het Fase 2 modelsysteem voor de vier studiegebieden waren het verhogen van de temporele variatie en regionalisatie van de modelinvoer.

De modellering van Fase 3 is in deelstappen uitgevoerd. Per deelstap is voor alle vier de gebieden gebiedsspecifieke data toegevoegd. De toetsing van het Fase 3 modelsysteem is afzonderlijk voor iedere deelstap van het land- en oppervlaktewatersysteem uitgevoerd. Bij deze toetsing van de berekende waterafvoer en nutriëntenuitspoeling is gebruik gemaakt van 10 meetlocaties, waarvoor in de periode 1986 t/m 2000 meetreeksen beschikbaar zijn. Ten aanzien van nutriënten is onderscheid gemaakt tussen mineraal, organisch- en totaal- stikstof en -fosfor. Naast een toetsing voor het gehele gebied heeft er ook een analyse van de effecten op deelgebieden plaatsgevonden.

Zeer beperkend in het stroomgebied is echter het ontbreken van waterkwantiteitsdata voor de rekenperiode waardoor er geen toetsing kan plaatsvinden. Ook is het in een poldersysteem als dat van Quarles van Ufford moeilijk om het bovenstroomse afwateringsgebied voor de verschillende waterkwaliteitsmeetpunten af te bakenen door de meerdere aan- en afvoermogelijkheden wat de evaluatie van deze meetpunten bemoeilijkt.

In het modelsysteem Fase 3 zijn alle relevante bronnen op stroomgebiedsniveau meegenomen. Hierdoor zijn de balansen verbeterd ten opzichte van Fase 2. De temporele variatie van de waterafvoer en de stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater worden door de verkleinde tijdstapgrootte van de uitvoer met het Fase 3 instrumentarium beter voorspeld. Ten opzichte van fase 2 worden meer

berekende pieken waargenomen in zowel de waterafvoer, als in de nutriëntenconcentraties.

Uit de systeemanalyse Fase 3 blijkt verder dat de invloed van het regionaal verfijnen van invoergegevens groot is. In Fase3 worden met name de minimum concentraties beter berekend door een verbeterde modellering van de inlaten. De berekende stikstof en fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater liggen echter nog steeds onder de gemeten waarden. Bepalend hierbij zijn:

- Onzekerheid over regionale kwelconcentraties
- Het nog niet meenemen van gebiedsspecifieke informatie over schematisatie en processen in de ondergrond in Fase3 en dan met name het ontbreken van macroporiën. Dit heeft grote invloed op het algehele niveau van nutriëntenconcentraties alsook de dynamiek.
- De vergroting van de waterberging, verblijftijden en daarmee retentieprocessen door het toevoegen van diffuse detailontwatering
- De beperkte informatie over inlaathoeveelheden en concentraties
- De processen in het oppervlaktewater

Aanbevelingen voor vervolgfases richten zich onder andere op het inbrengen in de modellering van macroporiën en een verdere regionalisatie van de ondergrondparameters. In het oppervlaktewatersysteem dient meer aandacht besteedt te worden aan de invloed van de B-watergangen op piekafvoeren en concentraties. Ook dient er nog meer inzicht te komen in de inlaathoeveelheden en –concentraties, een zeer belangrijke balanspost in Quarles van Ufford, om de modellering te kunnen verbeteren en zo een betere evaluatie van de gevolgen van het mestbeleid op de oppervlaktewaterkwaliteit mogelijk te maken. Essentieel blijft echter ook het verkrijgen van meer toetsingsmogelijkheden voor de waterkwantiteit om niet alleen inlaten, waterstroming en waterafvoer, maar ook de variatie in concentraties beter te begrijpen.

Met behulp van het Fase 3 modelsysteem is meer informatie verkregen met betrekking tot de identificatie van kritische systeemcomponenten en –parameters van het studiegebied. Deze informatie geeft richting aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolfase. Of het modelsysteem Fase 3 in combinatie met metingen geschikt is als monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid wordt onderzocht in een apart projectonderdeel genaamd ‘de synthese’.

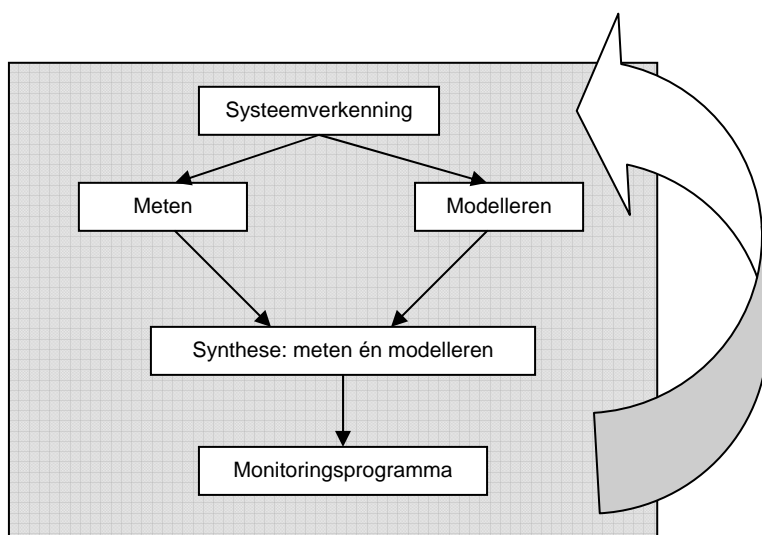
# 1 Inleiding

## 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 stroomgebiedsniveau 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 op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater en de invloed van het van (mest)beleid hierop 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(pilot)gebieden die van elkaar verschillen qua eigenschappen; een zandgebied met hoge nutriëntenbelasting (Schuitenbeek); een zandgebied met lage nutriëntenbelasting (Drentsche Aa); een veengebied (Krimpenerwaard); en een kleigebied (Quarles van Ufford).

Middels een verkennende systeembeschrijving is voor ieder gebied een overzicht gemaakt van de beschikbare informatie in relatie tot de benodigde informatie voor het effectief kunnen uitvoeren van een monitoringsprogramma (meten en modelleren), en zijn de meest kritische systeemcomponenten en -parameters geïdentificeerd. Uit deze systeemverkenningen van de vier gebieden is gebleken dat er onvoldoende inzicht is in de eigenschappen van en de processen in de gebieden 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 toe geleid dat in ieder van de vier pilotgebieden, in overleg met de waterbeheerders, een intensief meetprogramma is opgezet. Dit meetprogramma wordt voor ieder gebied jaarlijks in een meetplan vastgelegd. Daarnaast is er gestart met het opzetten van een modelsysteem, dat gefaseerd, van grof naar fijn, wordt uitgebouwd (paragraaf 1.2). Per gebied worden na elke fase van de modellering de modelresultaten van de betreffende fase vergeleken met de meetwaarden; een zogenaamde systeemanalyse. De systeemanalyse biedt inzicht in de karakteristieke eigenschappen van en de bepalende processen in het gebied. Uit de systeemanalyse moet blijken of de modelresultaten voldoende betrouwbaar zijn om de effecten van het mestbeleid te voorspellen. Aan de hand van het meest geschikte modelsysteem in combinatie met gerichte metingen zal een monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid worden opgezet. In figuur 1.1 is de projectaanpak schematisch weergegeven.



Figuur 1.1 Schematische weergave projectopzet

## 1.2 Fasering

In dit rapport wordt Fase3 van de systeemanalyse beschreven, een vervolg op de fases 1 en 2 (tabel 1.1), die zijn beschreven in Roelsma *et al.*(2006) en Siderius *et al.* (2007). In Fase1 en Fase2 van de systeemanalyse werd voor de berekening van de uitspoeling van nutriënten naar het grond- en oppervlaktewatersysteem gebruik gemaakt van de rekenresultaten van STONE 2.1, een model dat ook is gebruikt voor Evaluatie Mestbeleid 2004. In Fase 1 is daarbij de landelijke opzet aangehouden voor het studiegebied waarbij het ruimtelijk en temporeel schaalniveau in Fase 1 nog gelijk is aan STONE2.1. In Fase 2 is een nieuwe schematisering gemaakt welke beter overeenkomt met het schaalniveau van de vier proefgebieden en is ook een oppervlaktewatermodel toegevoegd voor de berekening van zowel de waterkwantiteit alsook de waterkwaliteit. De data voor en daarmee de parameterisering van het landsysteem is in deze fase nog gelijk aan het landelijke model (tabel 1.1).

Tabel 1.1 Opzet gefaseerd modelsysteem

	Omschrijving	Land	Opp. water	Temporele schaal	Data
Fase 1	'Stone 2.1 – nationaal'	+	-	Langjarig	Nationaal
Fase 2	'Stone 2.1 – regionaal' Nationale combinaties (bodem, bodemgebruik en GT) regionaal toegewezen	+	+	Decade-langjarig	Nationaal
Fase 3	Regionaal specifieke benadering op basis van regionale data (kwel, bemesting, peil)	+	+	Dag- langjarig	Regionaal

In Fase2 zijn een aantal tekortkomingen geconstateerd. De (belangrijkste) algemene aanbevelingen uit de systeemanalyse van het Fase 2 modelsysteem voor de vier

studiegebieden zijn het verhogen van de temporele variatie en het regionaliseren van de modelinvoer. Deze zijn richtinggevend voor de aanpassingen in het Fase 3 modelsysteem.

### **1.3 Doelstellingen**

De overkoepelende doelstelling van het project Monitoring Stroomgebieden is het ontwikkelen van een monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid met behulp van een modelsysteem in combinatie met metingen. Om te onderzoeken welk modelsysteem voor dit doel geschikt is wordt het modelsysteem gefaseerd uitgebreid. In Fase 3 wordt daarbij de invloed van regionale verfijning van de invoergegevens van het modelsysteem onderzocht. Daarnaast wordt in Fase 3 de tijdstapgrootte van de invoer verkleind om de temporele variatie van de waterafvoer, de stikstof- en de fosforconcentraties in het oppervlaktewater beter te kunnen voorspellen. Uit de systeemanalyse Fase 3 moet blijken:

- of de variatie in de waterafvoer, de stikstof- en fosforconcentraties is toegenomen ten opzichte van fase 2
- of de voorspellingen voor deelgebieden en meetpunten binnen het stroomgebied zijn verbeterd
- wat de kritische systeemcomponenten en – parameters van het studiegebied zijn.

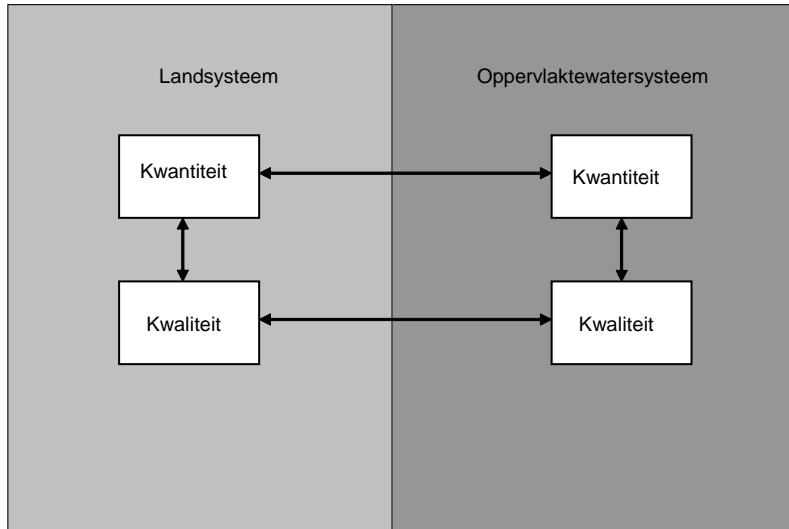
Om te bepalen wat het effect is van gebiedsspecifieke data op de voorspelling van de oppervlaktewaterkwaliteit is ook de modellering in Fase 3 zelf in deelstappen uitgevoerd. Per deelstap zijn voor alle vier gebieden gebiedsspecifieke data toegevoegd en zijn de effecten geanalyseerd. In dit rapport ‘Systeemanalyse Fase 3’ wordt de aanpak van het modelsysteem Fase 3 beschreven, worden de resultaten gepresenteerd en bediscussieerd en worden conclusies getrokken t.a.v. het effect van het toevoegen van gebiedsspecifieke invoer. Dit rapport zal daarmee richting geven aan de vervolgfase in het project Monitoring Stroomgebieden. Of het modelsysteem Fase 3 in combinatie met metingen geschikt is als monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid wordt onderzocht in een apart projectonderdeel genaamd ‘de synthese’. Dit Fase3 rapport vormt daarbij een onderbouwing van de conclusies uit deze synthese.

### **1.4 Opzet modelsysteem**

In Fase3 van het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is gekozen voor een modulaire aanpak van het modelsysteem zoals ook gebruikt in Fase2 (figuur 1.2). Het modelsysteem wordt onderverdeeld in het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem. Daarnaast wordt in beide deelsystemen onderscheidt gemaakt tussen waterkwantiteit (stroming, peilen en grondwaterstanden) en waterkwaliteit (uitspoeling van nutriënten, processen). Het modelsysteem voldoet aan de volgende eisen:

- Het kan relaties leggen tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater i.e. paden en lotgevallen beschrijven

- Het moet metingen één op één kunnen beschrijven, in overeenstemming met tijd en ruimteschaal
- Resultaten moeten te beoordelen zijn op verschillende schalen: van afwateringseenheden tot stroomgebied en van dag tot langjarig gemiddelde



Figuur 1.2 Modulaire opzet modelsysteem

In Fase3 wordt er nog gebruik gemaakt van de ‘plotbenadering’. Om de verschillende modellen regionaal toe te kunnen passen wordt het studiegebied opgedeeld in kleinere ruimtelijke eenheden. Deze ruimtelijke eenheden, ‘plots’, zijn uniek ten aanzien van fysische en chemische bodemsamenstelling, landgebruik en hydrologie en zijn afgestemd op de toepassingschaal (ruimtelijke afmeting) van de modellen. Dit proces van onderlinge afstemming van gebiedsgegevens op de toepassingschaal van de modellen wordt schematisering genoemd. Een uitgebreide beschrijving van de modellen en plotbenadering is te vinden in de Systemanalyse Fase2 (Siderius *et al.*, 2007).

## 1.5 Leeswijzer

De indeling van de Systemanalyse Fase 3 is voor de vier gebieden, welke in het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ centraal staan, zo veel mogelijk uniform gehouden. Deze rapportage van de Systemanalyse Fase 3 begint met het stroomgebied (hoofdstuk 2). Allereerst wordt in dit hoofdstuk een beschrijving van het betreffende stroomgebied gegeven (paragraaf 2.1). Daarnaast wordt in dit hoofdstuk aandacht besteed aan de meetpunten binnen het gebied waar de modelsystemen aan getoetst worden (paragraaf 2.2).

In hoofdstuk 3 wordt het modelsysteem Fase 3 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 het stroomgebied beschreven. In paragraaf 3.4 wordt de uitgangstoestand geschetst. In de volgende paragraaf worden de regionale gegevens welke voor de regionalisatie van het modelsysteem zijn gebruikt beschreven.

De resultaten van het modelsysteem Fase 3 worden in hoofdstuk 4 weergegeven. De modellering van fase 3 is in deelstappen uitgevoerd. Per deelstap is voor alle vier gebieden gebiedsspecifieke data toegevoegd. De effecten van deze regionale data op de waterkwantiteit van het land- en oppervlaktewatersysteem worden via vergelijking met grondwaterstanden en gemeten concentraties in het oppervlaktewater en met behulp van waterbalansen weergegeven. De verkregen resultaten van het modelsysteem Fase 3 worden in hoofdstuk 5 bediscussieerd waarna in hoofdstuk 7 vervolgens de conclusies worden beschreven. In hoofdstuk 6 vindt nog een vergelijk plaats met Fase2. Uiteindelijk worden in hoofdstuk 8 de aanbevelingen, op basis van de verkregen inzichten van het modelsysteem Fase 3, voor een verdere verfijning van het gefaseerde modelinstrumentarium gegeven.

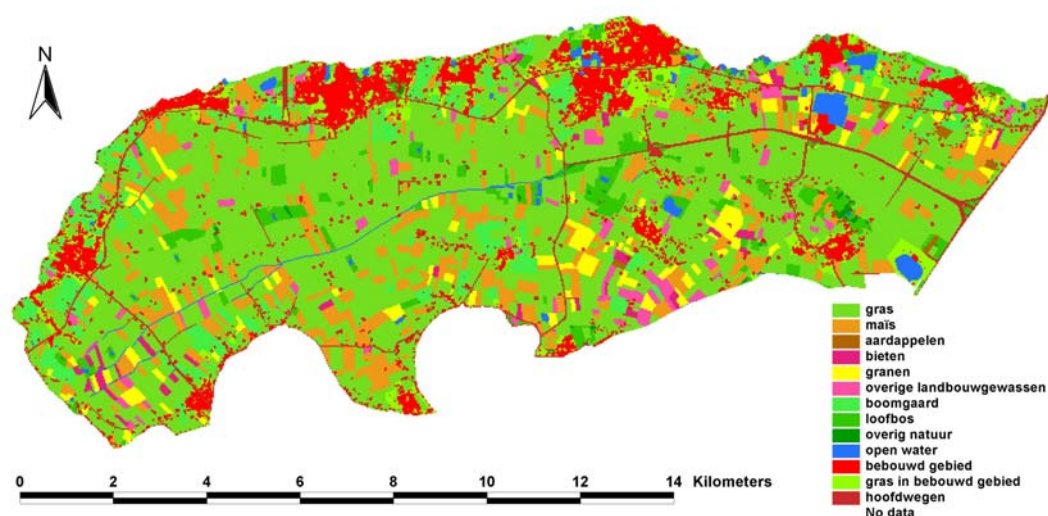




## 2 Bemalingsgebied Quarles van Ufford

### 2.1 Beschrijving van het gebied

Quarles van Ufford is een deelgebied van het waterschap Rivierenland. Het bemalingsgebied is gelegen in het westelijke deel van het Land van Maas en Waal binnen de winterdijken. Quarles van Ufford wordt in het noorden en westen begrensd door de winterdijk langs de Waal en in het zuiden door de winterdijk langs de Maas. Ten oosten wordt het gebied begrensd door de Nieuwe Wetering en de snelweg A50. De totale oppervlakte van het gebied is ca. 12 000 ha. Het bemalingsgebied telt circa 320 km A-watergangen en circa 535 km B-watergangen. Het gebied daalt licht, gaande van oost naar west (7 m boven NAP in het oosten en 3 m boven NAP in het westen). Het gebied Quarles van Ufford bestaat voornamelijk uit rivierkleigronden. De oeverwallen langs de Waal en Maas worden gevormd door zavel en lichte klei; de komgronden die centraal in het gebied liggen bestaan uit lichte en zware klei. Ook komen er een aantal ondiepe zandbanen voor, waar de weerstand van de deklaag kleiner is waardoor er meer kwel en wegzijging optreedt (Soppe *et al.*, 2005). Circa 80% van het gebied is in gebruik als landbouwgrond. Van dit deel wordt het grootste deel als grasland gebruikt (figuur 2-1). Verder zijn vooral maïs en fruitteelt sterk in het bemalingsgebied vertegenwoordigd. De overige 20% van het oppervlak van het gebied komt grotendeels voor rekening van bebouwd gebied.



Figuur 2-1 Landgebruik in het bemalingsgebied Quarles van Ufford volgens LGN4

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

aangevoerd, en is er een opjager in de Nieuwe Wetering die ook water vanuit het oostelijk gelegen gebied Bloemers aanvoert. De afvoer van water verloopt vooral via de centrale oost-west as van het bemalingsgebied, in de westelijke richting. Het bemalingsgebied Quarles van Ufford watert af op de Maas via het gelijknamig gemaal bij Alphen (capaciteit ca 13.5 m<sup>3</sup>/s). Het grootste deel van het jaar kan onder vrij verval op de Maas worden gespuid. Een klein deel van het jaar wordt bij hoge waterstanden in de Maas bemaling toegepast.

## 2.2 Toetsgegevens voor het fase 3 modelsysteem

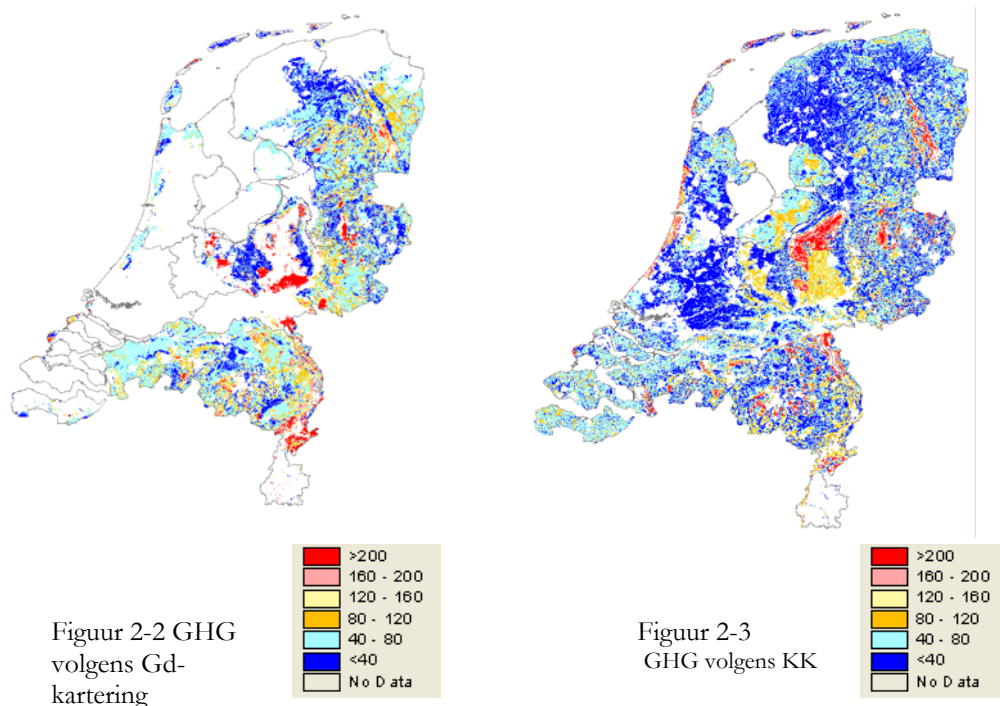
De modelresultaten worden getoetst aan historische metingen in het gebied van de periode tot en met 2000. Voor de toetsing zijn alleen gegevens gebruikt die:

- niet direct of indirect zijn gebruikt voor de modelinvoer;
- voldoende nauwkeurig kunnen worden bepaald;
- zijn bepaald in de periode waarvoor modelsimulaties zijn uitgevoerd (1986-2000).

Hierin worden dus nog niet de aanvullende meetwaarden meegenomen van het meetplan van het project Monitoring Stroomgebieden zelf, die vanaf 2004 verzameld worden. Deze zullen in de synthese gebruikt worden voor de validatie van de modelsystemen uit de verschillende fases.

### *Grondwatertoetsing*

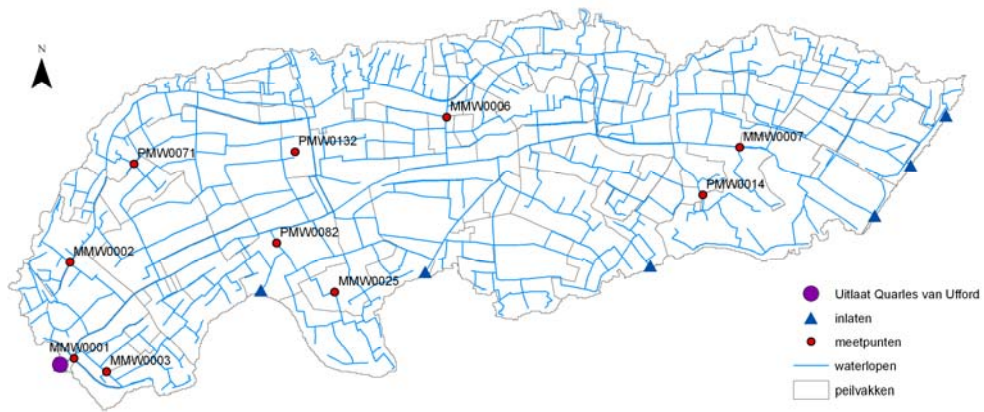
De modelresultaten kunnen getoetst worden aan de hand van de hoogte van de grondwaterspiegel. Om de dynamiek van het grondwater in beeld te krijgen, maken we een vergelijk met de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG). Deze gegevens van grondwaterstand zijn verzameld in drie studies: 'Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken' (Van der Gaast *et al.*, 2006), de Gd-kartering (Finke *et al.*, 2002) en een detailkartering voor het Land van Maas en Waal (Scholten *et al.*, 1990). Onderstaande figuren geven een voorbeeld van de ruimtelijke informatie van de GHG volgens de Gd-kartering (figuur 2-2) en volgens Van der Gaast *et al.* (figuur 2-3). De Gd kartering dekt slechts een klein gedeelte van het bemalingsgebied Quarles van Ufford. Daarom zullen met name de methode uit het project 'Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken' Van der Gaast *et al.* en de detailkartering gebruikt worden voor een vergelijk met gemeten waarden.



### Oppervlaktewatertoetsing

De locaties van de meetpunten, die voor de toetsing van de nutriëntenconcentraties en -vrachten zijn gebruikt, zijn weergegeven in figuur 2-4. Voor de toetsing van de waterkwaliteit worden de meetreeksen van de meetpunten onderscheiden in meetreeksen in een zogenaamde routinematig meetnet (meetpunten MMW0001, MMW0002, MMW0003, MMW0006, MMW0007 en MMW0025) en een meetnet voor projecttoepassingen (meetpunten PMW0014, PMW0071, PMW0082 en PMW0132). De meetpunten van het routinematig meetnet worden jaarlijks bemonsterd met een maandelijkse bemonsteringsfrequentie. Alleen de meetpunten MMW0003 en MMW0025 vormen hierop een uitzondering. Meetpunt MMW0003 is niet bemonsterd in de periode 1996 – 1997 en 1999 – 2000 en heeft een gemiddelde bemonsteringsfrequentie van 3 maanden, terwijl meetpunt MMW0025 niet is bemonsterd in het jaar 1996 en in de periode 1998 – 1999. De meetpunten van het projectmatig meetnet zijn, afhankelijk van de projectdoelstellingen, incidenteel bemonsterd.

Voor de simulatieperiode van het Fase3 modelsysteem (1986 – 2000) zijn geen meetgegevens voor de waterkwantiteit beschikbaar. Alleen meetgegevens voor de jaren 2002, 2004-2006 zijn beschikbaar maar deze liggen in de validatie periode. In Fase2 (Siderius *et al.*, 2007) is al opgemerkt dat dit een grote belemmering vormt voor een goede analyse van de modellering, niet alleen wat betreft de waterkwantiteit maar ook de kwaliteit.



*Figuur 2-4 Locatie van de waterkwaliteitsmeetpunten in het bemalingsgebied Quarles van Ufford voor de toetsing van het Fase3 modelsysteem*

## 3 Fase 3 Modelsysteem

### 3.1 Inleiding

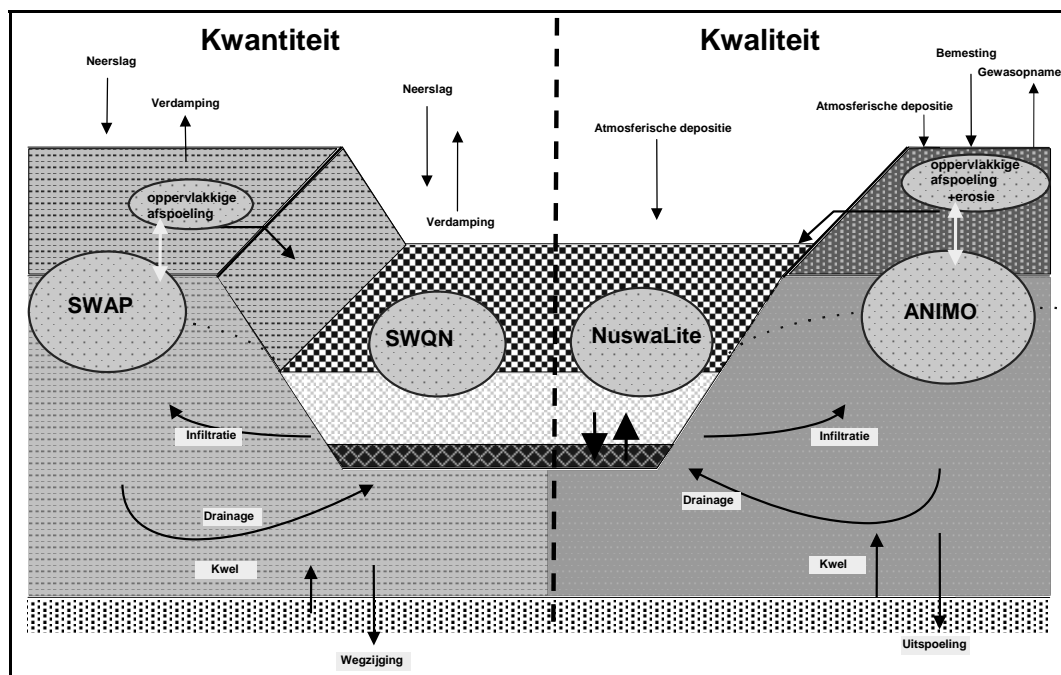
Met behulp van een modelsysteem kan een bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid geleverd worden door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater en de gevolgen van het (mest)beleid (zie hoofdstuk 1). Het modelsysteem is gefaseerd opgebouwd zodat van grof naar fijn wordt gewerkt. In Fase3 wordt het Fase2 modelinstrumentarium in verschillende tussenstappen aangepaste door een (regionaal) verfijnde parameterisering. In paragraaf 3.2 wordt dit modelinstrumentarium kort toegelicht. Een beschrijving van de regionale schematisering voor het gebied is weergegeven in paragraaf 3.3. In paragraaf 3.4 wordt de uitgangstoestand kort geschetst.

De modelinvoer wordt stapsgewijs geregionaliseerd, dat wil zeggen dat in verschillende tussenstappen gebiedspecifieke gegevens worden geïntroduceerd. De modelberekeningen worden vervolgens vergeleken met de uitgangstoestand (referentiesituatie). Deze referentiesituatie wordt in Paragraaf 3.4.1 en Bijlage 1 nader toegelicht. Door deze werkwijze kunnen de belangrijkste (i.e. de meest bepalende) datasets goed worden geïdentificeerd en kunnen specifieke aanbevelingen gedaan worden voor vervolgfases. In paragraaf 3.5 gaat in op de rekentijdstep. Paragraaf 3.6 geeft tenslotte een overzicht van de gebiedspecifieke gegevens die in de verschillende verfijningstappen worden geïntroduceerd.

### 3.2 Het modelinstrumentarium

Het modelinstrumentarium in Fase 3 is identiek gebleven aan dat van Fase2. Het modelsysteem van Fase 3 bestaat uit vier modules (figuur 3-1). Het modelsysteem kan worden opgedeeld in 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 koppeling tussen de modules voor het bodemsysteem en (on)verzadigde grondwatersysteem (samen het landsysteem genoemd) met de modules voor het oppervlaktewatersysteem wordt gelegd via zogenaamde afwateringseenheden.

In deze rapportage zullen de vier verschillende modules zoveel mogelijk los van elkaar worden getoetst. In de systeemanalyse Fase 2 is een uitgebreide beschrijving gegeven van het gebruikte modelinstrumentarium, inclusief de methode voor het aanmaken van de ruimtelijke schematisering van het stroomgebied (Siderius *et al*, 2007).



Figuur 3-1 Blokdigram van de verschillende modules van het Fase 3 modelsysteem

### 3.3 Ruimtelijke schematisering van het bemalingsgebied Quarles van Ufford

#### 3.3.1 Schematisering landsysteem

In de eerste fase van de systeemanalyse is er voor gekozen om het modelsysteem aan te laten sluiten bij de aanpak voor de evaluatie mestwetgeving. In de tweede fase van de systeemanalyse is het modelsysteem verder verfijnd op basis van een gedetailleerde gebiedsschematisering. Deze verfijnde gebiedsschematisering van het landsysteem is in Fase 3 vrijwel ongewijzigd overgenomen. Als basisinformatie voor de schematisering is wederom gebruik gemaakt van afwateringseenheden voor de afwatering van grondwater naar het oppervlaktewater, LGN4 voor het landgebruik, de 1:50 000 bodemkaart voor de bodem en grondwatertrap, elk met een ruimtelijke resolutie van  $25 \times 25 \text{ m}^2$  (rapportage Fase2, Siderius *et al.*, 2007). Uiteindelijk zijn 58 STONE plots geselecteerd en gebruikt in de modellering in Fase2. Deze 58 plots vormen ook de basis waarop in Fase3 de parameterisering wordt verfijnd.

#### 3.3.2 Schematisering oppervlaktewatersysteem

De schematisering van het oppervlaktewatersysteem wordt gedefinieerd door de leggergegevens (structuur waterlopen, ligging kunstwerken, ligging in- en uitlaten) welke door de betrokken waterbeheerder zijn aangeleverd en randvoorwaarden van het oppervlaktewater (o.a. verhouding verhang en lengte van de waterloopsecties). In Fase 2 is met behulp van deze gegevens het oppervlaktewatersysteem geschema-

tiseerd. Even als voor het landsysteem is in Fase 3 de schematisering van het oppervlaktewatersysteem gebaseerd op de schematisering in Fase 2. In de systeemanalyse Fase 2 is deze schematisering gedetailleerd beschreven (Siderius *et al*, 2007). In Fase 3 zijn nog wel enkele correcties in de schematisering van het oppervlaktewatersysteem doorgevoerd. Deze correctie van de leggergegevens is als één van de verfijningstappen in Fase 3 gedefinieerd (paragraaf 3.5.3.1).

### **3.4 De uitgangstoestand**

De resultaten van het fase 3 model zijn vergeleken met die van het aanvankelijke model als referentie. De referentie wordt gevormd door het eindresultaat Fase 2 inclusief een harmonisatie van het Fase 2 modelsysteem en het gebruik van nieuwe modelversies. Deze aanpassingen zijn in de volgende paragrafen beschreven. Door de harmonisatie van fase 2 kan de referentie voor fase 3 verschillen met het resultaat van fase 2.

#### **3.4.1 Harmonisatie Fase 2**

Fase 2 van het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is voor alle pilotgebieden afgerond en gerapporteerd. De uitvoering van Fase 2 liep niet synchroon voor de verschillende gebieden. Fase 2 is daarom door voortschrijdend inzicht en ervaring voor ieder gebied op een aantal onderdelen iets anders uitgevoerd. Hierdoor is de aanpak van ‘Fase 2’ niet uniform. Om tot een blauwdruk van de gehanteerde methodiek voor andere gebieden te komen is het wenselijk de methoden en procedures in de verschillende proefgebieden op gelijke wijze uit te voeren. Daarom is vooraanvang van Fase 3, Fase 2 voor alle vier proefgebieden geharmoniseerd. In Bijlage 1 zijn de aanpassingen en resultaten in detail toegelicht.

#### **3.4.2 Modelversies**

Sinds de uitvoering van Fase 2 is het modelinstrumentarium op een aantal punten verbeterd. Het betreft nieuwe versies van het model SWAP (waterkwantiteit landsysteem), ANIMO (waterkwaliteit landsysteem; op basis van gegevens uit de Evaluatie Mestbeleid 2007/STONE2.3), SWQN (waterkwantiteit oppervlaktewatersysteem) en NuswaLite (waterkwaliteit oppervlaktewatersysteem).

Met uitzondering van ANIMO zijn deze nieuwe modelversies toegepast om de referentiesituatie door te rekenen. Hierbij zijn de veranderingen in de resultaten ten opzichte van de oude versies uitvoerig geanalyseerd, omdat geen (grote) veranderingen (discontinuïteiten) in de modelresultaten mogen ontstaan.

Het rekenen met de nieuwe versie van ANIMO, op basis van de resultaten van STONE2.3, is in Fase 3 als aparte verfijningstap toegepast. De aanpassingen ten



opzichte van EMW2004, dat voor Fase 2 is gebruikt, zijn dusdanig substantieel, dat deze expliciet aandacht verdienen.

### 3.5 Grootte rekentijdstap

In het STONE model en daarmee ook in Fase 2 wordt gerekend met een tijdstapgrootte van een decade. In de systeemanalyse fase 2 is aanbevolen de temporele resolutie te verhogen. Door de tijdstapgrootte van de uitvoer van het modelsysteem te verkleinen wordt verwacht de temporele variatie van waterafvoer, stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater nauwkeuriger te kunnen voorspellen.

### 3.6 Regionale gegevens

In de systeemanalyse Fase 2 zijn kritische systeemp parameters en invoerdata geïdentificeerd. Op basis van deze bevindingen, resultaten uit gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses van de modellen en pragmatische keuzes is een selectie van regionaal gedifferentieerde invoergegevens gemaakt.

In de Fase 3 modelberekeningen zijn vervolgens stapsgewijs verfijningen aangebracht en gebiedspecifieke gegevens geïntroduceerd. De resultaten van deze verfijningen zijn vervolgens vergeleken met die van het aanvankelijke model. Op deze wijze is het effect van regionale (gebiedspecifieke) data op de oppervlaktewaterkwaliteit bepaald.

De stapsgewijze verfijning/regionalisatie van de modelinvoer is voor alle vier gebieden op dezelfde wijze uitgevoerd. Tussen de vier gebieden bestaan uiteraard verschillen in de relevantie van bepaalde modelparameters. De volgende gebiedspecifieke gegevens zijn geïntroduceerd:

- Meteorologische gegevens;
- Onderrand (wegzijging en kwel);
- Drainageweerstand en -peilen;
- Nutriëntenconcentraties van het (diepe) grondwater (kwelkwaliteit);
- Fosforvoorraad (P-ophoping) in de bodem;
- Leggergegevens (correcties);
- Inlaten en inlaatconcentraties;
- Onverhard stedelijk gebied (toevoegen);
- Diffuse detailontwatering (greppels en kleine watergangen; toevoegen);
- Neerslag en verdamping hoofdwaterlopen (toevoegen);
- Atmosferische depositie op hoofdwaterlopen (toevoegen).

De gebiedspecifieke gegevens zijn afkomstig van verschillende bronnen, zoals de waterbeheerder, het KNMI, TNO, Topografische Dienst en de Provincie Gelderland. De in de systeemverkenning (Soppe *et al.*, 2005) verzamelde gegevens zijn hierbij geactualiseerd. Een aantal gegevens is echter niet (vlakdekkend) beschikbaar, zoals drainageweerstand. Om deze gegevens toch te kunnen

regionaliseren is gebruik gemaakt van de studie ‘Karteerbare Kenmerken’ (Van der Gaast et al, 2006). De in deze studie ontwikkelde systematiek om bepaalde parameters te kunnen kwantificeren is toegepast op het bemalingsgebied Quarles van Ufford. Bij het ontbreken van regionale data is teruggevallen op landelijk beschikbare data.

In de volgende paragrafen worden alle stappen kort toegelicht. Bijlage 2 geeft de achtergronden en verdere toelichting per stap.

### **3.6.1 Waterkwantiteit landsysteem**

#### **3.6.1.1 Meteorologie**

Om regionale meteorologische gegevens toe te kennen aan het stroomgebied Quarles van Ufford is gekeken naar de dichtstbijzijnde meteo- en neerslagstations. De neerslagstations ‘Tiel’, ‘Zetten’ en ‘Megen’ liggen in of nabij het gebied. Volgens de Thiessen-verdeling heeft station ‘Megen’ het grootste oppervlak binnen het stroomgebied. Verder liggen de jaarsommen aan neerslag van de drie stations dicht bij elkaar. Daarom is gekozen om de dagsommen van de neerslag van station ‘Megen’ voor het hele stroomgebied toe te kennen.

Voor alle meteorologische gegevens behalve de neerslag is gekozen voor station ‘De Bilt’, omdat dit het dichtstbijzijnde meteo-station is waarvoor gegevens zoals de luchttemperaturen en de Makkink Referentieverdamping beschikbaar zijn.

#### **3.6.1.2 Kwel en wegzijging**

De hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het model worden op dagbasis ingevoerd. Daggegevens van de kwel- of wegzijgingsflux worden doorgaans met een grondwatermodel berekend. Voor Quarles van Ufford is er in het verleden een modellering uitgevoerd (Witteveen en Bos, 2002), maar gegevens hiervan waren niet op korte termijn op dagbasis beschikbaar.

Om die reden is gekozen voor een methode ontwikkeld in het onderzoek ‘Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken’ (Van der Gaast et al., 2006). In deze studie is voor heel Nederland op 25m bij 25m resolutie een waarde voor de diepe stijghoogte en de hydraulische weerstand bepaald.

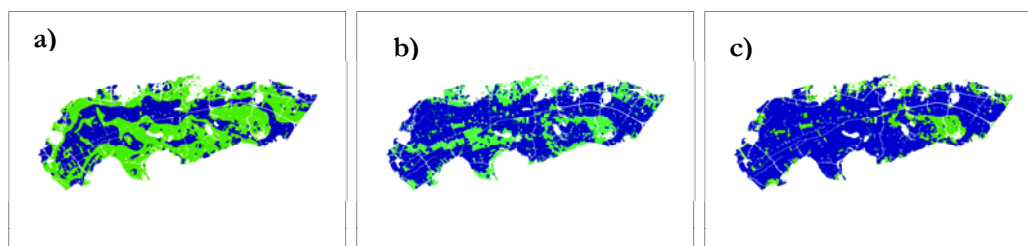
#### **3.6.1.3 Drainageweerstand, peilen en buisdrainage**

Belangrijke sturende parameters voor de ontwatering en afwatering van de bodem zijn de drainageweerstand, oppervlaktewaterpeilen en het voorkomen van buisdrainage.

Omdat puntwaarnemingen of vlakdekkende meetgegevens ontbreken zijn de drainagegeweerstanden in de vier stroomgebieden berekend uit metingen, afgeleide slootdichtheden en een methode uit het project Karteerbare Kenmerken (Van der Gaast *et al.*, 2006; Bijlage 2).

In Fase3 zijn voor Quarles van Ufford gebiedsdekkende kaarten met streefpeilen beschikbaar. Het bemalingsgebied Quarles van Ufford is grotendeels een poldersysteem waar een vast peil gehandhaafd wordt. Zomer- en winterpeil (beneden maaiveld) zijn bepaald door het verschil tussen streefpeil en maaiveld te nemen. Voor Fase 3 is aangenomen dat zowel wateraanvoer als infiltratie in alle plots in Quarles van Ufford kan plaatsvinden.

Ook de buisdrainageparameters en de schematisering zijn regionaal verfijnd in Fase3 (figuur 3-2). Door Massop (2002) is voor heel Nederland een schatting gemaakt van de waarschijnlijkheid van buisdrainage door informatie over landgebruik, GT en bodemfysische parameters met elkaar te vergelijken. Voor het Rivierengebied en daarmee ook Quarles van Ufford is ook de diepte van de buisdrainage geschat in een aparte studie. Door de toekenning per plot is het uiteindelijk toegekende areaal aan buisdrainage groter (figuur 3-2c t.o.v. 3.2b).



Figuur 3-2 Buisdrainage: a) Fase2 STONE2.1; b) schatting buisdrainage Rivierenland (Massop, 2002); c) na toekenning Fase 3

#### 3.6.1.4 Pakketdikte van het topsysteem

Voor Fase3 is voor de 4 gebieden een inschatting van de pakketdikte gemaakt. De diepte van de te modelleren grondkolom in fase2, overgenomen uit STONE2.1, was standaard 13 meter. In een eerder studie heeft TNO-NITG aan de hand van een groot aantal ondiepe boringen de dikte van het topsysteem vastgesteld (Van der Linden, 2002). Op basis van deze gegevens is de pakketdikte aangepast. In sommige gevallen kan de dikte van het topsysteem minder zijn 2 meter en zelfs minder diep zijn dan de ontwateringmiddelen. Dit is niet realistisch en niet acceptabel voor de grondwaterberekeningen. Daarom is ook gekeken naar de GLG van elk Fase3 plot en de diepte van de drainagemiddelen. Voor Quarles van Ufford leverde dit een pakketdikte van ongeveer 4 meter op.

#### 3.6.2 Waterkwaliteit landsysteem

Het regionaal verfijnen van de invoer van de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem bestaat uit drie onderdelen: (1) het parameteriseren van de

nutriëntenconcentraties in het (diepe) grondwater; (2) het bijstellen van de berekende fosfaatvoorraad in de bodem en (3) het verfijnen van de mestgiften in de gebieden voor de periode na 2000.

### 3.6.2.1 Kwelconcentraties

In de regionalisering van de kwelconcentraties zijn voor Quarles van Ufford de nutriëntenconcentraties in de Maas opgelegd als kwelconcentraties. In eerste instantie zijn ook LMG (landelijk meetnet grondwaterkwaliteit, [www.rivm.nl](http://www.rivm.nl)) metingen geanalyseerd. Binnen Quarles van Ufford bevindt zich echter maar één meetpunt in het oosten van het gebied met een zeer lage N-concentratie ( $0.4 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$ ). Eerdere studies (Van Heerwaarden *et al.*, 2005; Soppe *et al.*, 2005; Witteveen en Bos, 2002) wijzen op het belang van de rivierkwel, met name in het westen en langs de Maas en de Waal. De keuze is daarom gemaakt om rivierconcentraties op te leggen als kwelconcentraties. Daarmee werden de opgelegde concentraties hoger ( $4\text{-}6 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$ ) maar nog steeds lager dan de oorspronkelijke  $14.7 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$  uit STONE2.1. Verwacht wordt wel dat concentraties en met name ook de samenstelling van de nutriëntenvrucht in de kwel zullen verschillen van concentraties in het rivierwater. Verdere informatie om dit te kwantificeren ontbreekt echter.

### 3.6.2.2 Fosfaatophoping

De fosfaatophoping in de bodem is sterk bepalend voor de uitspoeling van fosfor. Voor de periode 1994-2000 is de frequentieverdeling van de berekende fosfaatvoorraad in de bovenste 50 cm van de bodem bepaald. Deze frequentieverdeling is voor de vier te onderscheiden landgebruikvormen (grasland, maïs, bouwland en natuur) berekend en vervolgens vergeleken met de gemeten fosfaatvoorraad op dezelfde diepte. Er zijn voor Quarles van Ufford twee bronnen van meetgegevens voor fosfaat beschikbaar:

- Landelijke Steekproef Kaarteenheden / LSK (Finke *et al.*, 2001).
- Deelproject Monitoring Stroomgebieden 'fosfaatophoping in Quarles van Ufford' (Walvoort *et al.*, in voorbereiding).

De P ophoping volgens de laatste metingen blijkt een stuk hoger te liggen dan op basis van LSK database, met één meetpunt in Quarles van Ufford, wordt geschat. Gezien de veel hogere monsterdichtheid van de fosfaatophopingstudie worden deze als representatiever en betrouwbaarder geacht dan de LSK metingen.

Aan de hand van de onderschatting van de fosfaatvoorraad is de hoeveelheid dierlijke mest over de periode 1941 t/m 1985 opgehoogd zodat de berekende fosfaatvoorraad overeenkomt met de gemeten fosfaatvoorraad in de bovengrond (0-50cm).

### 3.6.3 Waterkwantiteit oppervlaktewatersysteem

#### 3.6.3.1 Correctie leggergegevens

In Fase2 is voor het eerst met een oppervlaktewatermodel, SWQN, gerekend. Op basis van leggergegevens is een waterlopenstructuur aangemaakt. Daarin zijn vooral de A-watgangen geschematiseerd met daarbij de belangrijkste stuwen en inlaten. In Fase3 is de schematisering en parameterisering van de invoer op basis van de leggergegevens gecontroleerd. Dit leidde in het bemalingsgebied Quarles van Ufford alleen tot een aanpassing van de stuwbreedtes op basis van detail informatie uit de leggergegevens. In Fase2 was nog gerekend met een standaard breedte van 1 m voor alle stuwen in de A watgangen met uitzondering van de stuwen benedenstrooms in de hoofdwetering die een breedte hadden van 3-6 m.

#### 3.6.3.2 Ingelaten water

In Harmonisatie Fase2 is het ingelaten water in de polders Quarles van Ufford en Krimpenerwaard berekend op basis van het netto vochttekort in de bodem per dag. Dat wil zeggen dat er slechts water wordt ingelaten op die dagen dat er voor individuele plots meer infiltratie dan drainage wordt berekend. Deze hoeveelheid wordt gelijk verdeeld over de inlaatpunten en als fluxrandvoorwaarde opgelegd in de zomerperiode.

Een vergelijking met beschikbare metingen laat zien dat de methode van Harmonisatie Fase2 niet de juiste inlaathoeveelheden berekent (Bijlage 1). De inlaatvolumes worden onderschat en de gesimuleerde inlaatmomenten vertonen ook afwijkingen met de werkelijkheid. Bovendien verschillen in werkelijkheid de inlaathoeveelheden per inlaat. In Fase3 is daarom op basis van de metingen en in overleg met het waterschap geschat wat per inlaatpunt de belangrijkste factoren voor het inlaten van water zijn en in welke periode dit gebeurt. Vervolgens is d.m.v. een fluxrandvoorwaarde per inlaat het gemiddeld ingelaten watervolume per periode opgelegd.

In het beheersgebied Krimpenerwaard is juist gekozen voor het opleggen van een peilrandvoorwaarde, echter voor Quarles van Ufford lijkt een fluxrandvoorwaarde meer toegesneden te zijn op de beschrijving van het inlaatregime en de vele peilvakken en stuwen binnen het gebied. In de Krimpenerwaard is vooral sprake van inlaat van water voor peilhandhaving, zodat extra water kan infiltreren in de bodem en kan worden opgenomen door gewassen. Elk peilvak is direct aangesloten op de boezem zodat ingelaten water ook alle sloten in de polder kan bereiken. In Quarles van Ufford wordt de inlaat van water niet alleen bepaald door het vochttekort in de bodem maar wordt er ook een aanzienlijke hoeveelheid vanuit de naastliggende Bloemerspolder afgevoerd via het Quarles van Ufford gemaal, omdat dit hier meestal onder vrij verval kan. Ook vindt er inlaat plaats voor vorstbestrijding in de fruitteelt. Verder telt Quarles van Ufford slechts 5 inlaten die de meer dan 50 peilvakken bedienen, gescheiden door stuwen. De meeste peilvakken zijn dus niet direct op een

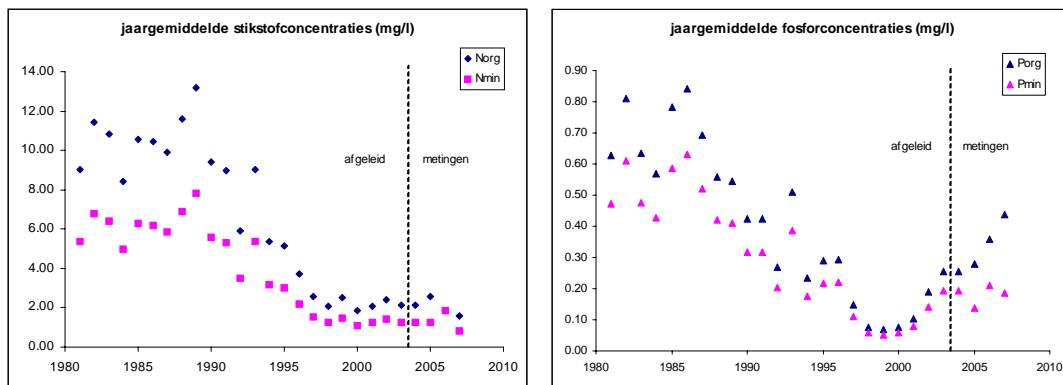
inlaat aangesloten maar ontvangen water via een aanliggend peilvak. Lokaal en gespecificeerd management van deze stuwen bepaalt hier de verdeling van water. Dit leidt er toe dat het voor de waterbeheerder bij het inlaatpunt lastig is om het juiste watervolume in te laten. Meestal wordt daardoor meer water ingelaten dan wat op basis van vochttekort nodig is (pers. com. Paul Claessens, Waterschap Rivierenland). Het opleggen van streefpeilen in Quarles van Ufford zou er, in tegenstelling tot de Krimpenerwaard, niet toe leiden dat de gesimuleerde waterinlaat in de buurt komt van de werkelijk ingelaten hoeveelheid water. Daarom is er voor gekozen om op basis van meetgegevens van het waterschap bij de inlaatpunten een maandelijkse gemiddelde waterinlaat (fluxrandvoorwaarde) per inlaatpunt op te leggen. Deze gegevens waren voor deze Fase3 beschikbaar van 2004 t/m 2006. Gegevens over 2002, 2003, 2007 en 2008 worden beschikbaar gemaakt, maar konden voor deze deelstudie niet worden meegenomen. Een nadeel van de methode is dat een dagelijkse of jaarlijkse variatie in waterinlaat niet wordt meegenomen. Ook is een 3 jarige reeks van meetgegevens zeer beperkt om een goede schatting van de gemiddelde maandelijkse inlaat te bepalen.

### 3.6.3.3 Puntlozingen en –onttrekkingen

In Fase3 zijn de belangrijkste water- en nutriëntenlozingen van RWZI's als puntbron aan het oppervlaktewater toegevoegd. In Quarles van Ufford betreft dit de RWZI Maasbommel. Het gemiddelde debiet van RWZI Maasbommel gemeten over 2004-2007 is 706 m<sup>3</sup>/dag of 0.008 m<sup>3</sup>/s. Deze waarde is als constant debiet toegekend aan de dichtstbijzijnde knoop van het oppervlaktewatermodel. Ook de RWZI van Dreumel loost nog net enkele meters voor het gemaal van Quarles van Ufford. Deze is echter niet meegenomen in de modellering wat tot een zeer kleine onderschatting van de waterafvoer kan leiden. Waterkwaliteitsmetingen worden echter niet door deze lozing beïnvloed daar het meest benedenstroomse meetpunt (MW0001) enkele tientallen meters voor het lozingspunt ligt. Een derde RWZI Bergharen ligt op de rand van het bemalingsgebied en is in eerste instantie meegenomen in de modellering. Door het waterschap is aangegeven dat deze niet binnen Quarles van Ufford loost. De N- en P-toevoeging zijn daarop verwijderd uit de modelinvoer. De waterkwantiteitsmodellering was echter al afgerond en daarom is het debiet nog meegenomen in de verdere stappen. Verwacht wordt dat dit debiet (0.019 m<sup>3</sup>/s) geen grote rol speelt. In een vervolgstap zal dit verder verbeterd worden.

Historische meetreeksen van voor 2004 waren niet op tijd beschikbaar voor RWZI Maasbommel om mee te nemen in Fase3. Omdat de metingen in de Krimpenerwaard (Kroes *et al.*, 2008) laten zien dat er een sterke dalende trend in concentraties en vrachten is vanaf halverwege de jaren tachtig is er voor gekozen deze gemiddelde trend van de RWZI's in de Krimpenerwaard ook op te leggen op de data van RWZI Maasbommel. Hierbij is de aanname gedaan dat verbeteringen in zuiveringstechnieken zich op landelijk schaal hebben voorgedaan. Op deze wijze is een variatie in vrachten over de jaren verkregen (figuur 3-3). Opvallend is de stijging van gemeten organisch fosforconcentraties van de laatste jaren. De metingen in de

Krimpenerwaard laten ook al een lichte stijging zien in de voorafgaande periode van 1999-2003.



Figuur 3-3 afgeleide en gemeten jaargemiddelde concentraties N (mg/l N) en P (mg/l P) voor het effluent van de RWZI's

Door de concentraties te vermenigvuldigen met het gemiddelde debiet zijn de jaargemiddelde puntbelastingen ( $\text{g d}^{-1}$ ) van RWZI Maasbommel bepaald. Deze puntbelastingen zijn gebruikt als invoer voor het waterkwaliteitsmodel NuswaLite.

### 3.6.3.4 Stedelijk gebied

In fase 2 van de systeemanalyse is het bebouwde gebied buiten beschouwing gelaten. Het verharde gebied zal haar water via de riolering afvoeren naar RWZI's. Een deel van het water uit onverhard bebouwd gebied zal echter ook binnen het stroomgebied tot afvoer kunnen komen. Het betreft vooral de afvoer afkomstig van groenstroken, parken en tuinen. In Fase 3 is het onverhard bebouwd gebied daarom in de berekeningen meegenomen. Hierbij is voor alle stedelijk gebied aangenomen, dat 60% van de oppervlakte onverhard is.

Het areaal stedelijk gebied is bepaald op basis van de landgebruikkaart (LGN, 2004). Voor dit gebied is een STONE plot geselecteerd, die bestaat uit natuurgrasland met een GT van 4. Hierbij wordt dus aangenomen, dat de bemesting in stedelijk gebied gering is en dat in stedelijk gebied overall goede drainage aanwezig is.

Voor deze plot zijn vervolgens de water- en nutriëntenafvoeren (vanuit het landsysteem) berekend. De water- en nutriëntenafvoeren uit stedelijk gebied kunnen vervolgens voor iedere afwateringseenheid worden bepaald<sup>1</sup> en worden toegekend aan het bijbehorende knooppunt van de oppervlaktewatermodellen (conform de toekenning van de water- en nutriëntenafvoeren vanuit de andere plots).

<sup>1</sup> Hierbij wordt voor iedere afwateringseenheid de berekende water- en nutriëntenafvoer van de geselecteerde plot voor onverhard stedelijk gebied vermenigvuldigd met 60% van de oppervlakte stedelijk gebied binnen die afwateringseenheid.

Door het meenemen van het onverhard stedelijk gebied neemt de totale gemodelleerde oppervlakte van het stroomgebied van Quarles van Ufford toe van 9613 naar 10704 ha.

Noodoverlaten zijn niet meegenomen in de modellering. De locatie en tijdstip waarop een noodoverlaat in werking treedt zijn moeilijk in een modelsysteem te simuleren. De verwachting is bovendien dat noodoverlaten slechts een kleine bijdrage aan de water- en stofbalansen leveren en ook de meeste meetpunten niet zullen beïnvloeden. Gebiedsbalansen van het waterschap bevestigen dit beeld (pers. com. H. Pomarius). Wanneer noodoverlaten in werking treden zullen ze lokaal mogelijk wel de concentratie in het oppervlaktewater kunnen beïnvloeden en pieken in nutriëntenconcentraties kunnen veroorzaken. Om meer inzicht hierin te krijgen zijn in het meetprogramma daarom een aantal meetpunten in de buurt van stedelijk gebied ingesteld (Siderius *et al.*, 2007b).

### 3.6.3.5 Diffuse detailontwatering

In Fase 2 zijn alleen de grotere waterlopen (A-watergangen) expliciet in de modelschematisering opgenomen. Alle overige waterlopen, zoals de kleinere sloten en greppels, maar ook meren en plassen, zijn buiten beschouwing gelaten of impliciet meegenomen in het oppervlak van het landsysteem. Deze overige waterlopen kunnen worden beschouwd als ‘diffuse detailontwatering’, waarbij het grootste deel van het water en de nutriënten eerst door deze kleine waterlopen zal stromen voordat het in de hoofdwaterlopen terecht komt.

In deze kleinere waterlopen kan echter ook berging van water en omzetting en vastlegging van nutriënten plaatsvinden. Daarom is in Fase een aanpassing van het oppervlaktewatersysteem doorgevoerd. Deze aanpassing bestaat uit het bepalen van de oppervlakte van de kleinere waterlopen. De oppervlakte van het land(systeem) wordt vervolgens met deze waarde verminderd. Het oppervlaktewatersysteem wordt met deze oppervlakte voor diffuse detailontwatering vergroot.

De oppervlakte van de kleinere waterlopen (diffuse detailontwatering) is bepaald met behulp van de VIRIS 2005 gridbestanden, die afgeleid zijn van de Top10 vectorkaart. Deze oppervlakte wordt vervolgens verdisconteerd door per afwateringseenheid een additionele (fictieve) waterloop toe te voegen met een breedte en diepte van 1 meter en een talud van 1:1. De lengte van deze fictieve waterloop is zodanig, dat hiermee de totale oppervlakte van de diffuse detailontwatering binnen de betreffende afwateringseenheid wordt gerepresenteerd.

Omdat deze fictieve waterloop wel een correcte berging heeft maar (door de relatief grote lengte) een te hoge hydraulische weerstand is vervolgens de Chézy-coëfficiënt van deze fictieve waterlopen verlaagd, afhankelijk van de lengte van de fictieve waterloop.



Door deze aanpassing van de schematisering van het oppervlaktewatersysteem en de correctie van het landsysteem neemt de totale gemodelleerde oppervlakte van het landsysteem van Quarles van Ufford weer iets af, van 10704 naar 10387 ha.

### **3.6.3.6 Neerslag en verdamping**

In Fase3 wordt ook neerslag en verdamping op het oppervlaktewater meegenomen in de modellering. Deze stap zal afhankelijk van het percentage open water in een stroomgebied in meer of mindere mate de nutriëntenconcentraties beïnvloeden. Voor het toekennen van neerslag en verdamping zijn dezelfde gegevens gebruikt als ook voor het landsysteem in Fase3. Voor neerslag is de KNMI neerslagstation Megen gebruikt; voor verdamping KNMI hoofdstation De Bilt.

## **3.6.4 Waterkwaliteit oppervlaktewatersysteem**

### **3.6.4.1 Atmosferische depositie**

In Fase 3 is als verfijningstap ook de atmosferische depositie op het oppervlaktewater meegenomen. Hierbij is geen onderscheid gemaakt tussen droge en natte depositie<sup>2</sup>. Voor de modelberekeningen is de atmosferische depositie op akkerbouwland gebruikt. Hiervan zijn voor de periode van 1986-2000 jaargemiddelden beschikbaar. De atmosferische depositie is daarom als een constante waarde per dag toegediend.

### **3.6.4.2 Inlaatconcentraties**

In Fase2 zijn inlaatconcentraties uit STONE2.0 overgenomen die afkomstig zijn uit de PAWN<sup>3</sup>. In Fase3 is aan het inlaatwater een regionale concentratie meegegeven. Deze concentratie is gebaseerd op meetgegevens bij de inlaten of in de rivieren waaruit het water wordt ingelaten.

Voor de kwaliteit van het ingelaten Maaswater in Quarles van Ufford (zie ook paragraaf 3.6.2.2. Ingelaten water) is het meetpunt Keizersveer beschikbaar. Deze meetreeks omvat data voor nitraat, nitriet, ammonium, N-kjeldahl, totaal fosfaat en orthofosfaat voor 1986 t/m 2006 met een minimale meetfrequentie van 1 keer per maand. Gemeten waarden zijn opgelegd aan de twee inlaatknooppunten vanuit de Maas; Nieuwe Schans en Blauwe Sluis.

---

<sup>2</sup> In de gebruikte STONE data is alleen droge depositie beschikbaar. Deze is gecorrigeerd voor de natte depositie.

<sup>3</sup> Nederland is ingedeeld in 80 PAWN-districten. Deze PAWN-districten zijn voornamelijk ingedeeld op basis van kenmerken ten aanzien van waterbeheer en hydrologie. Bemaalingsgebied Quarles van Ufford valt in zijn geheel binnen PAWN district 58. PAWN staat voor 'Policy Analysis for the Water Management in The Netherlands'.

Het water, dat via de duikers onder de A50 door en vanuit inlaat De Aspert het gebied in komt, is afkomstig van de Bloemerspolder. Op basis van metingen over 2003 zijn maandgemiddelde concentraties toegekend voor de duikers onder de A50 en apart voor inlaat De Aspert. Een langjarige meetreeks voor deze inlaten ontbreekt echter. Voor deze inlaten is dus geen historisch trend opgelegd.

### 3.6.4.3 Regionale parameterisering

In Fase 2<sup>4</sup> is voor de vier proefgebieden dezelfde parameterisering gebruikt. Verwacht wordt dat de procesparameters van gebied tot gebied kunnen verschillen. In Fase 3 is, op basis van elders opgedane ervaringen en ‘expert judgement’, een nadere inschatting gemaakt van de gebiedspecifieke procesparameters voor het oppervlakte-water kwaliteitsmodel.

De procesparameters betreffen:

- Parameters m.b.t. de biomassa, zoals sterftesnelheid, groei in afhankelijkheid van beschikbare nutriënten en het percentage N en P waaruit de droge stof biomassa bestaat;
- Parameters m.b.t. interne processen, zoals mineralisatie, adsorptie/desorptie, sedimentatie (P) en denitrificatie (N).

De parameters met betrekking tot biomassa zijn opnieuw vastgesteld op basis van nieuwe literatuurgegevens in combinatie met ervaringen in andere projecten. Er is geen aanleiding om deze groep procesparameters (binnen Nederland) gebiedspecifiek te differentiëren, er vanuit gaande dat dezelfde plantensoorten in alle stroomgebieden kunnen voorkomen.

De parameters die de mineralisatie, sorptie, sedimentatie en denitrificatie beschrijven kunnen wel regionaal variëren, omdat deze onder andere afhankelijk zijn van toestandsvariabelen, systeemparameters en processen die niet expliciet of vereenvoudigd zijn meegenomen in de modelformulering, zoals de zuurstofhuishouding, het nitrificatieproces en de dikte en samenstelling van de waterbodem. Deze parameters zijn voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford opnieuw vastgesteld op basis van expert judgement en ervaringen in andere projecten.

Tabel 3-1 geeft een overzicht van de procesparameters voor mineralisatie, denitrificatie en sedimentatie, waarbij ook wordt aangegeven of deze parameters in andere gebieden verschillen (d.w.z. of deze parameters al dan niet gebiedspecifiek zijn vastgesteld). Tabel 3-2 geeft de procesparameters die de sorptie bepalen. Bijlage 5 geeft de volledige parameterset. Voor verdere informatie over de invloed van parametersettings wordt verwezen naar het deelrapport over de bandbreedte analyse uitgevoerd voor de vier gebieden (Mulder *et al.*, 2008 in voorbereiding).

---

<sup>4</sup> D.w.z.: de Harmonisatie Fase 2

Tabel 3-1 Parameterinstelling van mineralisatie-, denitrificatie- en sedimentatiesnelheid

Parameter	Eenheid	Waarde	Gebiedspecifiek
MineralizationRate $k_{mi}$	d <sup>-1</sup>	0.15	Ja
Q10Mineralization $\beta_{mi}$	-	0.047	Nee
DenitrificationRate kden	d-1	0.05	Ja
Q10Denitrification $\beta_{den}$	-	0.045	Nee
SedimentSinkSpeed Mineral	m.d-1	0.15	Ja
SedimentSinkSpeed Organic	m.d-1	0.05	Ja

Tabel 3-2 Parameterinstelling van stikstof- en fosforsorptie

Parameter	Eenheid	Waarde	Gebiedspecifiek
LinSorptionNMin $k_{adNmin}$	m <sub>pores</sub> <sup>3</sup> .g <sub>s</sub> <sup>-1</sup>	0.00007	Ja
LinSorptionNMax $k_{adNmax}$	m <sub>pores</sub> <sup>3</sup> .g <sub>s</sub> <sup>-1</sup>	0.00007	Ja
LinSorptionNDayMax <sup>1</sup> $t_{kadNmax}$	dag	240	Nee
LinSorptionPMin $k_{adPmin}$	m <sub>pores</sub> <sup>3</sup> .g <sub>s</sub> <sup>-1</sup>	0.001	Ja
LinSorptionPMax $k_{adPmax}$	m <sub>pores</sub> <sup>3</sup> .g <sub>s</sub> <sup>-1</sup>	0.001	Ja
LinSorptionPDayMax <sup>1</sup> $t_{kadPmax}$	dag	30	Nee
BulkDensity $\rho_s$	g.m <sub>s</sub> <sup>-3</sup>	1100000	Ja
SedimentThickness $H_{sed}$	m	0.05	Ja

<sup>1</sup>Faseverschuiving, maar niet van toepassing indien minimale en maximale sorptiecoëfficiënten gelijk zijn aan elkaar

## 4 Resultaten fase 3 modelsysteem

### 4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten van het Fase 3 modelsysteem beschreven. Deze eindresultaten gelden voor het oppervlaktewatersysteem. De berekeningen zijn uitgevoerd voor de periode 1986 tot en met 2000. Allereerst vindt in paragraaf 4.2 de toetsing voor het gehele stroomgebied plaats en worden de balansen weergegeven. Vervolgens worden in paragraaf 4.3 de toetsing en balansen voor deelgebieden beschreven.

### 4.2 Bemalingsgebied Quarles van Ufford

#### 4.2.1 Toetsing

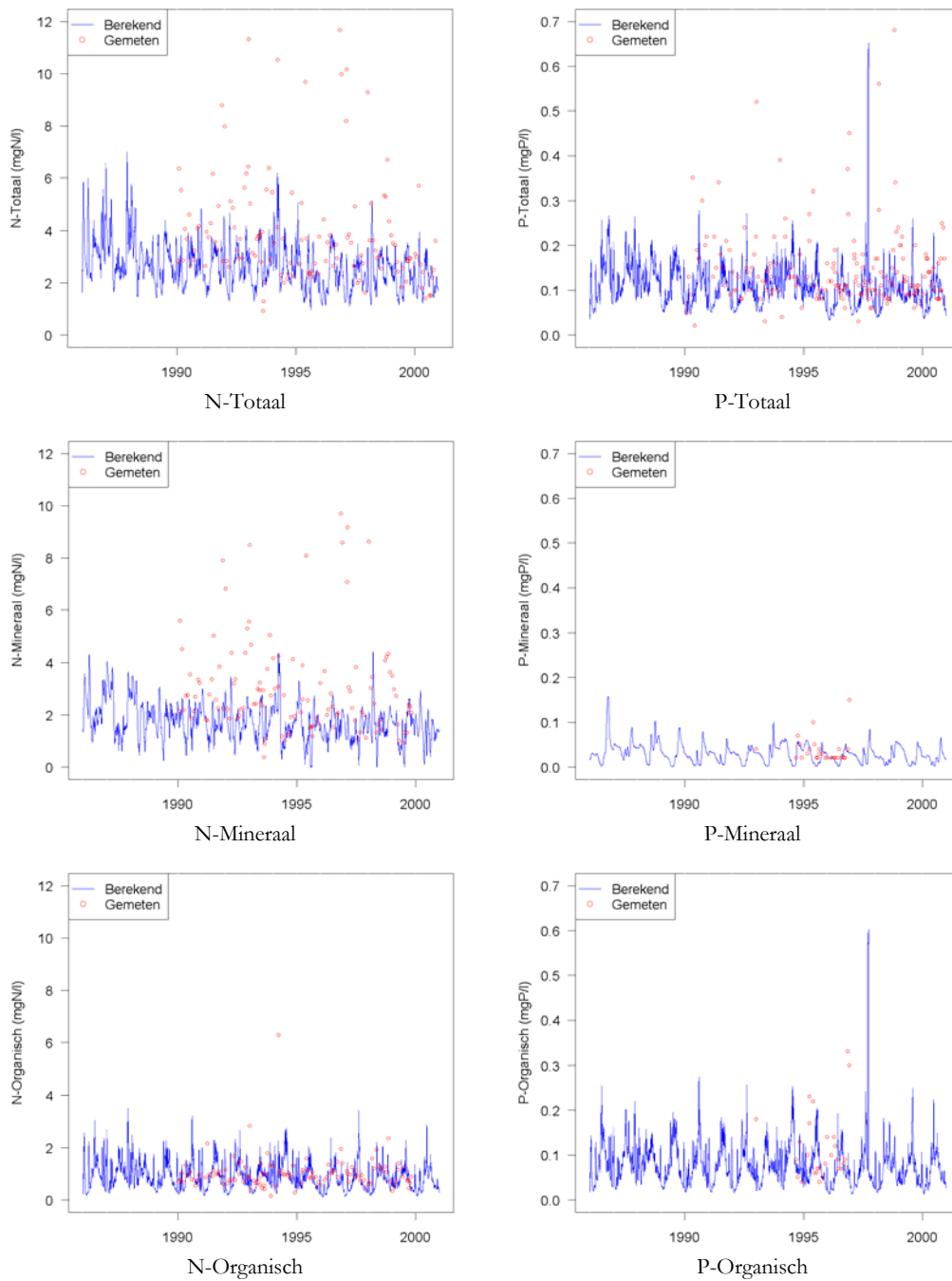
##### *Kwaliteit*

In figuur 4-1 is te zien dat in Fase3 de berekende concentraties in het oppervlaktewater, met name voor mineraal stikstof en daarmee ook totaal stikstof, onder de gemeten waarden liggen. Verder valt op dat ook de dynamiek in N-mineraal en N-totaal en P-totaal gering is bij de berekende waarden. Een uitzondering is de uitschieter van P-totaal in 1997. Deze piek is direct te herleiden tot een piek in de organisch P concentratie van het inlaatwater uit de Maas van 1.35 mg P/l op 9 september 2007. Het voortplanten van deze piek geeft een indicatie van de bijdrage van het inlaatwater aan de concentraties in de zomerperiode en laat zien dat concentratiepieken slechts gedeeltelijk gebufferd worden en in korte tijd het uitstroompunt weer bereiken. Het is overigens de vraag of het voorkomen van één enkele (voornamelijk organisch P) piek met een dergelijk hoge concentratie wel waarschijnlijk is in de Maas. Slechts op vier andere dagen in de periode 1986-2000 kwam de organisch P concentratie boven de 0.5 mg/l maar nooit boven de 0.8 mg/l.

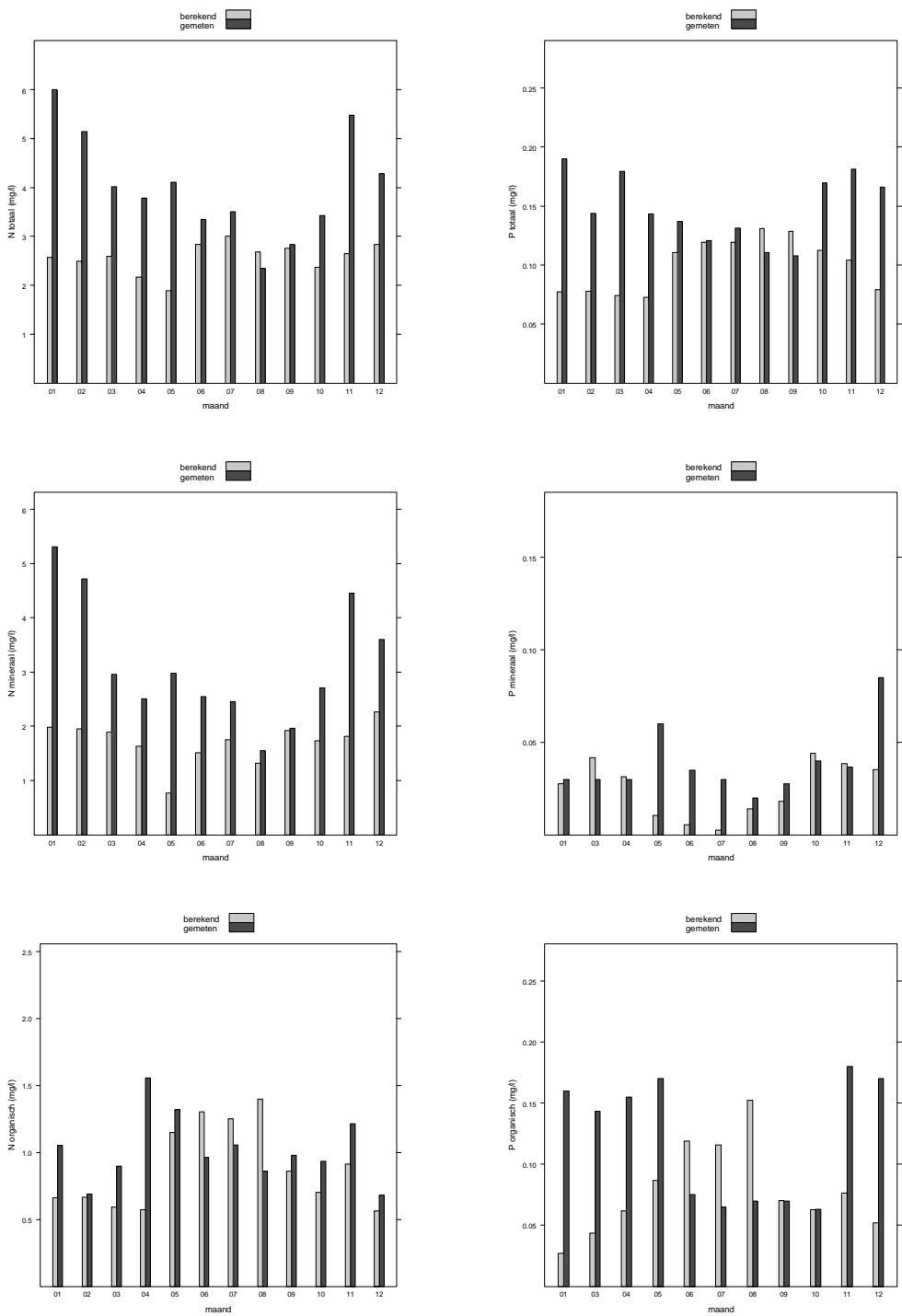
In tabel 4-1 is te zien dat de berekende gemiddelde en mediane N-totaal concentratie 1-1.5 mg/l lager zijn dan de gemeten waarden. Ook de berekende maximale N-totaal concentratie is veel lager dan de gemeten waarde. Gemiddelde en mediane P-totaal concentraties worden ook lager berekend dan gemeten. Het maximum wordt goed benaderd al komt dit voornamelijk door de bovengenoemde inlaatconcentratiepiek.

*Tabel 4-1 Karakteristieken van berekende en gemeten N- en P-totaal concentraties bij het uitlaatpunt (m<sup>3</sup>/s)*

	min	1ste kwartiel	mediaan	gemiddelde	3e kwartiel	max
Gemeten N	0.92	2.70	3.43	3.91	4.36	11.66
Berekend N	1.13	2.02	2.51	2.57	3.02	5.23
Gemeten P	0.020	0.100	0.120	0.147	0.170	0.680
Berekend P	0.040	0.073	0.093	0.102	0.120	0.644



Figuur 4-1 Gemeten en berekende N- en P concentraties bij meetpunt MMW0001 (uitlaatgemaal)



Figuur 4-2 Maandgemiddelde gemeten en berekende stikstof en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor de periode 1986-2000<sup>5</sup> (alleen voor die dagen waarvoor metingen beschikbaar waren) bij meetpunt MMW0001 (uillaatgemaal)

<sup>5</sup> Effectief van 1990-2000 omdat van voor 1990 geen metingen beschikbaar zijn voor dit meetpunt

In figuur 4-2 is te zien dat voor zowel N- als P-totaal de berekeningen in de wintermaanden worden onderschat vergeleken met de metingen. Dit betreft voor stikstof vooral N-mineraal. Voor fosfor is te zien dat in de zomermaanden een overschatting van P-organisch de onderschatting van P-mineraal compenseert. In de wintermaanden wordt P-organisch juist te laag berekend.

#### *Kwantiteit*

Gemeten waterafvoeren ontbreken voor de periode 1986-2000. Daarom zijn in tabel 4-2 de statistieken voor de gemeten waarden uit het jaar 2005, zoals ook gebruikt in de Fase2 rapportage, uitgezet naast de berekende waarden voor de periode 1986-2000<sup>6</sup>. In figuur 4-3 zijn de berekende waterafvoeren bij het uitlaatgemaal weergegeven in jaartotalen ( $10^6 \text{ m}^3$ ), in langjarige maandgemiddelden ( $10^6 \text{ m}^3$ ) en in dagafvoeren ( $\text{m}^3/\text{s}$ ).

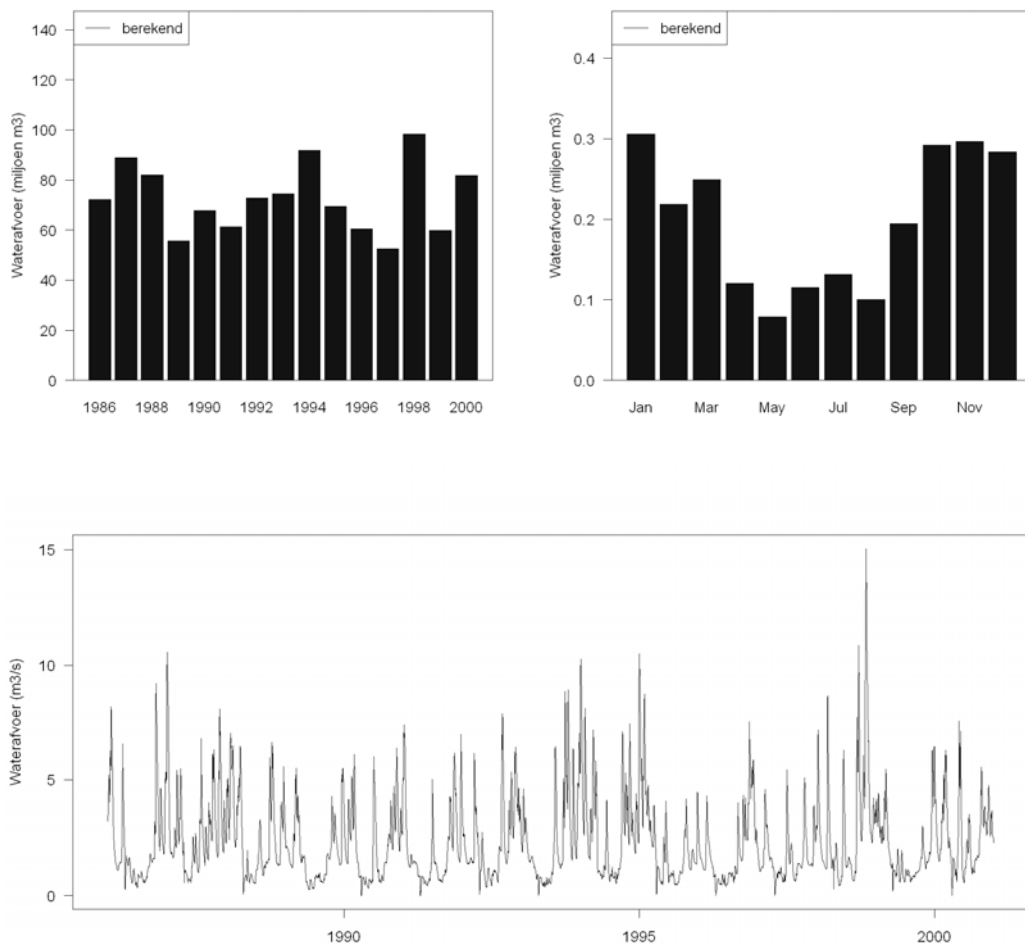
De statistieken laten zien dat er in de berekening dagen voorkomen zonder afvoer, iets wat in 2005 niet gemeten is. Verder valt op dat de maximum afvoer van 2005 hoger ligt dan de hoogste afvoer of de gehele berekende periode van 1986-2000. Figuur 4-3 (dagafvoeren) laat bovendien zien dat de afvoerpiek van  $15.04 \text{ m}^3/\text{s}$  een uitzondering is in de meetreeks over de periode 1986-2000. Dit geeft een indicatie dat afvoerpieken mogelijk worden onderschat door het modelinstrumentarium.

De gemiddelde afvoer ligt hoger dan in 2005. Deze is in fase 3 sterk omhoog gegaan door de verhoging van de hoeveelheid ingelaten water en een toename van de drainage vanuit het landsysteem.

*Tabel 4-2 Afvoerstatistieken over de periode 1986-2000 voor het uitlaatgemaal Quarles van Ufford (in  $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ )*

<i>Omschrijving</i>	<i>min</i>	<i>1ste kwartiel</i>	<i>mediaan</i>	<i>gemiddelde</i>	<i>3e kwartiel</i>	<i>max</i>
Afvoer gemeten (2005)	0.12	1.04	1.43	1.95	2.07	23.8
Afvoer berekend in Fase 3	0.00	1.00	1.65	2.30	3.12	15.04

<sup>6</sup> Omdat meetgegevens ontbreken voor de rekenperiode van 1986-2000 kunnen alleen de berekende waarden gegeven worden. Om toch een vergelijking te kunnen maken zijn de statistieken voor de gemeten waarden uit het jaar 2005 uitgezet naast de berekende waarden voor de periode 1986-2000. Deze waarden geven slechts een indicatie aangezien de data van 2005 enkel de condities in één jaar weergeven en 2005 bovendien niet geselecteerd is als een representatief jaar. Overigens blijkt 2005 een redelijk gemiddeld neerslag jaar te zijn (KNMI).



Figuur 4-3 Berekende afvoeren bij meetpunt MMW0001 (uitlaatgemaal).

### Grondwater

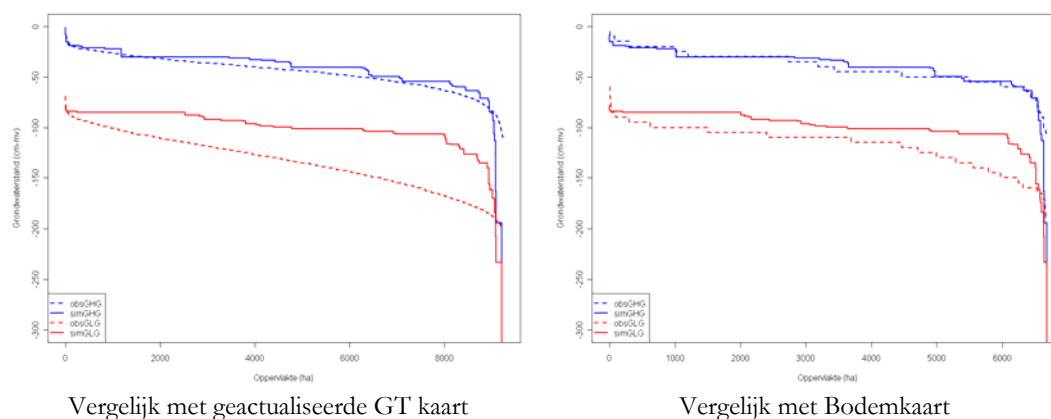
Figuur 4-4 toont een vergelijking tussen de gemodelleerde GLG en GHG op twee manieren; links een vergelijking met de geactualiseerde GT kaart (Van der Gaast et al., 2006); rechts een vergelijking met een detail bodemkartering (Scholten *et al.*, 1990). Deze bodemkartering is alleen beschikbaar voor het westelijke en midden gedeelte van het bemalingsgebied. Uit de figuren blijkt dat de geactualiseerde GT kaart een duidelijk lagere GLG dan de detail-bodemkartering geeft. De geactualiseerde GT kaart is in eerste instantie afgeleid voor de zandgebieden, waarbij er een integrale verdroging is opgelegd (Van der Gaast et al., 2006). De geldigheid voor een kleigebied en polder zoals Quarles van Ufford is daarom onzeker. De detail-bodemkartering is gebaseerd op redelijk recente (1986) meetgegevens van 2273 boringen en is daarmee de beste referentie voor Quarles van Ufford.

Uit de vergelijking met de GLG en GHG van de detail-bodemkartering blijkt dat de GHG goed wordt gemodelleerd maar de GLG nog te ondiep wordt berekend. In



Bijlage 2 zijn de veranderingen in de GLH en GHG over de verschillende stappen weergegeven. Met name in de aanpassing van de kwel (stap 3.3) nemen de GLG en GHG toe. Deze stap kan echter niet los gezien worden van de aanpassing van de drainageweerstand en peilen (stap 3.4). In de veranderingen in de GHG is te zien dat een toename in GHG na verhoging van de kwel weer gecompenseerd wordt door het aanpassen van de drainage en peilen. Met name het toevoegen van buisdrainage op 80 cm is hierop van invloed. De GLG neemt echter nog toe. In deze peil en drainage-stap is de diepere ontwatering afkomstig uit STONE vervangen door een ontwatering bepaald op basis van het verschil tussen maaiveld en peilvak niveau. Dit verschil is in het Quarles van Ufford gebied voor grote delen niet groter dan -1.20m voor het winterpeil en rond de -0.80 m voor het zomerpeil. Bij deze ontwateringsbasis is het niet mogelijk om GLG veel dieper dan 90 cm te simuleren zoals blijkt uit figuur 4-4.

In Bijlage 2 zijn ook de ruimtelijk de verschillen tussen gesimuleerde GLG en GHG en de GLG en GHG van de geactualiseerde GT kaart uitgezet.



Figuur 4-4 De cumulatieve oppervlakteverdeling (ha) van de GHG en GLG (cm-mv)

## 4.2.2 Balansen

In deze paragraaf zullen de balansen kort worden uitgelicht. Eerst zullen de balansen voor stikstof worden toegelicht, voor zowel het oppervlaktewater als ook het landsysteem, vervolgens die voor fosfor. Na de kwaliteit volgen de balansen voor waterkwantiteit. Naast tabellen met de langjarig gemiddelde balans over de gehele rekenperiode van 15 jaar zullen ook de jaarlijkse balansen uitgezet worden in afzonderlijke grafieken. Hierdoor worden ook verschillen tussen jaren en eventuele trends zichtbaar.

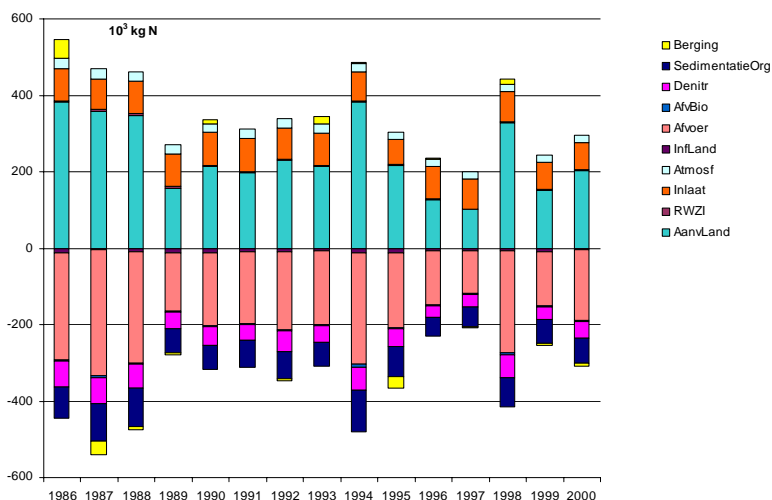
### Kwaliteit

Voor stikstof is de aanvoer via inlaat van water een belangrijke balanspost in het oppervlaktewatersysteem, zoals tabel 4-3 laat zien. Daarnaast is de bijdrage vanuit atmosferische depositie op het oppervlaktewater in Fase3 meegenomen net zoals de RWZI's. Van de totale hoeveelheid stikstof die het bemalingsgebied inkomt, verlaat uiteindelijk 61% het bemalingsgebied weer in opgeloste fractie. Dit levert voor heel het bemalingsgebied een berekende langjarig gemiddelde stikstof retentie op van 39%.

Tabel 4-3 Stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000

IN	10 <sup>3</sup> kg N	UIT	10 <sup>3</sup> kg N
Aanvoer vanuit landsysteem	240.5	Afvoer opgeloste fractie	211.0
Atmosferische depositie	22.2	Afvoer biomassa	3.0
RWZI	2.8	Sedimentatie organisch	73.8
Inlaat	79.9	Infiltratie naar landsysteem	9.0
		Denitrificatie	48.8
Totaal	345.4		345.3
Bergingsverschil			0.2

In figuur 4-5 is de verdeling van de stikstofbalans posten van het oppervlaktewatersysteem per jaar weergegeven. De aanvoer van stikstof uit het landsysteem en de afvoer uit het gebied wisselt sterk tussen natte jaren (1994,1998) en droge jaren (1989, 1997).



Figuur 4-5 Berekende jaarlijkse stikstofbalans voor het oppervlaktewatersysteem, Fase 3

In tabel 4-4 is in de langjarig gemiddelde stikstofbalans van het landsysteem te zien dat denitrificatie en gewasonttrekking de grootste uitgaande balansposten zijn voor stikstof. De afvoer van stikstof richting het oppervlaktewatersysteem is slechts 5% van de hoeveelheid stikstof die er per jaar het systeem in komt.

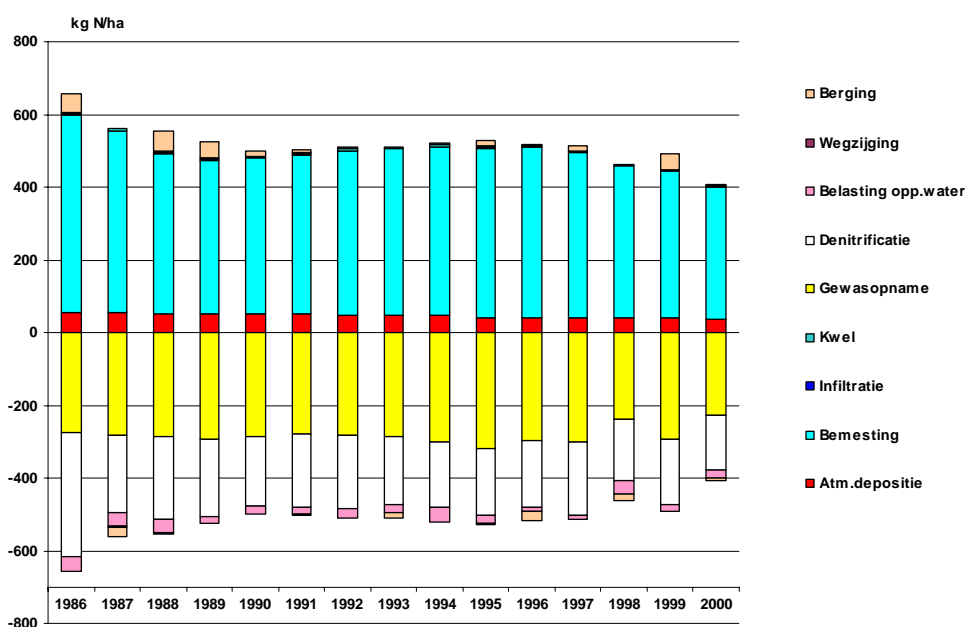
In Bijlage 6 zijn de afzonderlijke balansen voor de verschillende landgebruiktypen weergegeven. In Fase3 is er sprake van een lichte uitlogingssituatie zoals blijkt uit de afname in de berging.

Tabel 4-4 Stikstofbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000

Oppervlakte balansgebied		9613 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Atmosferische depositie	46.2	Oppervlakkige afspoeling	1.0
Bemesting	448.4	Ammoniakvervluchtiging	-*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	1.1	Denitrificatie	201.5
Kwel	5.2	Netto gewasonttrekking	283.5
		Afvoer door ontwatering	25.2
		Afvoer naar dieper grondwater	1.0
Totaal	500.8		511.2
Bergingsverschil			-10.6

\* Ammoniakvervluchtiging is al verrekend met bemesting bij invoer in het landsysteem instrumentarium

In figuur 4-6 is de verdeling van de stikstof balanstermen over de verschillende jaren weergegeven. Na een lichte toename in de bemesting begin jaren 90 lijkt deze na 1996 weer af te nemen.



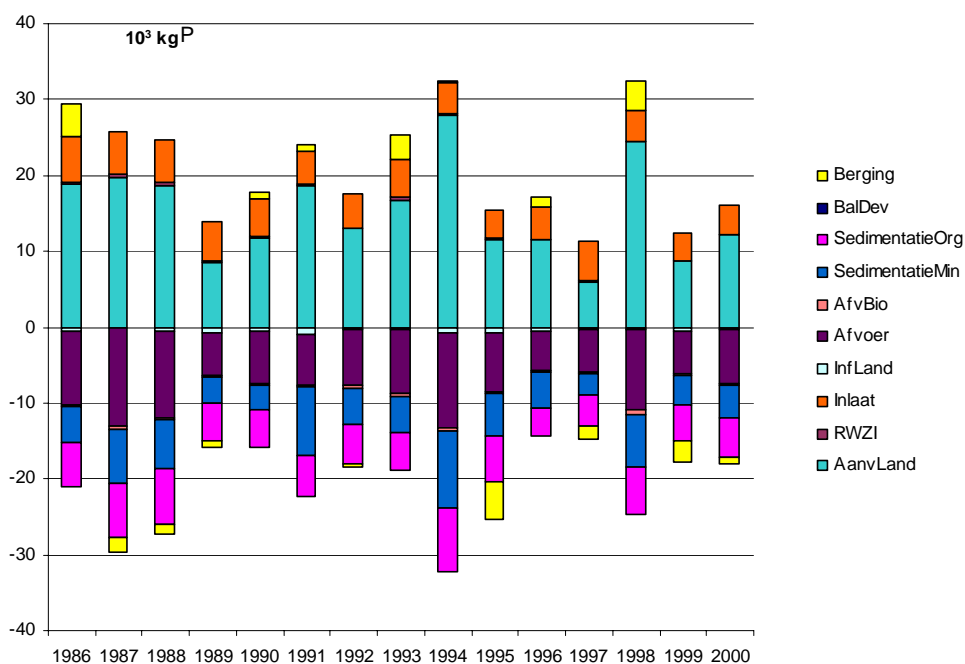
Figuur 4-6 Berekende jaarlijkse stikstofbalans voor het landsysteem, Fase 3

Tabel 4-5 laat zien dat de aanvoer van fosfor vanuit het landsysteem in het oppervlaktewatersysteem een grote balanspost is. Daarnaast draagt ook de inlaat van water 23% bij. In de uitgaande balansposten is te zien dat de sedimentatie van organisch en minerale fractie een groot deel van de aanvoer afvangt. Dit levert samen met de afvoer via biomassa en infiltratie terug in het landsysteem uiteindelijk een retentie op van 59%.

Tabel 4-5 Fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000

IN	10 <sup>3</sup> kg P	UIT	10 <sup>3</sup> kg P
Aanvoer vanuit landsysteem	15.22	Afvoer opgeloste fractie	8.21
RWZI	0.16	Afvoer biomassa	0.30
Inlaat	4.69	Sedimentatie organisch	5.61
		Sedimentatie mineraal	5.45
		Infiltratie naar landsysteem	0.53
Totaal	20.07		20.40
Bergingsverschil			0.33

In figuur 4-7 is de verdeling van de fosfor balanstermen in het oppervlakte-watersysteem over de verschillende jaren weergegeven.



Figuur 4-7 Berekende jaarlijkse fosforbalans voor het oppervlaktewatersysteem, Fase 3

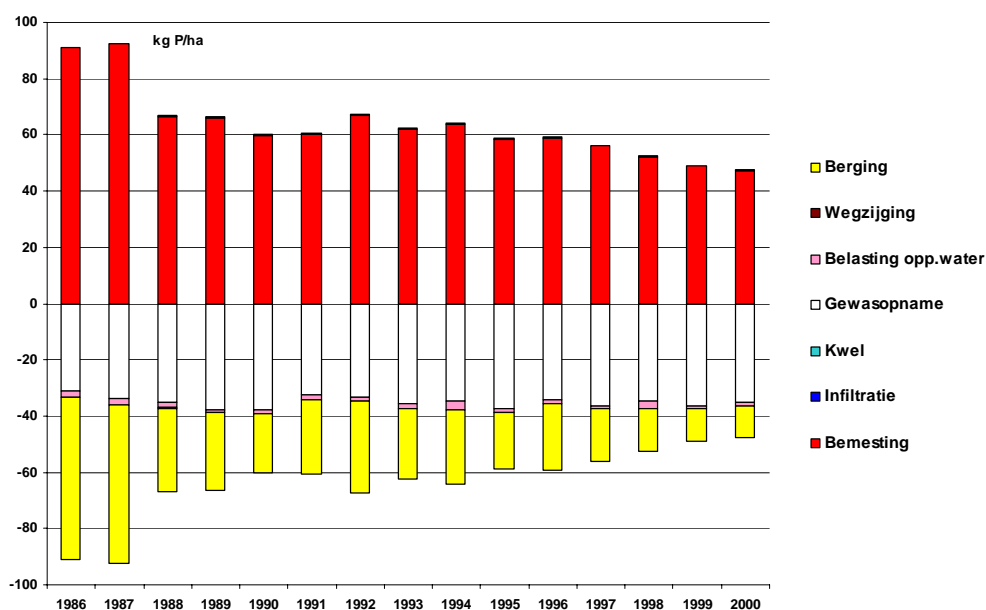
De fosforbalans van het landsysteem (tabel 4-6) laat zien dat slechts een zeer klein deel van de fosfaatbelasting richting oppervlaktewater gaat via oppervlakkige afspoeling en afvoer door ontwatering (1%). Het grootste gedeelte wordt weer opgenomen door het gewas of opgeslagen in de bodem (42% berging).

In Bijlage 6 zijn de afzonderlijke balansen voor de verschillende landgebruiktypen weergegeven.

Tabel 4-6 Fosforbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000

Oppervlakte balansgebied		9613 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UTT	kg.ha <sup>-1</sup>
Bemesting	63.34	Oppervlakkige afspoeling	0.28
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.00	Netto gewasonttrekking	35.10
Kwel	0.31	Afvoer door ontwatering	1.34
		afvoer naar dieper grondwater	0.01
Totaal	63.65		36.73
Fosfaatophoping			26.93

Ook bij fosfor is te zien dat de bemesting in de loop van de tijd afneemt (figuur 4-8).



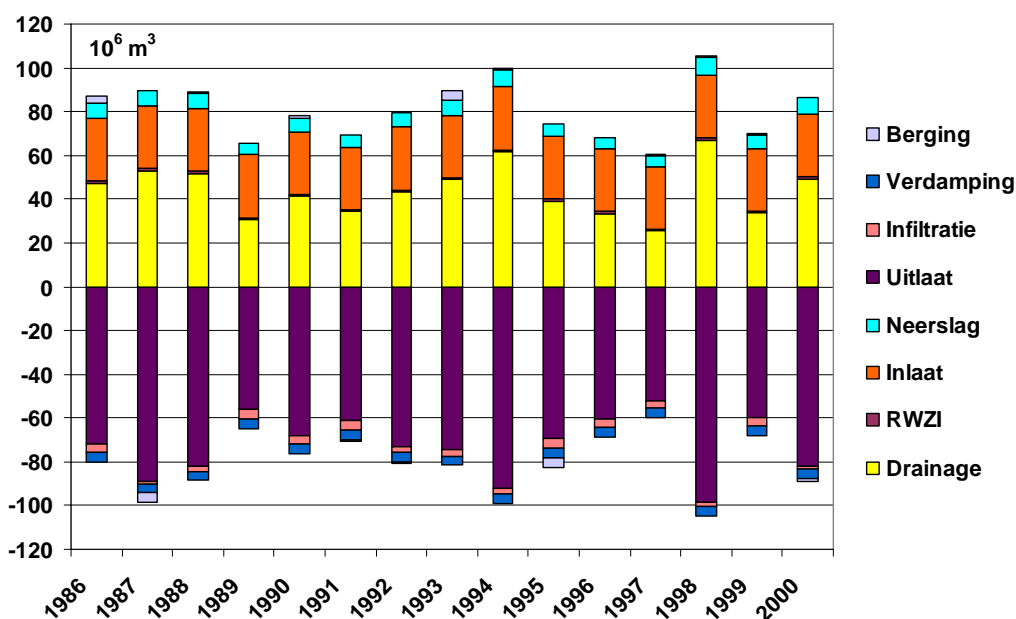
Figuur 4-8 Berekende jaarlijkse fosforbalans voor het landsysteem, Fase 3

#### Kwantiteit

De waterbalans van het oppervlaktewatersysteem berekend in Fase 3 is te zien in tabel 4-7 (in miljoen m<sup>3</sup>jr<sup>-1</sup>). Afgaande op deze balans voor het oppervlaktewatersysteem bestaat 36% van de totale ingaande balansposten uit inlaat water. Drainage uit het landsysteem neemt 55% voor zijn rekening; neerslag en RWZI de overige 9%. Hiermee is de hoeveelheid inlaatwater een bepalende maar tegelijkertijd ook onzekere balanspost. Zoals beschreven in paragraaf 3.6.2.2 is de hoeveelheid inlaatwater opgelegd op basis van door het waterschap gemeten en geschatte inlaathoeveelheden over de periode 2004-2006 en als maandgemiddelde opgelegd. Doordat meetgegevens echter ontbreken over de meetperiode van 1986-2000 is niet goed te beoordelen of hiermee de inlaat en afvoer juist gesimuleerd worden. Deze balans blijft daarom een inschatting.

Tabel 4-7 Berekende waterbalans van het oppervlaktewatersysteem in Fase 3, langjarig gemiddelde 1986-2000

IN (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> jr <sup>-1</sup> )	Fase 3	UIT (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> jr <sup>-1</sup> )	Fase 3
Neerslag	6.6	Verdamping	4.3
Drainage	44.0	Infiltratie	3.2
RWZI	0.9	Uitlaat	72.6
Inlaten	28.6		
Totaal	80.1		80.1
Berging			0.1



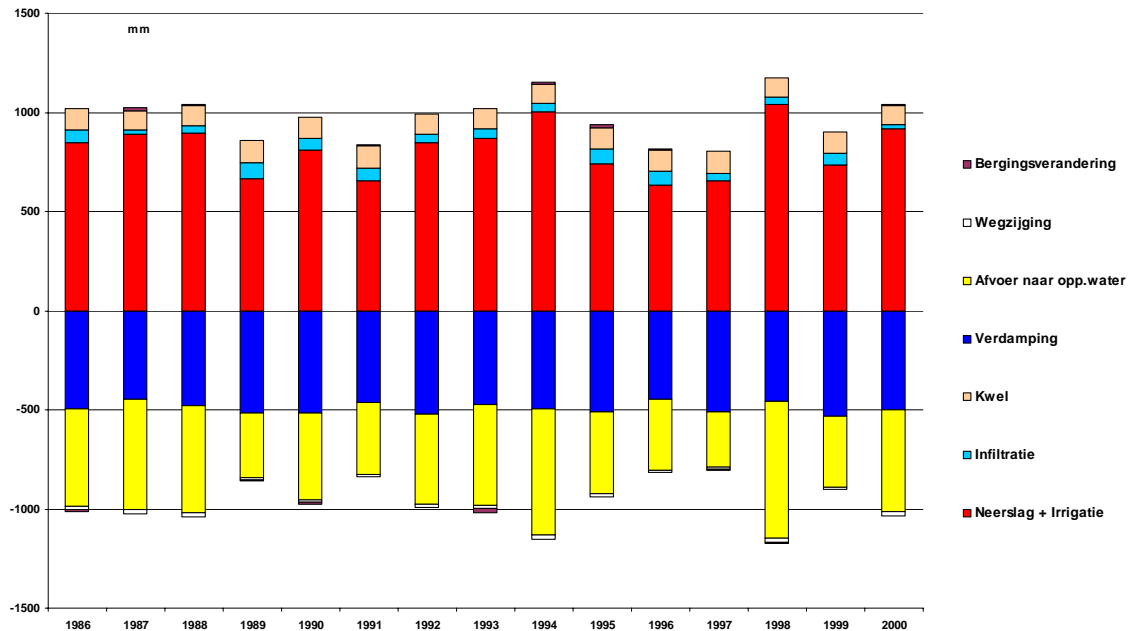
Figuur 4-9 Berekende jaarlijkse waterbalansen van het oppervlaktewatersysteem Fase 3

In tabel 4-8 is het resultaat van fase 3 voor de hydrologie van het landsysteem in tabelvorm weergegeven. Ten opzichte van Harmonisatie Fase2 (Bijlage 1) is de afvoer toegenomen. De afname in de neerslag is gecompenseerd door een afname in verdamping en wegzijging. In combinatie met een toename aan kwel leidt dit tot een hogere afvoer richting het oppervlaktewatersysteem van 105 mm, een toename van bijna 28%. Slechts een klein gedeelte van de afvoer (7%) verlaat het gebied via oppervlakkige afvoer volgens de berekeningen.

Tabel 4-8 Berekende waterbalans van het landsysteem in Fase 3, langjarig gemiddelde 1986-2000

Oppervlakte balansgebied 9613 ha			
IN	mm	UIT	mm
Neerslag	802	Verdamping	491
Berekening	12	Oppervlakkige afspoeling	33
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	51	Drainage	429
Kwel	104	Wegzijging	15
Totaal	968		968
Berging			0

In figuur 4-10 zijn de verschillende balanstermen per jaar uitgebeeld. Hierin is te zien dat een variatie in ingaande balanstermen en dan vooral de neerslag en irrigatie zich vertaalt in een variatie in afvoer naar het oppervlaktewater. Verdamping wordt vrij constant berekend over de jaren.



Figuur 4-10 Berekende jaarlijkse waterbalans voor het landsysteem, Fase 3

### 4.3 Deelgebieden

Het doel van Fase3 is onder andere om te beoordelen of ook deelgebieden correct gemodelleerd kunnen worden door het instrumentarium en of het invoeren van regionale data ook voor kleinere gebieden binnen het stroomgebied een verbetering oplevert ten opzichte van Fase2. In een poldersysteem zoals Quarles van Ufford is het echter lastig om bovenstroomse vanggebieden te bepalen vanwege de vele aan- en afvoer routes. Voor de meetpunten bovenstrooms ontbreken daarom gebiedsbalansen. Wel kan natuurlijk een vergelijking tussen gemeten en berekende concentraties plaatsvinden. Het blijft echter lastig de oorzaken te isoleren van eventuele verschillen tussen gemeten en berekend nutriëntconcentraties.

#### 4.3.1 Toetsing waterafvoeren

Metingen van waterafvoeren ontbreken ook voor de meetpunten in de verschillende deelgebieden. Een analyse van enkel de berekende waterafvoeren zoals in paragraaf 4.2.1 voor het uitstroompunt geeft weinig extra informatie. Indien metingen beschikbaar komen zou het wel interessant zijn om de voorkeur in stromingsrichting te bepalen. In een poldersysteem kan de afwatering vaak via verschillende routes plaatsvinden. Onduidelijk is nu of er, in werkelijkheid, veel of weinig water langs een kwaliteitsmeetpunt stroomt en of hoge concentratie bijvoorbeeld gepaard gaat met

hoge of juist met zeer lage waterafvoer. Dit bemoeilijkt de interpretatie van de waterkwaliteitsmetingen in de deelgebieden.

### 4.3.2 Toetsing nutriëntenconcentraties

In figuur 4-11 en figuur 4-12 zijn de stikstof- en fosforconcentraties voor de verschillende meetpunten uitgezet die ook in Fase2 zijn geanalyseerd. Naast de meetpunten MMW0002, MMW0006, MMW0007 is ook meetpunt PMW0132, een meetpunt in een kleinere watergang, meegenomen ook al zijn het aantal metingen beperkt. In fase2 is deze nog niet geanalyseerd omdat deze watergangen nog niet in het modelinstrumentarium waren geschematiseerd. Doordat in Fase3 de diffuse detailontwatering is toegevoegd kan nu wel een vergelijk gemaakt worden. In Bijlage 4 zijn de N-totaal en P-totaal concentraties voor alle meetpunten weergegeven.

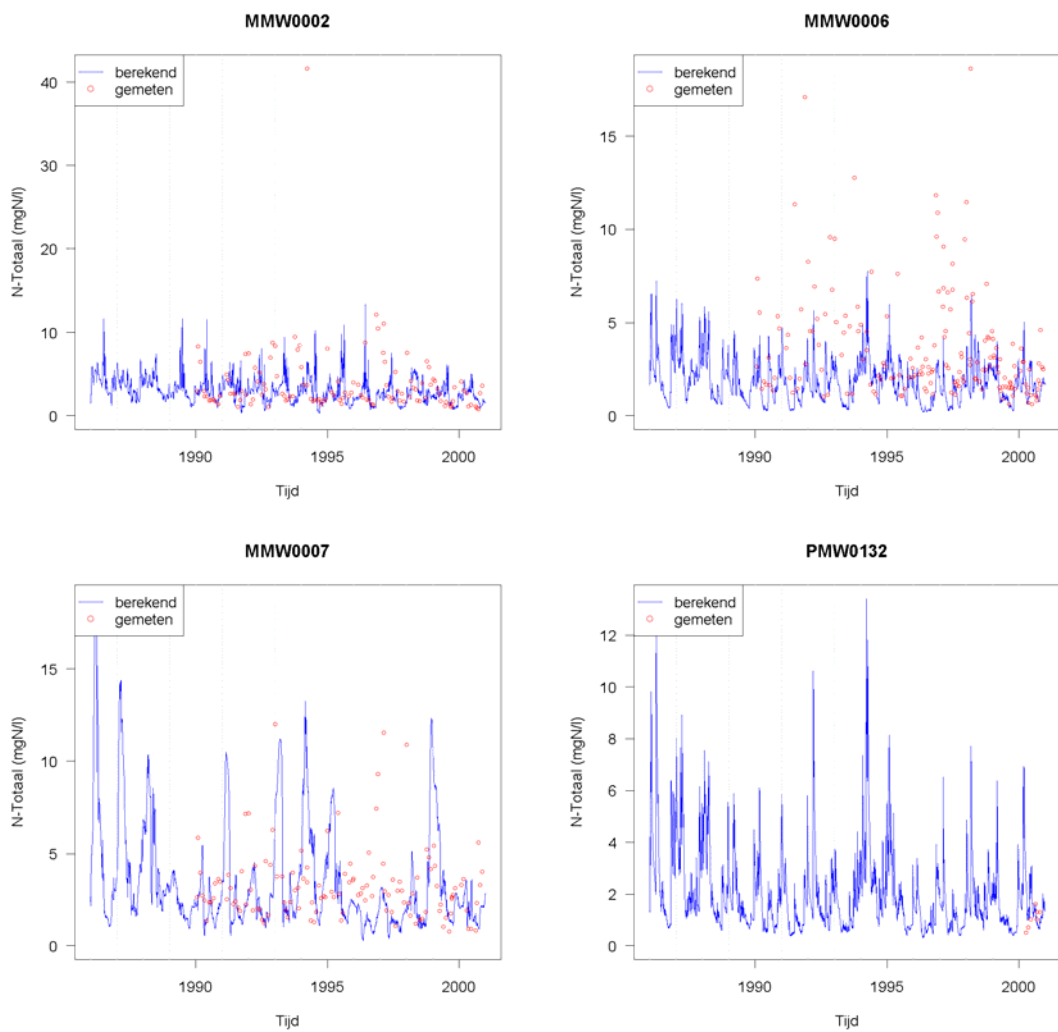
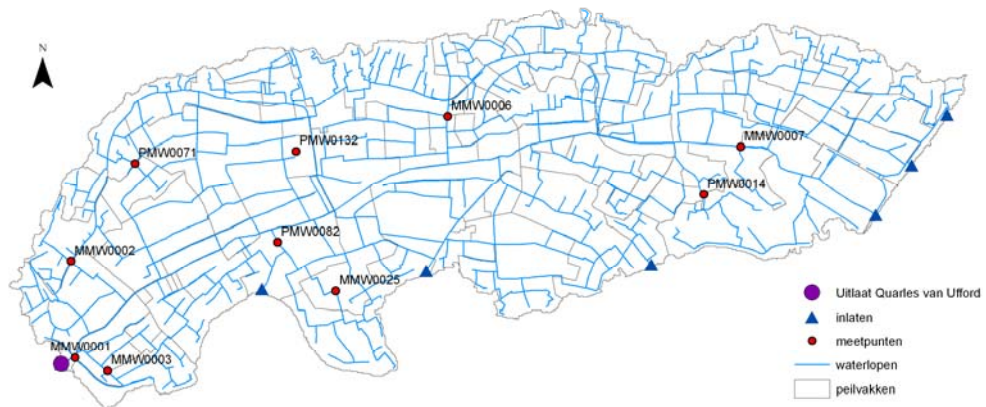
In tabel 4-3 staan ook de gemeten en berekende minimum, gemiddelde en maximum concentraties voor stikstof en fosfor voor een zevental meetpunten binnen het bemalingsgebied. Dezelfde algemene conclusies zoals voor het uitstroompunt gelden ook voor deze meetpunten;

- Over het algemeen lagere berekende N en P concentraties;
- simulatie van minimumconcentraties is goed als gevolg van het verbeteren van de inlaathoeveelheden en –concentraties;
- pieken met name voor N te laag al verschilt de mate van onderschatting per meetpunt.

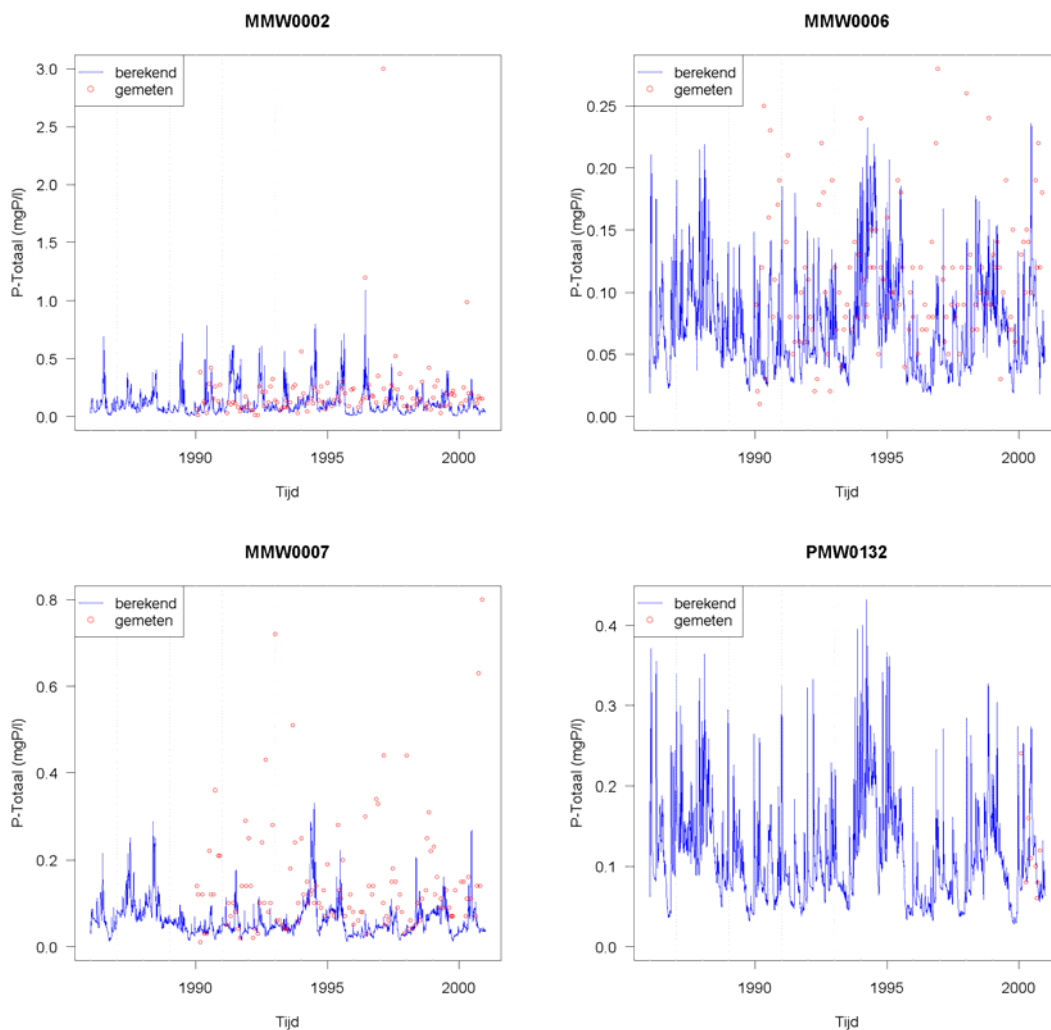
*Tabel 4-9 Karakteristieken van gemeten en berekende N- en P-totaal concentraties voor eind Fase 3 (mg/l) bij 7 meetpunten binnen Quarles van Ufford (berekende statistieken gebaseerd op gegevens voor die dagen waarvoor ook gemeten waarden beschikbaar zijn)*

		Stikstof		Fosfor	
		Gemeten	Fase 3	Gemeten	Fase 3
MMW0002	Min	0.8	0.4	0.01	0.01
	Gem	3.8	3.0	0.2	0.13
	Max	41.6	9.4	3.0	0.59
MMW0003	Min	2.0	1.4	0.02	0.04
	Gem	4.6	3.3	0.15	0.14
	Max	12.9	5.2	0.45	0.26
MMW0006	Min	0.6	0.2	0.01	0.02
	Gem	3.6	1.6	0.11	0.08
	Max	18.6	5.1	0.28	0.2
MMW0007	Min	0.7	0.4	0.01	0.02
	Gem	3.3	3.0	0.14	0.06
	Max	12.0	11.8	0.8	0.3
MMW0025	Min	1.6	1.2	0.02	0.04
	Gem	5.3	3.9	0.43	0.18
	Max	31.7	9.7	1.1	0.59
PMW0014	Min	0.9	0.4	0.02	0.02
	Gem	4.7	1.9	0.28	0.07
	Max	14.8	5.2	1.4	0.2
PMW0071	Min	0.9	0.6	0.02	0.04
	Gem	1.9	1.6	0.08	0.06
	Max	3.6	3.0	0.18	0.11





Figuur 4-11 Totaal stikstof concentraties voor diverse meetpunten in het oppervlaktewater in het Quarles van Ufford gebied

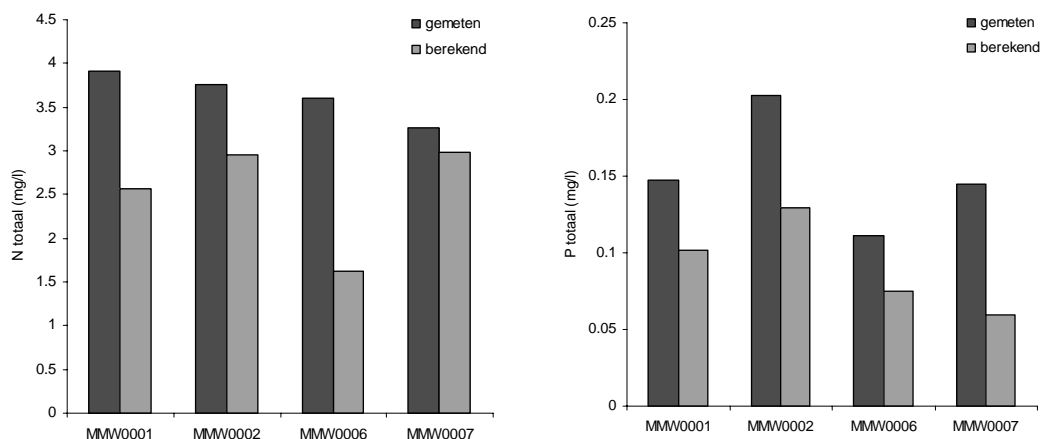


Figuur 4-12 totaal fosfor concentraties voor diverse meetpunten in het oppervlaktewater in het Quarles van Ufford gebied

Opvallend is de relatief grootte onderschatting van de berekende stikstofconcentraties in MMW0006 (figuur 4-11 en figuur 4-13). Mogelijk speelt een rol dat een deel van het bovenstroomse gebied van dit meetpunt bestaat uit bebouwd gebied. In Fase3 is de uitspoeling van het onverharde deel hiervan als de uitspoeling van een onbemest grasland plot toegekend. Mogelijk levert dit te lage concentraties op. Ook zijn overstorten niet meegenomen in Fase3. Meetpunt MMW0006 wordt echter ook beïnvloedt door landbouwgebied wat het moeilijk maakt aan de hand van dit meetpunt uitspraken te doen over de modellering van bebouwd gebied. In de meetcampagne zijn daarom twee meetpunten toegevoegd die dicht bij stedelijk gebied liggen (Siderius *et al.*, 2007). Informatie over deze meetpunten kan de modellering verbeteren en inzicht geven in de oorzaken van de lage berekende concentraties in meetpunt MMW0006.

In figuur 4-13 zijn de langjarig gemiddelde gemeten en berekende concentraties uitgezet. Deze bevestigen het beeld van een nog te laag berekende concentratie van

zowel N als P. Zoals ook geobserveerd in Fase2 blijft het opvallend dat de gemeten stikstofconcentraties in het uitstroompunt het hoogst zijn van deze vier meetpunten. (al zijn er meetpunten met name in het zuidwesten van het gebied met hogere concentraties; tabel 4-9). Ook na het meenemen van RWZI's en stedelijk gebied en een verbetering van de inlaatwater concentraties is dit niet terug te zien in de berekende concentraties in Fase3.



*Figuur 4-13 langjarig gemiddelde totaal stikstof en fosfor concentraties voor diverse meetpunten in het oppervlaktewater in het Quarles van Ufford gebied (berekende gemiddelde gebaseerd op gegevens voor die dagen waarvoor ook gemeten waarden beschikbaar zijn).*

Ook in hoofdstuk 6 komen de deelgebieden nog aan bod waarbij Fase3 met Fase2 vergeleken wordt.

## 5 Discussie

De modelberekeningen van Fase 3 zijn, zoals beschreven in Hoofdstuk 3, in deelstappen uitgevoerd. Hierbij is in iedere deelstap gebiedsspecifieke data geïntroduceerd. Door deze werkwijze kunnen de belangrijkste (i.e. de meest bepalende) datasets worden geïdentificeerd en kan ook worden beoordeeld welke gebiedsspecifieke gegevens in het vervolg nauwkeuriger dienen te worden gekwantificeerd.

Daarnaast kunnen uitspraken worden gedaan over meest kritische modelcomponenten en -parameters die de processen in het land- en watersysteem simuleren. Op basis van deze verkregen informatie kunnen aanbevelingen worden gedaan voor vervolgfases.

In dit hoofdstuk worden de gebiedsspecifieke data en de gebiedsspecifieke modelprocessen apart behandeld (respectievelijk in Paragraaf 5.1 en Paragraaf 5.2). Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen het land- en oppervlaktewatersysteem. In een aantal stappen worden de bepalende onzekerheden en processen in het oppervlaktewatersysteem behandeld en wordt gekeken in hoeverre deze een verklaring kunnen geven voor verschillen tussen gemeten en berekende afvoeren en concentraties. Vervolgens wordt geanalyseerd in hoeverre de resterende onzekerheid kan worden verklaard door een nog onvolledige modellering van, of ontoereikende kennis over, processen in het landsysteem. Dit zal uiteindelijk leiden tot conclusies en aanbevelingen voor vervolg onderzoek (hoofdstuk 7 en 8).

### 5.1 Regionale data

#### 5.1.1 Oppervlaktewatersysteem

##### *Inlaten en de waterbalans*

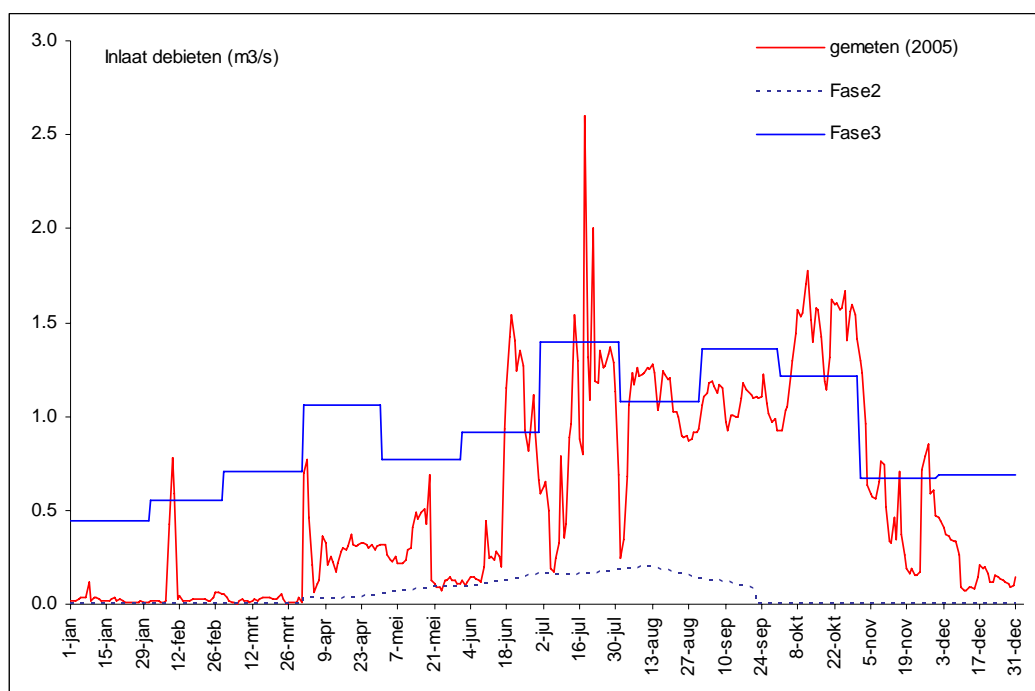
De waterbalans toont dat 36% van de totale ingaande balansposten inlaatwater is. Drainage uit het landsysteem neemt 55% voor zijn rekening; neerslag en RWZI de overige 9%. Hiermee is de hoeveelheid inlaatwater een bepalende maar tegelijkertijd ook onzekere balanspost. De methodiek uit Fase 2, om de inlaat af te leiden op basis van het vochttekort in de bodem, blijkt niet te voldoen. Water wordt ook ingelaten voor doorspoelen, vorstbestrijding of vanwege de vrije afwatering via Quarles van Ufford vanuit de Bloemerspolder. Zoals beschreven in paragraaf 3.6.2.2 is de hoeveelheid inlaatwater in Fase3 daarom berekend op basis van gemeten inlaten over de periode 2004-2006 en als maandgemiddelden opgelegd<sup>7</sup>. Doordat meetgegevens

---

<sup>7</sup> Er is geanalyseerd of er wellicht een relatie tussen inlaat en neerslag in verschillende jaren (2004-2006) en maanden af te leiden is, met de Rijkse Sluis als test case. Jaartotaal neerslag verschilt slechts 49 mm over 2004-2006 (839mm, 790mm, 811mm) en een correlatie aan jaarinlaat ontbreekt. Ook de correlatie tussen maandinlaat en maandneerslag voor Rijkse Sluis is zwak.. Wellicht dat er voor de inlaat vanuit de Bloemerspolder wel een relatie is, omdat dit een door afvoer bepaalde inlaat is. Voor een goede bepaling is een langere tijdreeks echter noodzakelijk.

echter ontbreken over de meetperiode van 1986-2000 is niet goed te beoordelen of hiermee de inlaat en afvoer juist gesimuleerd wordt. De waterbalans blijft daarom een inschatting en daarmee ook de stofbalans.

In figuur 5-1 is te zien dat de opgelegde inlaathoeveelheid sterk is toegenomen in Fase3. Tegelijkertijd valt ook op dat deze in de winter en het voorjaar veel hoger is dan de meetgegevens over 2005. Hieruit blijkt dat een maandgemiddelde inlaathoeveelheid gebaseerd op meetgegevens van drie jaar<sup>8</sup> sterk af kan wijken van de werkelijk ingelaten waterhoeveelheid. Het verschil van ongeveer  $0.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  over de eerste zes maanden van het jaar komt overeen met een jaargemiddelde overschatting van  $0.25 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Dit is bijna 10% van de totaal uitgemalen hoeveelheid water en in de zelfde orde grootte als de overschatting van langjarige afvoer ten opzichte van de metingen van 2005 (tabel 4-2). Een juiste inschatting van hoeveelheid inlaatwater is daarom essentieel. Het gebruik van meer dan 3 jaar aan gegevens kan afwijkingen door extremen in specifieke jaren of fouten in meetgegevens beter uitmiddelen. Wel speelt in het geval van Quarles van Ufford dan echter mee dat gegevens uit de validatie periode gebruikt moeten worden, omdat historische data is verdwenen. Weliswaar wordt er niet getoetst op inlaatvolumes toch zal dit de validatie beïnvloeden omdat de inlaat een groot deel van de afvoer bepaalt.



Figuur 5-1 inlaten gemeten voor 2005, opgelegd in Fase2 (op basis van vraag vanuit SWAP daggemiddeld voor de periode 1986-2000) en opgelegd zoals in Fase3 (maandgemiddelden op basis van metingen over de periode 2004-2006). Totalen voor alle inlaten samen.

<sup>8</sup> 2004-2006, dus 2005 maakt zelf deel uit van de gegevens waarop de Fase3 berekeningen zijn gebaseerd

*Inlaten, diffuse detailontwatering en een onderschatting van de afvoerpieken*

In paragraaf 4.2.1 wordt geconcludeerd dat de afvoerpieken mogelijk worden onderschat door het modelinstrumentarium. In tabel 5-1 zijn de statistieken voor de gemeten waarden uit het jaar 2005 uitgezet naast de berekende waarden voor de periode 1986-2000 voor de verschillende stappen<sup>9</sup> in het oppervlaktewatersysteem.

Tabel 5-1 afvoerstatistieken over de periode 1986-2000 voor het uitlaatgemaal Quarles van Ufford (in  $m^3s^{-1}$ )

	<i>min</i>	<i>1ste. kwartiel</i>	<i>mediaan</i>	<i>gemiddelde</i>	<i>3e. kwartiel</i>	<i>max</i>
afvoer gemeten (2005)	0.12	1.04	1.43	1.95	2.07	23.8
3.12 referentieSWAP	0.00	0.09	0.74	1.37	1.64	18.12
3.13 correctielegger	0.00	0.09	0.74	1.37	1.64	17.18
3.14 inlaten	0.15	1.07	1.56	2.19	2.46	18.41
3.15 stedelijk	0.14	1.04	1.55	2.25	2.52	19.24
3.16 puntbronnenRWZI	0.15	1.05	1.58	2.27	2.55	21.40
3.17 diffuse detailontwatering	0.00	1.05	1.64	2.22	2.98	14.12
3.18 neerslagverdamping	0.00	1.00	1.65	2.30	3.12	15.04

Wat betreft de minimale afvoeren en gemiddelde afvoeren veroorzaakt de regionalisatie van inlaten (stap 3.14) de grootste verandering. Minimum, 1<sup>ste</sup> kwartiel waarde, mediaan en gemiddelde komen beter overeen met de statistieken van 2005<sup>10</sup>

Piekafvoeren (*max.* in tabel 5-1) worden door de regionalisatie van inlaatvolumes (stap 3.14) minder beïnvloedt en lijken nog steeds aan de lage kant. Deze onderschatting kan een gevolg zijn van de manier waarop inlaten zijn afgeleid van de meetgegevens. De inlaathoeveelheden zijn opgelegd als maandgemiddelden op basis van metingen uit 2004-2006 zoals hiervoor vermeld. Hierdoor worden pieken in afvoer uitgemiddeld. Dit fenomeen is des te meer van belang bij de inlaat afkomstig uit de naastgelegen Bloemerspolder. Inlaatpieken als gevolg van grote neerslag zullen in werkelijkheid op vrijwel hetzelfde moment via Quarles van Ufford afgevoerd worden als het drainage water afkomstig van diezelfde neerslag in Quarles van Ufford zelf. Dit kan leiden tot extra hoge afvoerpieken in Quarles van Ufford. Omdat in het modelinstrumentarium inlaatpieken echter zijn uitgemiddeld vallen ze niet meer samen met drainage pieken uit het landsysteem model.

Daarnaast heeft de toevoeging van diffuse detailontwatering (stap 3.17) een groot effect met name op de minimum en maximum afvoer. De extra berging dempt afvoerpieken met meer dan 30% ten opzichte van de vorige stap (tabel 5-1). Het brengt ook de maximum afvoer die omhoog was gegaan door toevoeging van inlaten, belasting uit stedelijk gebied en RWZI's weer omlaag naar 0.

<sup>9</sup> De verschillende stappen volgen elkaar op. In elke stap zitten daarmee ook de effecten van alle voorgaande stappen verrekend.

<sup>10</sup> Omdat meetgegevens ontbreken voor de rekenperiode van 1986-2000 kunnen alleen de berekende waarden gegeven worden. Om toch een vergelijking te kunnen maken zijn de statistieken voor de gemeten waarden uit het jaar 2005 uitgezet naast de berekende waarden voor de periode 1986-2000. Deze waarden geven slechts een indicatie aangezien de data van 2005 enkel de condities in één jaar weergeven en 2005 bovendien niet geselecteerd is als een representatief jaar.

Tenslotte zou de overstort vanuit het stedelijk gebied, niet meegenomen in de huidige modellering, een bijdrage aan piekafvoeren kunnen leveren. Gezien de relatief geringe grootte van het verharde gebied waarvan neerslag via een overstort tot afstroming kan komen (+/- 750 ha) in verhouding tot de huidige onderschatting van de piekafvoeren (minimaal 10 m<sup>3</sup>/s) is het echter onwaarschijnlijk dat dit een hoofdoorzaak is.

Naast bovenstaande oorzaken in het oppervlaktewatersysteem voor een gebrek aan hoge afvoerpieken is het ook mogelijk dat de dynamiek in het landsysteem, ondanks de overgang naar dagberekeningen, nog onvoldoende is. In de volgende paragraaf (5.1.2) zal hier verder op ingegaan worden.

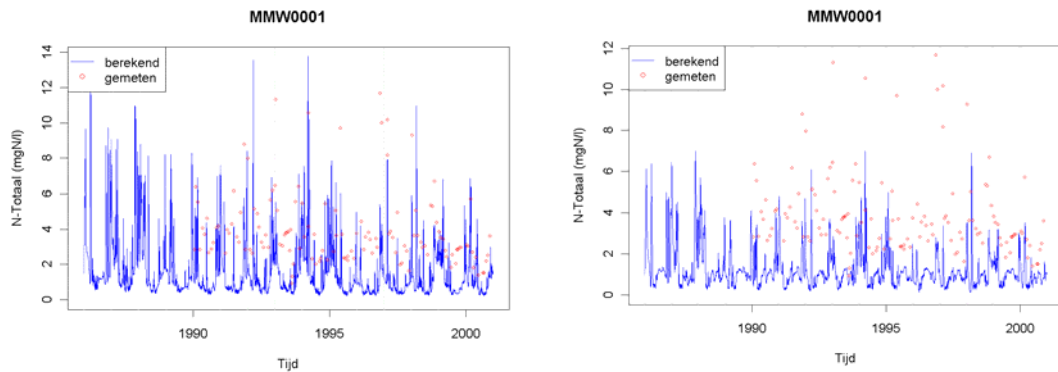
#### *Inlaatconcentraties*

Net zoals de hoeveelheid inlaatwater lastig te modelleren is door gebrek aan data is het ook lastig concentraties juist toe te kennen aan dit inlaatwater. Ook hier kon voor de inlaat vanuit de Bloemerspolder slechts gebruik worden gemaakt van een beperkte meetreeks van 2003 en zijn deze concentraties als maandgemiddelden opgelegd. Variatie binnen deze maanden, verschillen tussen jaren en lange termijn trends zijn hiermee dus niet toegekend aan deze belangrijke balanspost. Dit geeft een gedeeltelijke verklaring voor het gebrek aan dynamiek in de berekende concentraties, met name bij het uitstroompunt.

Voor de inlaatpunten aan de zuidkant van Quarles van Ufford gelden deze beperkingen niet. Hier zijn gemeten concentraties in de Maas opgelegd. Opvallend is, dat een piek in de opgelegde inlaatconcentraties ook duidelijk terug te zien is in de berekende concentraties bij het uitstroompunt (paragraaf 4.2.1). Dit geeft aan dat de buffering/menging tussen inlaat en uitstroompunt, volgens het modelinstrumentarium, gering is. Overigens is deze piek niet terug te zien in de metingen van de concentraties bij het uitstroompunt. Of dit komt omdat er die dag geen water binnen werd gelaten, de meting niet juist is of er in werkelijkheid meer buffering van piekconcentraties optreedt, is lastig te zeggen. Op basis van de gegevens die op dit moment verzameld worden bij meetpunten in de buurt van een aantal inlaten zou het gebruik van meetgegevens uit de Maas verder getoetst kunnen worden voor de recente periode. Ook een simulatie met tracers zou meer inzicht kunnen geven in routes en verblijftijden van inlaatwater en de gevolgen voor de concentratie.

#### *Diffuse detailontwatering en retentie*

In de stap waarin de diffuse detailontwatering werd toegevoegd gaan niet alleen de afvoerpieken omlaag maar ook de concentratiepieken. Bovendien neemt ook de gemiddelde concentratie af (figuur 5-2).



Figuur 5-2 stikstofconcentraties bij het uitstroompunt zonder diffuse detailontwatering (links) en met diffuse detailontwatering (rechts).

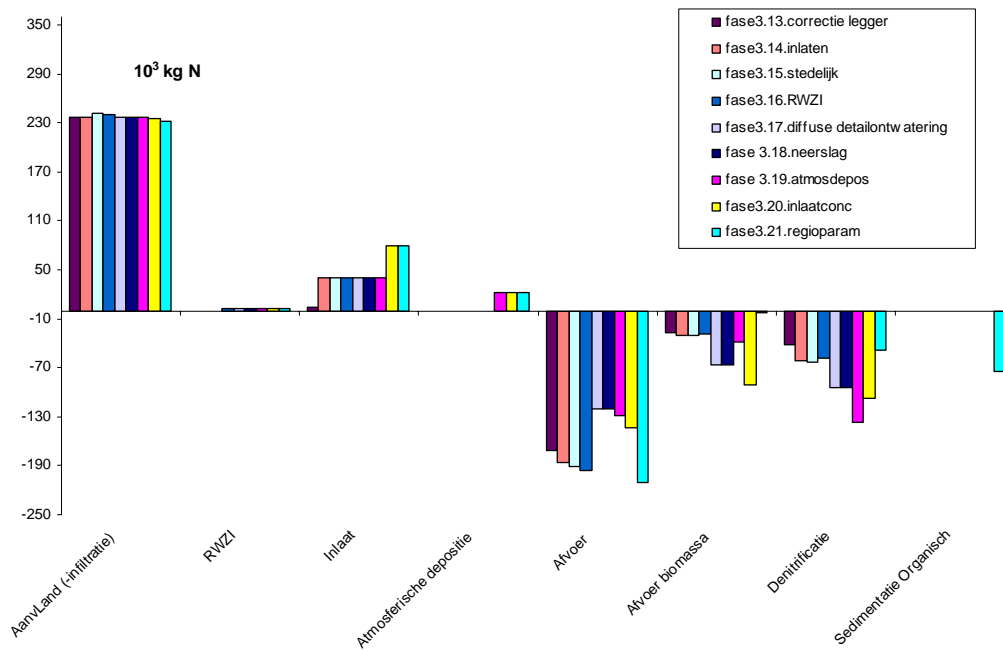
Dit komt door de toegenomen berging van het systeem wat een grotere retentie in het oppervlaktewater tot gevolg heeft. Tabel 5-2 geeft de retentie voor en na de toevoeging van diffuse detailontwatering. Hier is te zien dat de retentie sterk toeneemt door deze stap, maar ook dat de uiteindelijke retentie, nadat ook inlaatconcentraties, atmosferische depositie en met name regionale parameterisering van het oppervlaktewatermodel zijn doorgevoerd, op niet onrealistische waarden van 39% voor N en 59% voor P uitkomt. De Klein (2008) geeft voor N retentie factors van 0.5 (+- 0.1) voor kleine sloten tot 3m en 0.6 (+- 0.1) voor grotere waterlopen. Voor P zijn deze waarden 0.3 (+-0.05) en 0.5 (+-0.1). Opvallend is dat de P retentie sterker toeneemt dan de N retentie na het toevoegen van de diffuse detailontwatering.

Tabel 5-2 Berekende retentie in het oppervlaktewater bij drie stappen van modelverfijning

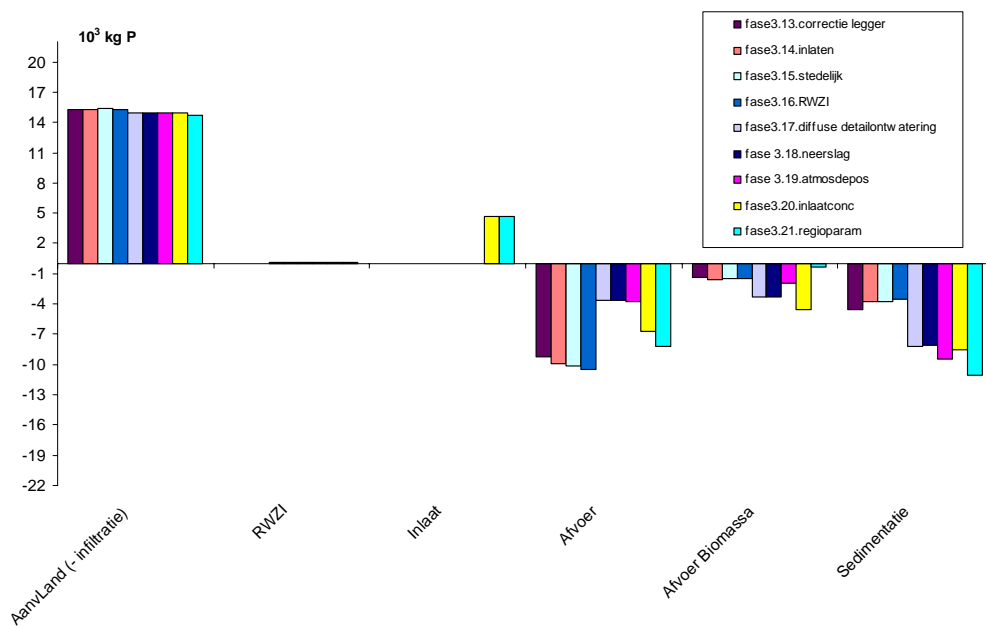
	N retentie	P retentie
Stap 3.16 zonder diffuse detailontwatering	30%	31%
Stap 3.17 met diffuse detailontwatering	56%	74%
Stap 3.21 eindstap (met diffuse detailontwatering)	39%	59%

De combinatie met effecten van overige stappen (met name de onzekerheid over het effect van inlaten en regionale parameterisering) maakt het lastig om te beoordelen of de diffuse detailontwatering goed genoeg is doorgevoerd (figuur 5-3 en figuur 5-4). De diffuse detailontwatering is nu per sectie als een trapeziumvormige bak, zonder verhang en met standaard afmetingen, geschematiseerd. Het lijkt er op dat pieken, zowel in afvoeren als in concentraties, te veel worden gebufferd, maar dat de totale retentie niet veel lager zou moeten zijn, zeker niet voor stikstof.





Figuur 5-3 veranderingen in de stikstofbalans over de verschillende verfijningstappen in het oppervlaktewater



Figuur 5-4 veranderingen in de fosforbalans over de verschillende verfijningstappen in het oppervlaktewater

### Samenvattend

De meeste verfijningstappen in het oppervlaktewater hebben slechts beperkte invloed op de rekenresultaten. Bepalende stappen zijn de inlaten, diffuse detailontwatering en de parameterisering van het oppervlaktewater model. Deze laatste

stap zal in paragraaf 5.3 door middel van een bandbreedte analyse nog verder worden toegelicht.

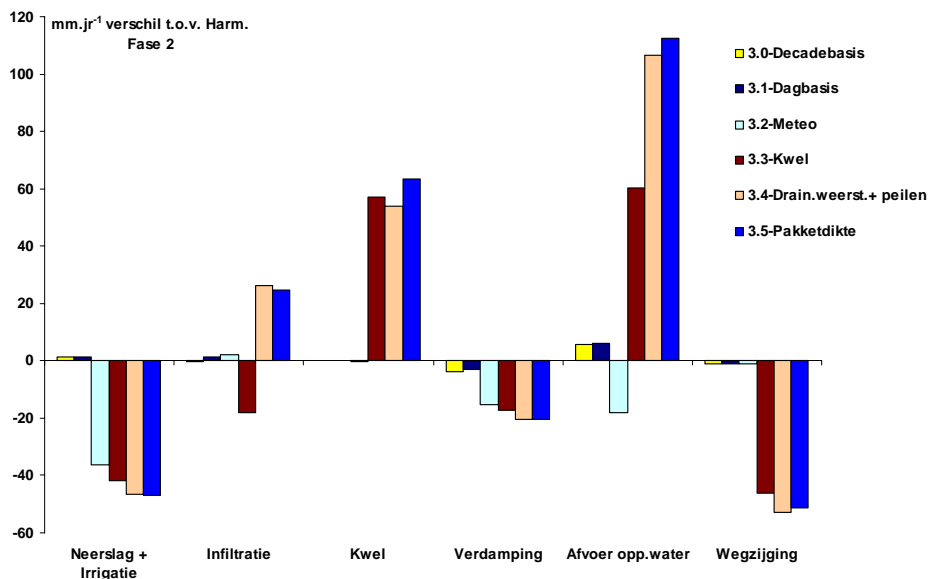
Uit de resultaten blijkt dat concentraties nog te laag worden gemodelleerd voor zowel N als P en met te weinig dynamiek. De vraag is of dit een gevolg is van onvolledigheden in de oppervlaktewaterdata, -schematisering en -modellering of dat de oorzaak vooral in het landsysteem gezocht moet worden. In een polder zoals Quarles van Ufford is het moeilijk om de berekening van het landsysteem te controleren aan de hand van metingen in het oppervlaktewater. In Quarles van Ufford zijn, voor de historische periode, geen meetpunten beschikbaar die representatief zijn voor een typisch landbouw of natuurgebied zonder externe wateraanvoer. Het grootste gedeelte van het gebied staat onder invloed van peilbeheer en wordt beïnvloedt door water bovenstrooms en water van buiten het gebied door inlaat vanuit de Maas of Bloemerspolder.

Toch lijkt het gebrek aan dynamiek voor een deel verklaard te kunnen worden door de huidige parameterisering van het oppervlaktewater, met name de inlaten, en de diffuse detailontwatering. De oorzaak van de te lage gemiddelde concentratie, met name van stikstof lijkt echter met name ook in de modellering van het landsysteem te liggen. Het drainagewater heeft slechts een gemiddelde berekende concentratie van 5 mg N/l nadat alle regionalisatiestappen in het landsysteem zijn doorgevoerd. Deze lage concentratie gecombineerd met inlaatwater met een concentratie van rond de 4 mg N/l en een realistische retentie van minimaal 30% kan nooit leiden tot de bij het uitstroompunt gemeten stikstof concentratie van 3.9 mg N/l. In de volgende paragraaf worden de resultaten van het landsysteem verder geanalyseerd.

## 5.1.2 Landsysteem

### *GLG, infiltratie en krimpscheuren*

In figuur 5-5 zijn de absolute verschillen in de waterafvoer vanuit het landsysteem met Harmonisatie Fase 2 weergegeven. De grootste effecten op de afvoer hebben de aanpassing van kwel en vervolgens de combinatie van de aanpassing van peilen en drainageweerstand, waarbij de Fase2 (STONE) peilen en drainageweerstand vervangen worden door lokaal afgeleide data (stap 3.3 en 3.4). Deze moeten in samenhang worden geanalyseerd omdat de aanpassingen elkaar sterk beïnvloeden. Het gecombineerde effect van beide stappen is dat de waterafvoer naar het oppervlaktewater sterk toeneemt.



Figuur 5-5 Absolute verschillen in waterbalansposten van Fasen 3.0 tot en met Fase 3.5 ten opzichte van Harmonisatie Fase 2

In paragraaf 4.2.1 is een afwijking tussen berekende en gemeten GLG geconstateerd in deze belangrijke stap. De GLG wordt ondieper gesimuleerd dan gemeten en met name de opgelegde ontwatering in de zomer lijkt te ondiep. De bepaling van deze ontwateringbasis is gebaseerd op meetgegevens van de maaiveldhoogte en de kaart met zomer en winter streefpeilen. Dit levert voor de zomersituatie in een deel van het gebied streefpeilen op rond de -70 tot -80 cm, net boven het niveau van de buisdrainage, waardoor deze onder water komen staan. Met de zeer lage infiltratieweerstand van deze buisdrainage en een ongelimiteerde wateraanvoer zal het modelinstrumentarium de grondwaterstanden daarmee altijd rond het streefpeil kunnen handhaven. In werkelijkheid zal geen infiltratie via de drainagebuizen plaatsvinden omdat standaard buisdrainage in ieder geval boven het streefpeil wordt aangelegd. In periodes met hoge verdamping en weinig neerslag kan het dan voorkomen dat grondwaterstanden onder het streefpeil uitzakken.

Daarnaast zijn de infiltratieweerstanden nu gelijk aan de drainageweerstanden terwijl deze in werkelijkheid waarschijnlijk hoger zijn dan de drainageweerstanden. Een hogere infiltratieweerstand in combinatie met het ontbreken van infiltratie via de drainagebuizen zal ook een lagere GLG opleveren. Verder zal de aanname dat zomer en winterpeil gehandhaafd kunnen worden niet overal en altijd geldig zijn, waardoor ontwateringpeilen in werkelijkheid dieper kunnen liggen.

Een aanpassing van de methode door in ieder geval het streefpeil dieper dan het buisdrainage niveau te schematiseren zal een verbetering in de berekening van de GLG opleveren. Daarnaast zouden ook de infiltratieweerstanden verhoogd kunnen worden waarbij deze, als een vuistregel, in ieder geval 2x de drainageweerstand zijn. De precieze waarde is echter niet te bepalen. Onduidelijk blijft echter waarom de huidige methode van maaiveld minus streefpeil niet voldoet en waterpeilen boven het (nog vrij ondiepe; -80cm) buisdrainageniveau oplevert. Aangezien maaiveldhoogte

met een redelijke betrouwbaarheid wordt gemeten (AHN, ministerie van Rijkswaterstaat) is de vraag in hoeverre het streefpeil nauwkeurig genoeg ingesteld is en of dit ook gehandhaafd kan worden.

Het is daarnaast ook mogelijk dat het ontbreken van specifieke processen in het landsysteem modelinstrumentarium ervoor zorgt dat de GLG wordt overschat. Mogelijk zullen in werkelijkheid grondwaterstanden ook bij ondiepe ontwatering dieper verder weg kunnen zakken dan nu wordt gemodelleerd. Krimpscheuren in (zware) klei zijn een bekend fenomeen. In de DOVE-klei studie (Van der Salm *et al.*, 2006), een veldproef op twee velden op zware klei in de buurt van Waardenburg, is door metingen aangetoond dat de aanwezige drains alleen water afvoeren door de aanwezigheid van krimpscheuren. Via snelle drainage door krimpscheuren kan waterafvoer in de droge periode worden bevorderd en daarmee de GLG beïnvloeden. Naast een effect op GHG en GLG spelen macroporiën ook bij stoftransport een belangrijke rol. Krimpscheuren zijn niet in de Fase3 versie van het modelinstrumentarium geïmplementeerd.

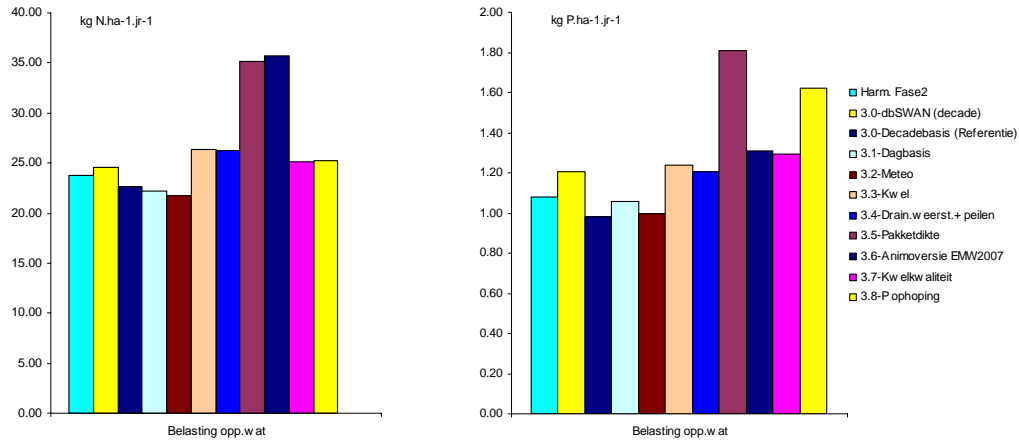
#### *Afvoerpieken en krimpscheuren*

Het ontbreken van krimpscheuren in het modelinstrumentarium kan niet alleen invloed hebben op de GLG, maar ook op de GHG. In de DOVE-klei studie lag het aandeel van de greppel drainage in de afvoer rond 60% en dat van de drains rond 30%. Diepere drainage was hier verwaarloosbaar. Het grote aandeel van de greppel drainage in deze DOVE-klei studie werd verklaard door het voorkomen van krimpscheuren en dan met name het dichtzwellen onder nattere omstandigheden waardoor de doorlatendheid van de bodem sterk afneemt. Ook in Quarles van Ufford komen zware (kom)kleigronden voor. De waterbalans (tabel 4-8) laat echter zien dat slechts 7% van de berekende waterafvoer vanuit het landsysteem bestaat uit oppervlakkige afspoeling en 11% uit greppel- of ondiepe maaiveld drainage. 34% wordt via drains afgevoerd, de overige 48% via diepere drainage. De verdeling van de afvoer verschilt hiermee van de in de DOVE-klei studie gemeten verdeling. Een eerste verklaring is dat de berekende waarden een gebiedsgemiddelde zijn en Quarles van Ufford slechts voor een gedeelte uit zware klei bestaat. Een tweede verklaring is het vaak ontbreken in de Betuwe van de greppel drainage (van de Salm *et al.*, 2006), waardoor meer afvoer via maaiveld of via de drains plaats zal moeten vinden. De omstandigheden zijn daarmee anders en de DOVE klei studie is dus niet representatief voor de omstandigheden in Quarles van Ufford. Maar het ontbreken van krimpscheuren in de huidige parameterisering en berekeningen kan een derde verklaring zijn. Dit zal een onderschatting van de afvoer via maaiveld of greppels opleveren en kan daarmee ook een mogelijke oorzaak zijn van de te lage berekende afvoerpieken.

#### *Pakketdikte en regionale kwel*

In figuur 5-6 is te zien dat een verlaging van de pakketdikte tot gevolg heeft dat de uitspoeling voor zowel N en P sterk toeneemt. De pakketdikte is afgenomen van de standaard diepte van 13 m tot een diepte variërend per plot rond de 4 meter. De waterafvoer en daarmee ook de uitspoeling van nutriënten vindt nu ondieper door de

bodem plaats. Daardoor neemt de uitspoeling van nutriënten daardoor sterk toe, terwijl de waterafvoer slechts licht toeneemt (figuur 5-6).



Figuur 5-6 belasting oppervlaktewater vanuit het landsysteem voor de periode 1986-2000 voor stikstof en fosfor

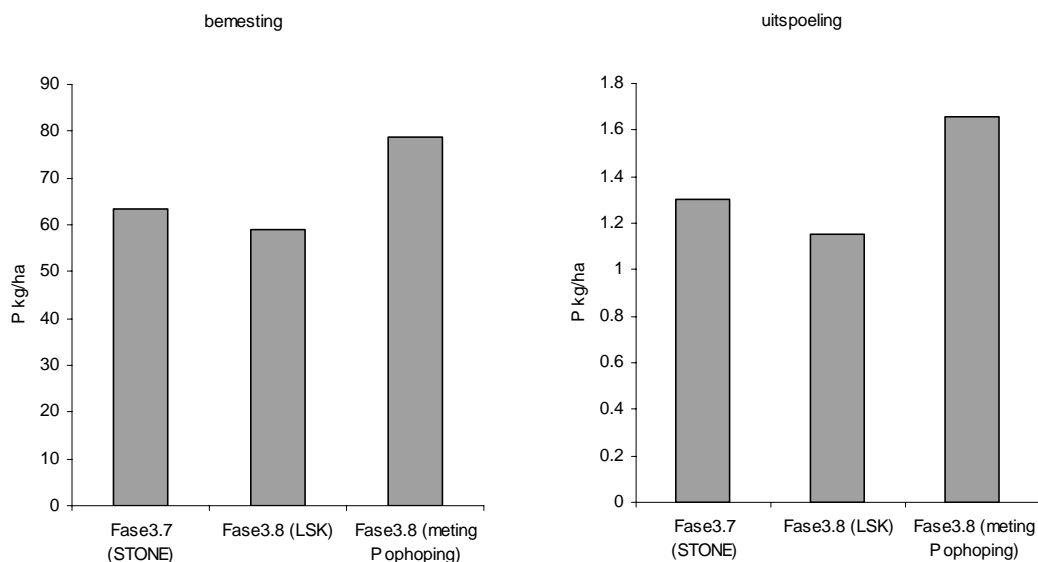
De regionalisering van de kwelconcentraties heeft echter tot gevolg gehad dat de stikstof uitspoeling vervolgens weer sterk naar beneden is gegaan van 9.2 mg/l in de stap met STONE kwelconcentraties naar 5.8 mg/l na aanpassing op basis van rivierconcentraties. Dit komt omdat de nutriëntenconcentraties in de Maas veel lager zijn dan de in STONE2.1 opgelegde concentraties. In eerste instantie zijn ook LGN (landelijk meetnet grondwaterkwaliteit) metingen geanalyseerd. Binnen Quarles van Ufford bevond zich echter maar één meetpunt in het oosten van het gebied met een zeer lage waarde van 0.4 mg N/l. Eerdere studies (Van Heerwaarden *et al.*, 2005; Soppe *et al.*, 2005; Witteveen en Bos, 2002) wijzen op het belang van de rivierkwel, met name in het westen en langs de Maas en Waal. De keuze is daarom gemaakt om rivierconcentraties op te leggen als kwelconcentraties. Daarmee werden de opgelegde concentraties hoger (rond de 4-6 mg N/l) maar nog steeds lager dan de oorspronkelijke 14.7 mg N/l uit STONE. Zonder aanvullende metingen is het echter niet mogelijk een uitspraak te doen over welke concentraties het meest waarschijnlijk zijn. Wel blijkt dat de kwelconcentratie zowel een gevoelige als ook onzekere parameter is. Waterschap rivierenland doet nu onderzoek naar de kwelconcentraties in een aantal sloten. De uitkomsten van dit onderzoek kunnen mogelijk gebruikt worden om een inschatting te maken om de huidige methode van parameterisering verder te verbeteren.

Bij het toekennen van kwelconcentraties legt ook de Fase3 schematisering beperkingen op. Afstand tot de rivier of ligging binnen het bemalingsgebied zijn geen bepalende factoren in de schematisering. Het is daarom lastig om rivierkwel gebieden te scheiden van gebieden met diepere kwel. De mogelijkheden om regionale data met ruimtelijke variatie (onafhankelijk van huidige plotbepalende bodem, GT of landgebruik verschillen) in te brengen zijn door de plotbenadering van fase3 beperkt.

### *Fosfaatophoping*

In figuur 5-6 is ook het belang van de P ophoping stap te zien. De uitspoeling van fosfor vanuit het landsysteem neemt in deze stap sterk toe. In eerste instantie is regionale data uit de LSK database (Landelijke Steekproef Kaarteenheden; Finke et al, 2001) gebruikt om de P-ophoping voor de verschillende monitoring stroomgebieden beter in te regelen. Voor Quarles van Ufford is deze P ophoping echter ook recentelijk in het veld gemeten (Monitoring stroomgebieden deelproject Fosfaatophoping Quarles van Ufford; Walvoort *et al*, 2009 in voorbereiding). Daarmee kwam er naast de LSK metingen nog een tweede bron beschikbaar.

De P ophoping volgens de laatste metingen blijkt een stuk hoger te liggen dan op basis van LSK database, met één meetpunt in Quarles van Ufford, wordt geschat. In figuur 5-7 zijn de verschillen in bemesting en uitspoeling tussen de verschillende stappen te zien. Hieruit blijkt dat de bemesting aan de hand van LSK data zou moeten worden verminderd ten opzichte van de standaard STONE bemesting om de juiste P-ophoping te krijgen<sup>11</sup>. Volgens de gemeten P-ophoping moet deze juist toenemen. Uiteindelijk leidt de P-ophoping volgens de laatste gemeten data tot een duidelijk hogere P uitspoeling.



*Figuur 5-7 langjarig gemiddelde bemestingen uitspoeling voor de periode 1986-2000 voor drie verschillende P ophopingstappen*

### *Bemesting*

De aanpassing van de P-ophoping is door middel van een ophoging van de historische bemesting gecorrigeerd ten opzichte van de bemesting uit STONE-EMW2007, zoals hierboven wordt beschreven. De noodzaak tot deze aanpassing geeft aan dat de bemesting in STONE, althans de historische bemesting, niet

<sup>11</sup> Om een bepaalde P-ophoping te bereiken in het modelinstrumentarium wordt de historische bemesting aangepast, onder de aanname dat het grootste deel van de P bemesting zich zal ophopen.

optimaal is voor het Quarles van Ufford bemalingsgebied. Dit roept de vraag op in hoeverre ook de bemesting in de rekenperiode de werkelijke bemesting benaderd.

In een studie naar bodemoverschotten op landbouwbedrijven in het kader van de evaluatie EMW2007 (Van den Ham *et al.*, 2007) wordt voor het rivierkleigebied een bemesting per hectare cultuurgrond van rond de 500 kg N/ha in de jaren 1987 en 1995 gegeven. Als gevolg van o.a. het mestbeleid is de bemesting in 2005 gezakt naar 300 kg N/ha. Ook de DOVE-klei studie (Van der Salm *et al.*, 2007) komt op vergelijkbare bemestingcijfers uit voor een grasland perceel; van 537 kgN/ha in 2002 teruglopend tot 416 kg N/ha in 2004. Het gemodelleerde gebied in Quarles van Ufford bestaat voor een groot gedeelte (68%) uit grasland waarop de gemiddelde bemesting in Fase3 over 1986-2000 iets hoger lag op 550 kg/N ha. De bemesting voor maïs (15%) is 500 kg N/ha. Op akkerbouwland wordt gemiddeld 227 kg N/ha toegediend, maar het areaal akkerbouw (inclusief boomgaarden) is slechts 13% in Quarles van Ufford. De bemesting en het overschot in Fase3 komen daarmee in grote mate overeen met gemeten waarden uit de DOVE-klei en Evaluatie EMW2007 studie. Er is dan ook geen indicatie dat de bemestingscijfers drastisch veranderd moeten worden.

Belangrijker nog dan de absolute bemesting is het stikstof- of fosforoverschot in de bodem, d.w.z. de totale toediening minus de netto gewasopname. In de studie naar bodemoverschotten van Van den Ham *et al.* (2007) wordt voor melkveebedrijven op klei een stikstofoverschot van 300 - 350 kg N/ha gegeven over de jaren '80 en '90. Rond 2000 is dit overschot gezakt tot iets onder de 200 kg N/ha. De berekende waarden in Fase3 zijn met 215 kg N/ha voor grasland over de periode 1985-2000 lager. In de DOVE-klei studie worden echter ook lagere stikstofoverschotten afgeleid. Voor 2002 is het stikstofoverschot 202 kg N/ha, in 2003 157 kg N/ha en in 2004 slechts 30 kg N/ha. Ook hier lijken de berekende waarden dus redelijk overeen te komen met van meetgegevens afgeleide waarden.

De fosfaat bemesting en het fosfaatoverschot laten hetzelfde patroon als voor stikstof zien. Het fosfaatoverschot ligt met 41.7 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha voor grasland iets onder de waardes uit de EMW2007 studie (82 kg in 1987, 44 in 1995 en 47 kg in 2005) maar in dezelfde range. De bemesting is met 137 kg voor grasland in Fase3 vrijwel gelijk aan de bemesting in 1995 (134 kg) uit de EMW2007 evaluatie studie. In 1987 lag deze nog een stuk hoger (165 kg), in 2005 een stuk lager (83 kg). De DOVE-klei studie geeft een fosfaatoverschot van 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha bij een bemesting van 174 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha.

Uit bovenstaande gegevens uit de literatuur blijkt dat de bemesting en het stikstof- en fosforoverschot in de laatste jaren sterk zijn afgenomen. In de periode waarvoor nu het modelinstrumentarium getoetst wordt (1986-2000) is er echter nog geen sprake van een zo lage mestgift. Het blijft dus de vraag in hoeverre het instrumentarium, ook al is het procesgeoriënteerd, in staat zal zijn de effecten van het mestbeleid bij lagere mestgiften goed te simuleren.

Naast het goed invoeren van de absolute hoeveelheden is ook een juiste modellering van het tijdstip van toediening van groot belang. Terwijl de tijdsresolutie van het landsysteem voor de waterkwantiteit is aangepast van decade naar dag voor zowel de rekentijdstep als de invoer, heeft dit voor de bemestingstoediening niet plaatsgevonden. Deze wordt nog steeds op een vaste dag per decade toegediend. Bemesting op ongunstige momenten kan een aanzienlijke bijdrage leveren aan de belasting van het oppervlaktewater (Van der Salm *et al.*2007). Het beter inschatten van bemestingsmomenten kan er voor zorgen dat piekconcentraties van N en P beter worden berekend.

### *Samenvattend*

De sterke toename van waterafvoer in combinatie met slechts een lichte toename in uitspoeling voor N zorgt er voor dat de concentraties in het drainagewater sterk zijn afgenomen. Toename van kwel en een kleinere pakketdikte laten de N uitspoeling toenemen. Een groot deel van deze toename wordt echter weer gereduceerd wanneer de regionale kwelconcentraties (gelijk aan de concentratie in de Maas) worden opgelegd.

Voor P geldt dat de uitspoeling in kg/ha bijna 50% is toegenomen met name door de aanpassing van de P-ophoping en daarmee ook de bemesting. Ook een kleinere pakketdikte laat de P uitspoeling toenemen. Een afname van P uitspoeling vindt vooral plaats bij een overgang van EMW2004 naar EMW2007, wat dus niet zozeer een effect is van nieuwe data, maar van andere standaard modelparameters. In de volgende paragraaf zal hier verder op ingegaan worden

Krimpscheuren zijn van invloed op zowel waterkwantiteit als kwaliteit. Het ontbreken van deze krimpscheuren in het huidige modelinstrumentarium kan een oorzaak zijn van de onderschatting van de uitspoeling. Het precieze effect van het meenemen van krimpscheuren in de modellering op berekende waterstanden en afvoeren is echter moeilijk a priori in te schatten voor het hele balansgebied.

## **5.2 Regionale modelparameters**

Naast het effect van regionale data en daarvan afgeleide parameters en variabelen zoals toegelicht in de vorige hoofdstukken blijkt ook dat de standaard parameterisering van de modellen zelf een grote invloed kan hebben. Dit geldt voor de kwaliteitsmodules van zowel het land- als het oppervlaktewatersysteem. In het landsysteem is overgestapt van EMW2004 naar een EMW2007 versie<sup>12</sup>. Met name voor de fosforuitspoeling heeft dit gevolgen in Quarles van Ufford. In het oppervlaktewatersysteem was de regionale parameterisering een expliciete laatste stap in de modellering. Ook deze blijkt grote effecten te hebben.

---

<sup>12</sup> Mede op basis van aanbevelingen uit de Evaluatie Mest Wetgeving 2004 is het model instrumentarium (o.a. SWAP en ANIMO) verbeterd. Dit verbeterde modelinstrumentarium is vervolgens gebruikt voor de Evaluatie Mest Wetgeving 2007.



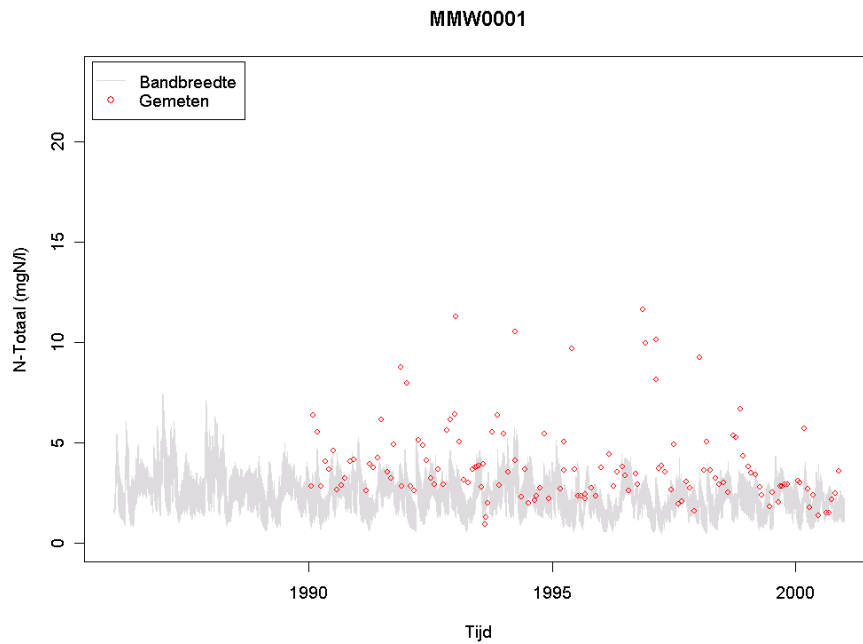
### 5.2.1 Oppervlaktewatersysteem

In Fase 2 was de parameterisering van de kwaliteitsmodule in het oppervlaktewatersysteem uniform voor alle vier de pilotgebieden. In Fase 3 zijn de waarden voor de parameters op basis van literatuurstudie regionaal, dus specifiek per gebied, bepaald (Bijlage 5). De regionale parameterisering van het oppervlakte-watermodel blijkt een groot effect op de gemodelleerde nutriëntenconcentraties te hebben.

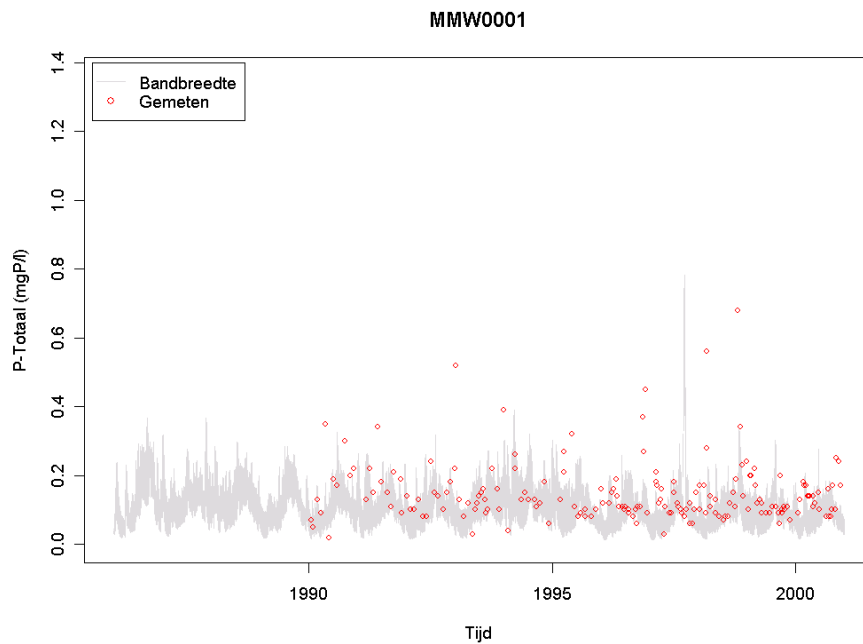
Het is echter lastig deze parameters exact te bepalen. Om een inzicht te krijgen in de effecten die een andere parameter inschatting kan hebben is een bandbreedte analyse uitgevoerd voor de oppervlaktewater kwaliteitsmodule. Hierbij zijn geschatte minimale en maximale waarden voor een vijftal parameters bepaald en gecombineerd tot in totaal 32 runs. De gehele bandbreedte analyse, ook voor de andere 3 proefgebieden wordt beschreven in Monitoring Stroomgebieden deelrapport Bandbreedte Analyse Oppervlaktewater (Mulder *et al.*, in voorbereiding).

In figuur 5-8 en figuur 5-9 zijn de resultaten voor totaal N en P uitgezet. Hier is te zien dat ook met andere parameter instellingen de berekende waarde voor stikstof grotendeels onder de gemeten waarden zullen blijven. Ook de dynamiek wordt niet sterk beïnvloedt en verbeterd. Daarentegen liggen de resultaten voor fosfor wel grotendeels binnen de bandbreedte. De bandbreedte analyse geeft ook een bandbreedte voor de mogelijke te modelleren retentie. Deze varieert voor stikstof van 24% tot 56%. Voor fosfor varieert de retentie tussen de 43% en 70%. De retenties van de fase3 eindstap liggen hier met 39% voor N en 59% voor P tussenin. Daarmee ligt de fosfor retentie aan de hoge kant vergeleken met waarden zoals die zijn gevonden door De Klein (2008). Wel moet in gedachte worden gehouden dat in vorige paragrafen is geconcludeerd dat de belasting vanuit het landsysteem waarschijnlijk nog te laag is. Een betere inschatting van deze belasting zal ook een andere bandbreedte analyse opleveren en daarmee ook een andere bandbreedte voor de retentie.

Om de modellering van fosfor nog verder te verbeteren in vervolgstappen zal echter dus niet alleen gekeken moeten worden naar het verbeteren van de regionale data voor bijvoorbeeld inlaten of de uitspoeling vanuit het landsysteem maar ook naar de parameterinstellingen van het oppervlaktewatermodelinstrumentarium zelf. Ook voor de modellering van stikstof zal een betere parameterisering betere resultaten opleveren al blijkt uit figuur 5-8 en hoofdstuk 4 en 5 dat hier vooral de oorzaak gezocht moet worden in de uitspoeling van het landsysteem en daaraan gerelateerde processen en pas in tweede instantie naar de processen in het oppervlakte-watermodel.



*Figuur 5-8 bandbreedte voor stikstof*



*Figuur 5-9 bandbreedte voor fosfor*

## 5.2.2 Landsysteem

Zoals in Paragraaf 5.1.2 is aangegeven, heeft het gebruik van een aangepast nutriëntenmodel (STONE2.3 ten behoeve van EMW2007) geleid tot een sterk verlaagde fosforbelasting vanuit het landsysteem. Waarschijnlijk is de oorzaak een

andere, lagere, P-ophoping in STONE2.3. In de P-ophoping stap is dit verschil weer gecompenseerd door de P-ophoping in te schatten op basis van meetgegevens, zodat dit verschil tussen EMW2004 en STONE2.3 geen effecten heeft op de eindresultaten van Fase3.

Naast de P-ophoping zijn onder andere ook de atmosferische depositie, het watergetal<sup>13</sup> en de afbraaksnelheid van organisch materiaal veranderd. Het precieze effect van al deze veranderingen is moeilijk op voorhand te beredeneren door de vele interacties en terugkoppeling, zowel in de realiteit als in het modelinstrumentarium. Wel is voor enkele bepalende plots het verschil in afbraaksnelheid van organisch materiaal tussen de twee versie onderzocht maar dit leverde geen grote verschillen op. Met name de andere P-ophoping lijkt dus in Quarles van Ufford de oorzaak van de verschillen.

De initialisatie van bodemwater concentraties en de berekening van mineralisatie en denitrificatie in de bodem kunnen eveneens de uitspoeling beïnvloeden. Op de schaal van het proefgebied zijn geen gegevens voorhanden om de berekende waarden te toetsen. Een verdere gevoeligheidsanalyse zou nieuwe inzichten op kunnen leveren, maar valt in fase 3 van de systeemanalyse buiten het bestek van de studie.

### 5.3 Meetdata

Het ontbreken van waterkwantiteit meetgegevens geeft, net zoals in fase2, een grote beperking in de analyse van de resultaten. Niet alleen kan de waterkwantiteit berekening niet goed getoetst worden. Ook de analyse van de waterkwaliteit is lastiger omdat variaties in nutriëntenconcentraties bijvoorbeeld niet verklaard kunnen worden door variaties in afvoeren.

Het ontbreken van waterkwantiteit meetgegevens in het oppervlaktewater maakt het lastig om het waterkwantiteitsdeel op een toetsbare manier verder te verbeteren. De GT toets geeft een mogelijkheid om grondwaterstanden te vergelijken maar dit levert niet direct informatie op over afvoeren vanuit het landsysteem. In het oppervlaktewater lijken afvoerpieken te worden onderschat, maar het is zonder meetdata niet mogelijk de precieze reden hiervoor te achterhalen.

Dit roept de vraag op of er na Fase3 nog naar verdere verbeteringen in de waterkwantiteit modellering gestreefd moet worden zonder verdere beschikbaarheid van afvoerdata. Over de afgelopen jaren is er meer data verzameld, maar deze vallen binnen de validatie periode en zijn daarom niet beschikbaar voor de huidige toetsing en analyse. Wellicht zou een deel van deze data vrij gegeven moeten worden om op zijn minst de statistieken te kunnen gebruik om zo de huidige modellering daarmee te kunnen vergelijken.

---

<sup>13</sup> WFPS: *water filled pore space*: het vochtgehalte van de bodemporiën waarboven denitrificatie kan optreden aangeduid

## 6 Verschillen ten opzichte van Fase 2

In dit hoofdstuk worden de verschillen met Fase2 toegelicht. Hierbij is de Harmonisatie Fase2, zoals beschreven in Bijlage 1, als referentie voor Fase2 genomen.

### 6.1 Waterkwaliteit

In tabel 6-1 en tabel 6-2 zijn kengetallen van concentraties N-totaal en P-totaal bij het uitlaatpunt voor Fase 2 en 3 weergegeven. De resultaten van beide fasen kunnen worden getoetst aan de metingen. Hierbij zijn alleen de rekenresultaten meegenomen op de tijdstippen (dagen) dat er ook metingen waren. Voor N-totaal geldt dat de minimale en gemiddelde concentraties in Fase3 beter worden ingeschat. De maxima worden slechter ingeschat dan in Fase2. Voor P-totaal geldt dat de maximale concentraties beter worden ingeschat in Fase 3 dan in Fase 2. Zowel Fase2 als Fase3 onderschat echter de concentraties.

Tabel 6-1 Karakteristieken van gemeten en berekende N-totaal concentraties (mg N/l) in het oppervlaktewaterstelsel over de periode 1986-2000 voor eind Fase 2 en eind Fase 3 bij het uitlaatpunt

	<i>min</i>	<i>1<sup>ste</sup> kwartiel</i>	<i>Mediaan</i>	<i>gemiddelde</i>	<i>3<sup>e</sup> kwartiel</i>	<i>Max</i>
Gemeten	0.9	2.7	3.4	3.9	4.4	11.7
Eind Fase 2	0.1	0.5	0.8	2.3	4.1	9.2
Eind Fase 3	1.1	2.0	2.5	2.6	3.0	5.2

Tabel 6-2 Karakteristieken van gemeten en berekende P-totaal concentraties voor eind Fase 2 en eind Fase 3 (mg P/l) in het oppervlaktewaterstelsel over de periode 1986-2000 bij het uitlaatpunt

	<i>min</i>	<i>1<sup>ste</sup> kwartiel</i>	<i>Mediaan</i>	<i>gemiddelde</i>	<i>3<sup>e</sup> kwartiel</i>	<i>Max</i>
Gemeten	0.02	0.1	0.12	0.15	0.17	0.68
Eind Fase 2	0.04	0.07	0.09	0.11	0.14	0.32
Eind Fase 3	0.04	0.07	0.09	0.10	0.12	0.64

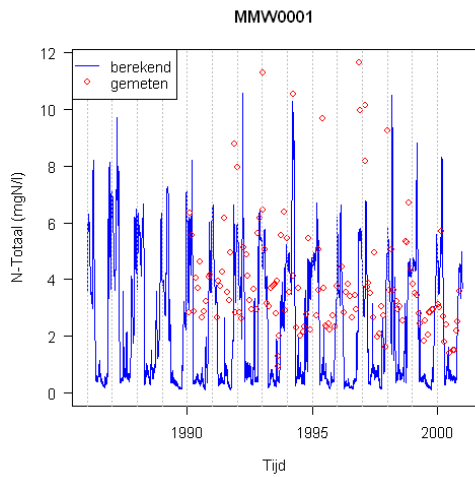
Ook voor 7 andere meetpunten in het bemalingsgebied zijn deze kengetallen verzameld. In Bijlage 4 zijn de N-totaal en P-totaal grafieken voor alle meetpunten uitgezet. In tabel 6-3 is te zien dat met name de gemiddelde concentraties bij de benedenstroomse meetpunten (MMW0002, MMW0003, MMW0025) omhoog gaan en daarmee beter worden gemodelleerd in Fase3 al blijven ze aan de lage kant ten opzichte van de metingen. Bij de meer bovenstrooms gelegen meetpunten (PMW0014, PMW0071, MMW0006 en MMW0007) zijn de gemodelleerde concentraties sterk achteruit gegaan. MMW0007 wordt daarmee beter gemodelleerd, de andere slechter dan in Fase2. De oorzaak voor het verschil in bovenstrooms en benedenstrooms is waarschijnlijk dat de benedenstroomse punten meer beïnvloed worden, althans in het modelinstrumentarium, door ingelaten water wat in Fase3 veel beter gemodelleerd wordt dan in Fase2. Bovenstroomse meetpunten staan vooral onder invloed van drainagewater uit het landsysteem en de concentraties hiervan zijn omlaag gegaan, zoals in het vorige hoofdstuk is geconcludeerd. In Bijlage 4 is voor meetpunt MMW0025 ook duidelijk het effect van de toegevoegde RWZI te zien in de berekeningen met een dalende trend in de oppervlaktewaterconcentraties. In de

metingen is deze trend echter niet terug te zien. Wel laten de metingen een relatief hoge nutriëntenbelasting en grote dynamiek zien.

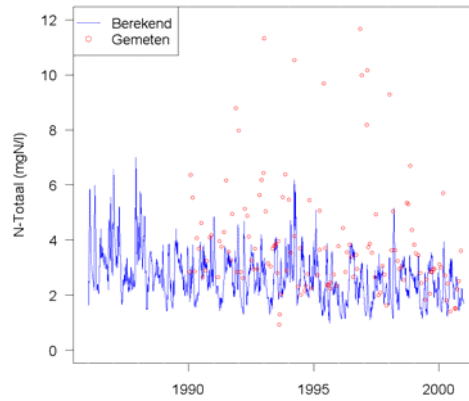
Tabel 6-3 Karakteristieken van gemeten en berekende N- en P-totaal concentraties voor eind Fase 2 en eind Fase 3 (mg/l) bij 7 meetpunten binnen Quarles van Ufford

		Stikstof			Fosfor		
		Gemeten	Fase 2	Fase 3	Gemeten	Fase 2	Fase 3
MMW0002	Min	0.8	0.0	0.4	0.01	0.02	0.01
	Gem	3.8	2.0	3.0	0.2	0.12	0.13
	Max	41.6	10.2	9.4	3.0	0.35	0.59
MMW0003	Min	2.0	0.2	1.4	0.02	0.04	0.04
	Gem	4.6	2.1	3.3	0.15	0.1	0.14
	Max	12.9	8.7	5.2	0.45	0.23	0.26
MMW0006	Min	0.6	0.1	0.2	0.01	0.04	0.02
	Gem	3.6	2.9	1.6	0.11	0.13	0.08
	Max	18.6	11.6	5.1	0.28	0.36	0.2
MMW0007	Min	0.7	0.3	0.4	0.01	0.04	0.02
	Gem	3.3	5.9	3.0	0.14	0.2	0.06
	Max	12.0	10.8	11.8	0.8	0.37	0.3
MMW0025	Min	1.6	0.0	1.2	0.02	0.02	0.04
	Gem	5.3	2.3	3.9	0.43	0.09	0.18
	Max	31.7	8.0	9.7	1.1	0.29	0.59
PMW0014	Min	0.9	0.9	0.4	0.02	0.05	0.02
	Gem	4.7	5.3	1.9	0.28	0.16	0.07
	Max	14.8	14.8	5.2	1.4	0.53	0.2
PMW0071	Min	0.9	0.4	0.6	0.02	0.05	0.04
	Gem	1.9	1.8	1.6	0.08	0.09	0.06
	Max	3.6	6.7	3.0	0.18	0.19	0.11

In figuur 6-1 en figuur 6-2 zijn de verschillen tussen Fase2 en Fase3 voor de waterkwantiteit in het uitstroompunt weergegeven voor zowel totaal N als totaal P. Duidelijk is de toename in gemodelleerde minimumconcentratie in Fase3 voor stikstof te zien alsook de afname in piekafvoeren. Voor totaal fosfor is het verschil tussen Fase2 en Fase3 minder groot. Bijlage 4 geeft deze figuren ook voor de overige meetpunten.

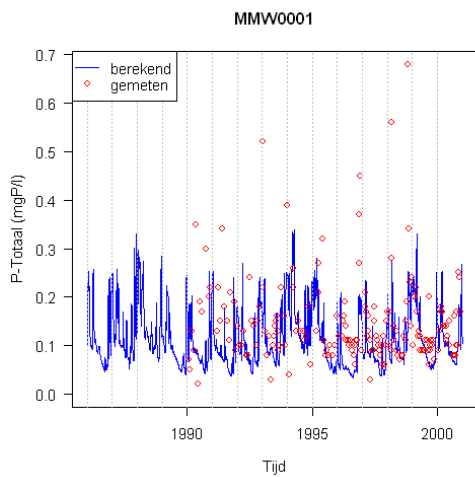


Fase 2

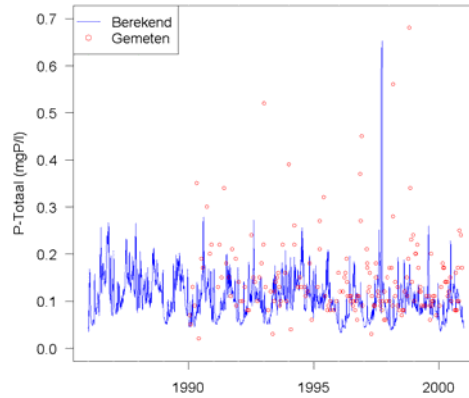


Fase 3

Figuur 6-1 Gemeten en berekende N-totaal concentraties bij meetpunt MMW0001 in Fase 2 en Fase 3.



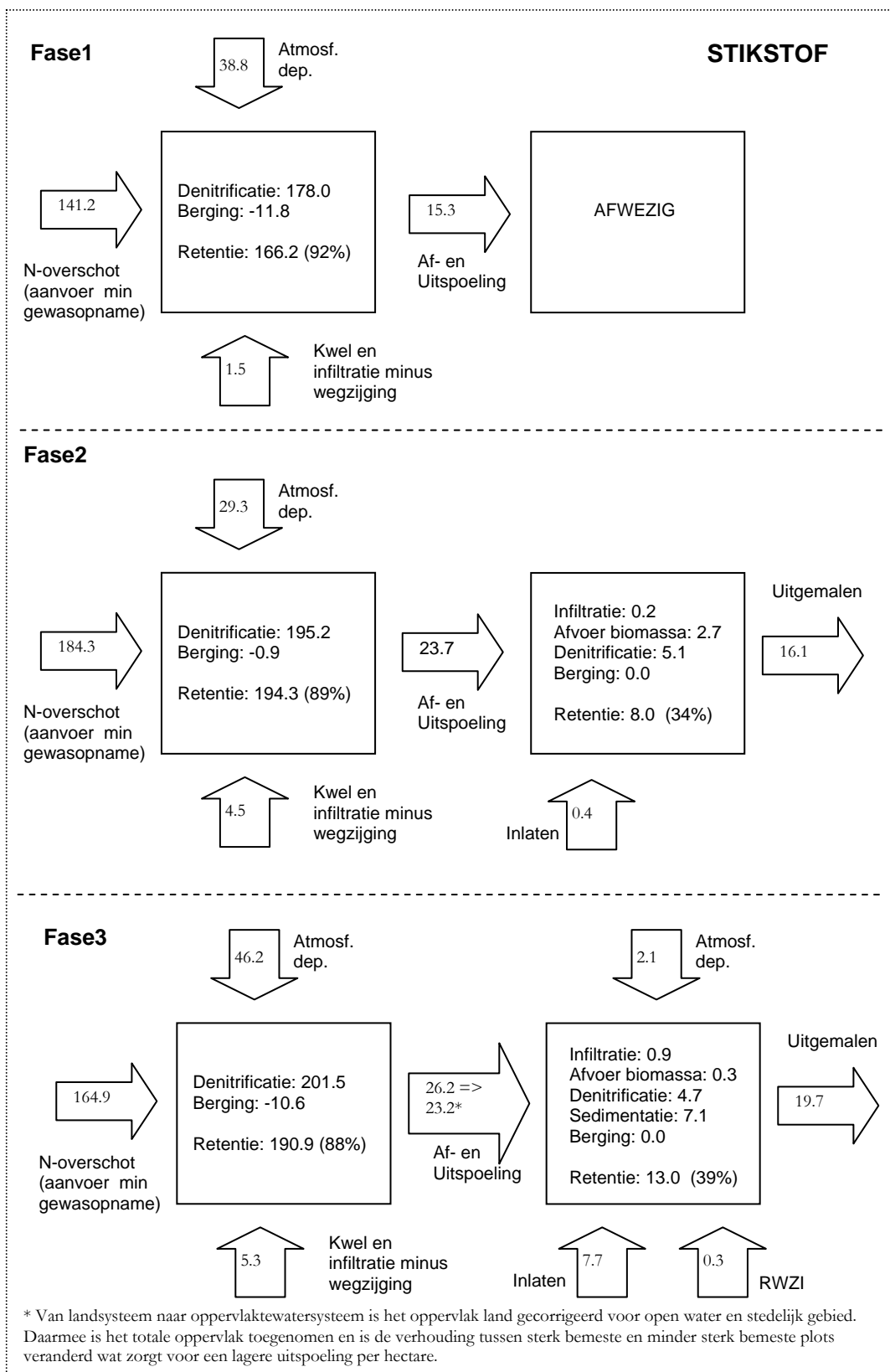
Fase 2



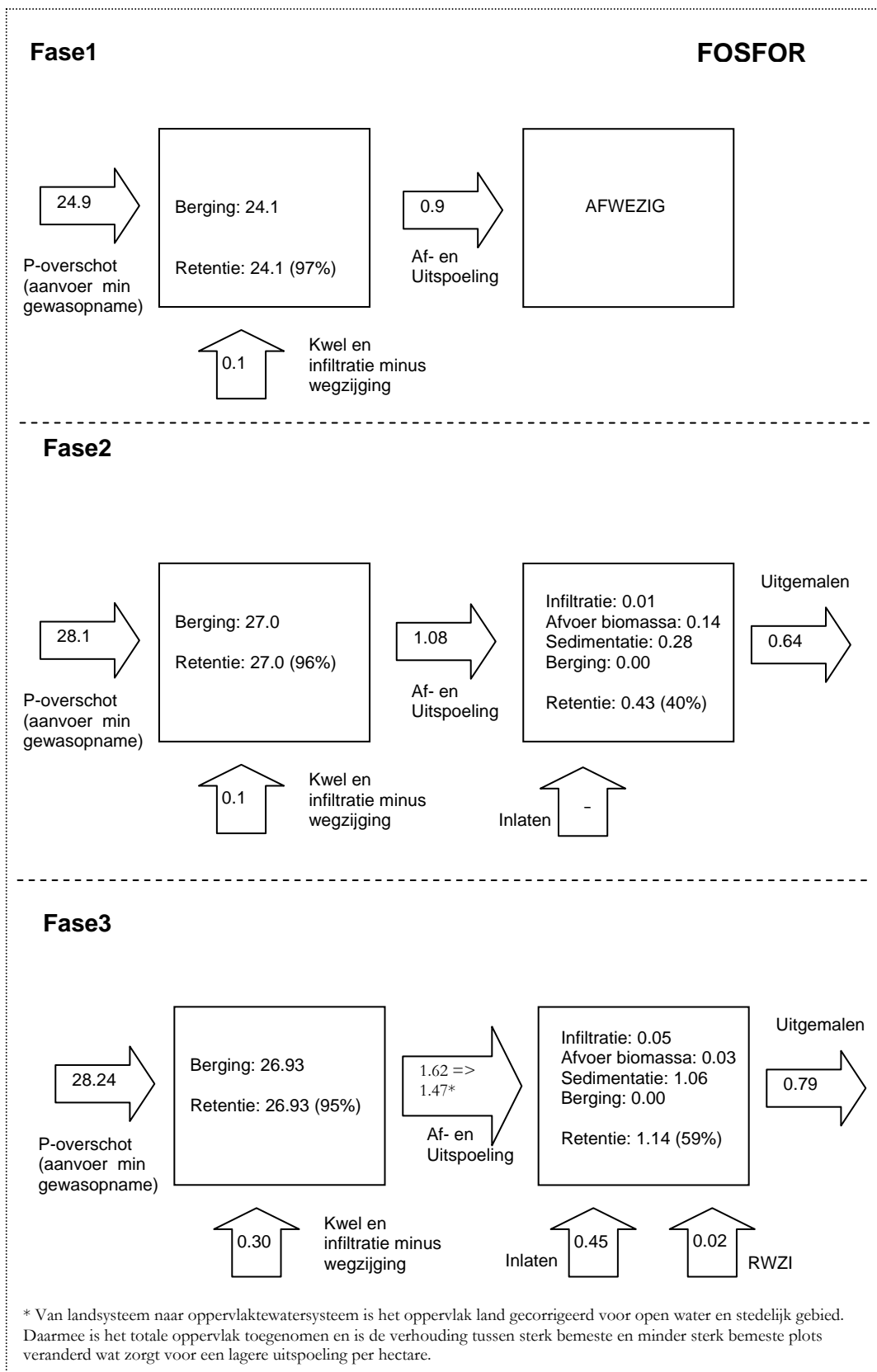
Fase 3

Figuur 6-2 Gemeten en berekende P-totaal concentraties bij meetpunt MMW0001 in Fase 2 en Fase 3.

Figuur 6-3 en figuur 6-4 zijn schematische weergaven van de stikstofbalansen en fosforbalansen van Fasen 1, 2 en 3. De retentie van N en P in het oppervlakte-watersysteem is van Fase 2 naar Fase 3 toegenomen met name door het toevoegen van de diffuse detailontwatering. De afvoer van N en P uit het gebied is daarbij ook licht toegenomen met name door de hogere belasting door het verbeteren van de inlaten.



Figuur 6-3 Stikstofbalansen in kg/ha voor Fase 1, 2 en 3



Figuur 6-4 Fosforbalansen in kg/ha voor Fase 1, 2 en 3.



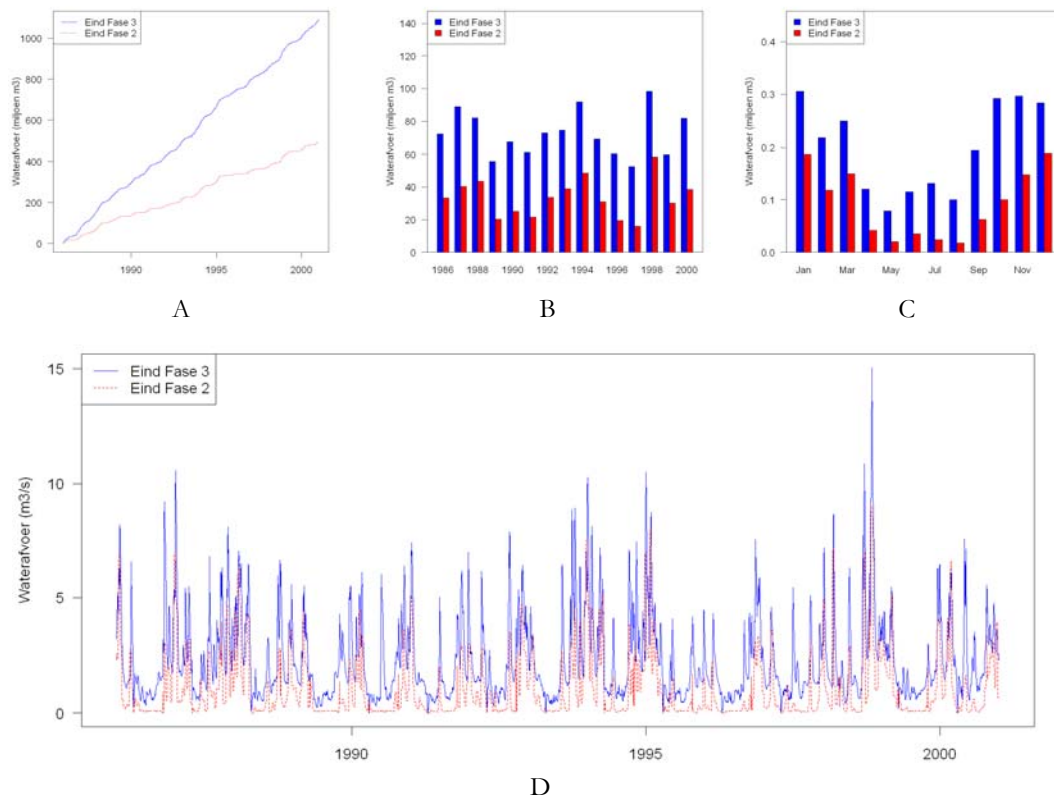
## 6.2 Waterkwantiteit

In tabel 6-4 is te zien aan de maxima dat de dynamiek in afvoeren is toegenomen in Fase 3 ten opzichte van Fase 2. Dit was in Fase 2 genoemd als een van de verbeterstappen voor fase3. Met name de overgang van decade- naar dagbasis berekeningen in het landsysteem (stap 3.1) heeft hieraan bijgedragen. Het verhogen van de temporele resolutie van de landsysteem berekeningen heeft daarmee een positief effect gehad op de dynamiek in afvoeren bij het uitstroompunt.

Tabel 6-4 Karakteristieken van gemeten afvoeren in 2005 en berekende afvoeren ( $m^3/s$ ) in het oppervlaktewatersysteem over de periode 1986-2000 voor eind Fase 2 en eind Fase 3 bij het uitstroompunt

	<i>min</i>	<i>1<sup>ste</sup> kwartiel</i>	<i>mediaan</i>	<i>gemiddelde</i>	<i>3<sup>e</sup> kwartiel</i>	<i>max</i>
Gemeten in 2005	0.118	1.036	1.43	1.95	2.07	23.8
Eind Fase 2	0.0	0.1	0.4	1.05	1.45	9.06
Eind Fase 3	0.0	1.00	1.65	2.30	3.12	15.04

Figuur 6-5 D bevestigt het beeld dat de dynamiek in Fase 3 groter is dan in Fase 2. Figuur 6-5A, B en C laten zien dat de totale jaar- en maandafvoeren sterk zijn toegenomen van Fase 2 naar Fase 3. De maandgemiddelde en jaarlijkse dynamiek is vergelijkbaar tussen Fase 2 en Fase 3.

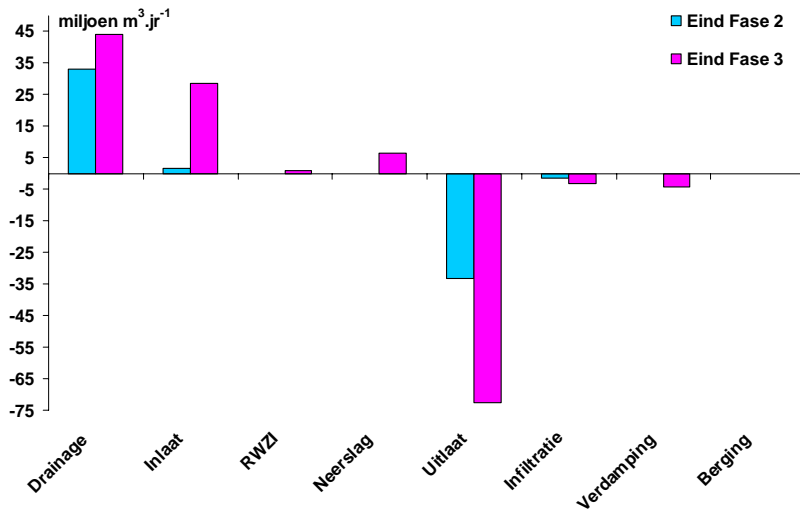


Figuur 6-5 Berekende waterafvoeren van eind Fase 2 en eind Fase 3, oppervlaktewatersysteem

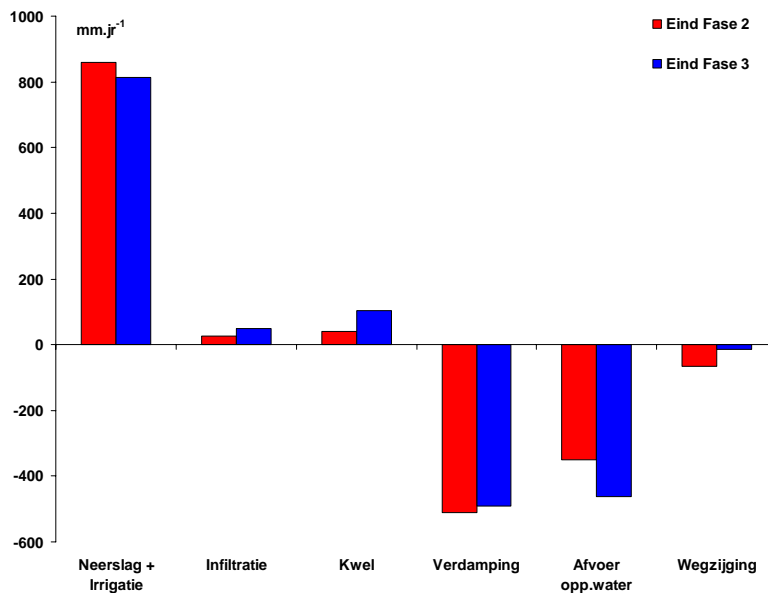
In figuur 6-6 is te zien dat vooral de inlaat van water in Fase 3 sterk is toegenomen. Deze is in Fase 3 gebaseerd op metingen en inschattingen aan de hand van

waterhoogtes bij stuwen, terwijl in Fase 2 de infiltratie naar het landsysteem hiervoor als maat werd genomen. Verder is te zien dat, in tegenstelling tot Fase 2, de extra termen neerslag en verdamping in Fase 3 worden meegenomen; dit levert extra aanvoer van water op in de vorm van een neerslagoverschot.

Ook de drainage van water uit het landsysteem is toegenomen. Een reden hiervoor is te vinden in de waterbalans van het landsysteem, welke is weergegeven in figuur 6-7. De figuur laat zien dat vooral een toename van de kwel en een afname van de wegzijging hier verantwoordelijk voor zijn. Deze afname en toename zijn het resultaat van regionalisatie van de invoer.



Figuur 6-6 Waterbalans van het oppervlaktewaterstelsel voor eind Fase 2 en eind Fase 3.



Figuur 6-7 Waterbalans van het landsysteem voor eind Fase 2 en eind Fase 3.

*Samenvattend*

Bij gebrek aan afvoermetingen in de periode 1986-2000 is het moeilijk te zeggen of Fase 3 voor de waterkwantiteit is verbeterd ten opzichte van Fase 2. Wel is te zien dat de berekende jaargemiddelde afvoer van Fase 3 dichterbij de afvoermetingen van 2005 liggen dan de berekende afvoeren van Fase 2.

## 7 Conclusies

### 7.1 Doelstellingen Fase3

In Fase 3 is de invloed van de regionale verfijning van de invoergegevens van het modelsysteem onderzocht. Daarnaast is in Fase 3 de tijdstapgrootte van de invoer verkleind om de temporele variatie van de waterafvoer, de stikstof- en de fosforconcentraties in het oppervlaktewater beter te kunnen voorspellen. Uit deze Fase 3 moet blijken:

- of de variatie in de waterafvoer, de stikstof- en fosforconcentraties is toegenomen ten opzichte van fase 2
- of de voorspellingen voor deelgebieden en meetpunten binnen het stroomgebied zijn verbeterd
- wat de kritische systeemcomponenten en – parameters van het studiegebied zijn.

In de volgende paragrafen zal aangegeven worden wat het resultaat is van Fase3.

### 7.2 Conclusies

#### 7.2.1 Algemeen

##### *Bronnen en balansen*

In het modelsysteem Fase 3 zijn alle relevante bronnen op stroomgebiedsniveau meegenomen. Hierbij zijn, ten opzichte van Fase2, de inlaatvrachten voor fosfor, onverhard bebouwd gebied, puntbronnen en atmosferische depositie en neerslag en verdamping op het oppervlaktewater toegevoegd. Hierdoor zijn de balansen completer ten opzichte van Fase 2 wat een betere analyse mogelijk maakt.

Een tweetal bronnen op het oppervlaktewater is niet meegenomen. Kwel is opgelegd op het landsysteem, maar niet op het oppervlaktewater. Lokaal zal dit mogelijk tot onderschatting of overschatting kunnen leiden, maar het wordt verwacht dat het ontbreken van kwel op het oppervlaktewater geen grote afwijkingen in de waterbalans teweegbrengt. Metingen naar kwel richting sloten, die op dit moment uitgevoerd worden door het waterschap, zullen inzicht geven of deze bron mogelijk toch in vervolgfases meegenomen moet worden. Ook overstorten vanuit bebouwd gebied op het oppervlaktewater zijn niet expliciet meegenomen. Mogelijk kan dit het ontbreken van sommige pieken in nutriëntenconcentraties verklaren. Op de totale balans zullen de overstorten echter geen grote rol spelen. Modellerings is bovendien complex. Bebouwd gebied loost in Fase3 wel op het oppervlaktewater via de RWZI's en de diffuse ontwatering van onverhard bebouwd gebied.

##### *Waterkwaliteit*

De gemiddelde berekende stikstofconcentraties liggen, net zoals in Fase2, nog onder de gemeten waarden. Deze onderschatting van de stikstofconcentraties wordt vooral

veroorzaakt, doordat de concentraties van stikstof in het drainagewater uit het landsysteem sterk zijn afgenomen. Deze afname komt door de verhoogde waterafvoer in combinatie met slechts een geringe stijging in stikstofbelasting uit het landsysteem. Daarmee is het effect van de verhoging van de inlaatconcentraties voor een groot deel teniet gedaan. Fosfor uitspoeling uit het landsysteem is wel tegenomen maar nog niet voldoende.

In het oppervlaktewatersysteem heeft het toevoegen van de B-watgangen (als diffuse detailontwatering) een groot effect op de berekende concentraties en uitspoeling. De retentie neemt hierdoor sterk toe. De mate van retentie kan waarschijnlijk nog worden verbeterd.

De minimum concentraties in het oppervlaktewater voor met name stikstof zijn omhoog gegaan in Fase3 en worden daarmee beter gemodelleerd. Dit komt vooral door de verbeterde invoer van de inlaat randvoorwaarde.

Op basis van de in Fase3 doorgerekenen stappen kan geconcludeerd worden dat de volgende gegevens bepalend zijn voor de modellering van stikstof concentraties in het oppervlaktewater: kwelconcentratie; pakketdikte van de bodemkolom; inlaathoeveelheden (en de verdeling daarvan in de tijd) en inlaatconcentraties; diffuse detailontwatering

Bepalend voor fosfor in Fase3 zijn: pakketdikte, Fosfaatophoping, inlaten en inlaatconcentraties.

Een bandbreedte analyse, specifiek op basis van de uitkomsten van Fase3 voor de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewater, laat verder zien dat bij fosfor ook de keuze van parameters in het oppervlaktewatermodel van belang is. Een precieze bepaling van deze parameters is echter niet mogelijk. De bandbreedte voor stikstof is geringer en de metingen voor stikstof vallen niet binnen deze bandbreedte. Verbeteringen in de berekening van stikstof moeten dus in de eerste plaats in andere processen of parameters gezocht worden.

#### *Waterkwantiteit*

De totale afvoer lijkt in vergelijking met Fase2 realistischer berekend te worden door een betere inschatting van de hoeveelheid inlaatwater, al kunnen geen harde uitspraken gedaan worden door het grotendeels ontbreken van toetsingsdata. Ook de minimum afvoer in de zomer lijkt beter berekend te worden door de verbetering van de modellering van de inlaten. Drie jaar aan data is echter te weinig om een representatieve invoerreeks voor de inlaten af te leiden, mede gezien de grote variatie tussen de verschillende jaren en de onnauwkeurigheid van afvoerddata.

De grondwaterstanden, getoetst aan de hand van de GHG en GLG, worden in Fase3 redelijk goed gemodelleerd. De GHG komt goed overeen met de gemeten GHG uit de detail bodemkartering voor het Land van Maas en Waal. De GLG wordt nog iets te ondiep gemodelleerd. Mogelijk is het gebruik van de verticale schematisering van het bodemprofiel uit het nationale model zoals ook gebruikt in fases 1 en 2 niet

specifiek genoeg voor de huidige regionale modellering. Ook ontbreekt in het Fase3 modelinstrumentarium nog de beschrijving van macroporiën.

Bepalend in de modellering van de afvoeren in Fase3 zijn de volgende stappen: kwel; drainageweerstand en peilen; inlaten en de diffuse detailontwatering.

### 7.2.2 Temporele resolutie

#### *Waterkwaliteit*

De dynamiek in de uitspoeling van het landsysteem is door het verkleinen van de rekenstap voor de nutriëntenuitspoeling toegenomen voor bijna alle meetpunten in het gebied. Ook in het uitstroompunt is deze toename in dynamiek nog terug te zien in de fosfor en stikstofconcentraties al worden met name voor stikstof een groot aantal pieken niet gemodelleerd.

De buffering van pieken in het oppervlaktewatersysteem wordt vooral veroorzaakt door het toevoegen van de B-watgangen (als diffuse detailontwatering). De modellering van verblijftijden en daarmee de mate van buffering kan nog worden verbeterd door een betere schematisatie van de diffuse detailontwatering.

Ook kan meespelen dat Macroporiën in fase3 niet zijn meegenomen in de modellering. Daarmee lijkt de snelle afvoercomponent te worden onderschat. Het meenemen van macroporiën zal daarmee ook de uitspoeling van nutriënten beïnvloeden en mogelijk een grotere dynamiek opleveren.

Verder is weliswaar de rekentijdstap van het landsysteem verkleind naar een dag, maar wordt de bemesting nog op een vaste dag per decade toegediend bovendien uitgesmeerd over de uitrijperiode. Dit heeft tot gevolg dat de bemesting op meerdere momenten in kleinere hoeveelheden in het modelsysteem wordt toegediend en dat de toedieningsmomenten niet zijn afgestemd op lokaal management of bijvoorbeeld meteorologische omstandigheden. Dit kan er toe leiden dat met name in het voorjaar uitspoelingspieken als gevolg van bemesting in combinatie met neerslag niet worden gemodelleerd.

Ook is het mogelijk dat de te lage uitspoeling vanuit het landsysteem niet alleen de gemiddelde concentratie in het oppervlaktewater beïnvloedt maar ook de dynamiek tempert. Een hogere uitspoeling kan leiden tot een nog grotere dynamiek.

#### *Waterkwantiteit*

Ook de dynamiek in afvoeren en dan met name de hoogte van afvoerpieken is toegenomen ten opzichte van Fase2. Met name de overgang van decade- naar dagbasis berekeningen in het landsysteem heeft hieraan bijgedragen. Tegelijkertijd hebben verfijningstappen in het oppervlaktewater en dan met name het toevoegen van de diffuse detailontwatering een deel van deze toegenomen dynamiek weer teniet gedaan.

De berekende piekafvoeren zijn echter nog te laag. Het niet meenemen van Macroporiën en het gebruik van de standaard bodemschematisering in Fase3 kan een oorzaak zijn van het onderschatten de snelle afvoer via het oppervlak of buisdrainage door het Fase3 instrumentarium.

### 7.2.3 Ruimtelijke resolutie

#### *Waterkwaliteit*

De concentraties bij de benedenstroomse meetpunten zijn omhoog gegaan ten opzichte van Fase2 en worden daarmee in Fase3 beter gemodelleerd. Deze benedenstroomse punten worden, in het modelinstrumentarium, sterk beïnvloedt door ingelaten water waarvan de modellering in Fase3 is verbeterd.

Bij de meer bovenstrooms gelegen meetpunten zijn de gemodelleerde concentraties omlaag gegaan. Bovenstroomse meetpunten staan vooral onder invloed van drainagewater uit het landsysteem en de berekende concentraties hiervan zijn lager dan in Fase2.

De gemiddelde berekende concentraties voor fosfor en stikstof van de meetpunten binnen het gebied liggen, net zoals bij het uitstroompunt, allen nog onder de gemeten waarden.

#### *Waterkwantiteit*

Voor meetpunten binnen het bemalingsgebied zijn geen metingen beschikbaar. Hierdoor is er weinig te zeggen over de waterkwantiteit binnen het gebied. Vanggebieden of afwateringseenheden zijn bovendien moeilijk te begrenzen vanwege de vele aan- en afvoer routes. Het blijft daarom lastig de oorzaken te isoleren van eventuele verschillen tussen gemeten en berekende nutriëntenconcentraties.

Niet alleen informatie over stromingsrichting, maar ook over voorkeursrichting zowel bij wateraanvoer als bij waterafvoer, is nodig in een poldersysteem, waar het water via verschillende routes aan en -afgevoerd kan worden.

### 7.2.4 Gegevens

#### *Regionale invoergegevens*

Voor de bepaling van neerslag, peilen, P-ophoping, kwelconcentraties en inlaat-hoeveelheden en -concentraties zijn regionaal gemeten data gebruikt. Voor o.a. drainageweerstand, afvoerrelaties en onderrand voorwaarden waren deze data niet regionaal beschikbaar, veelal omdat deze niet of lastig te meten zijn. Data uit het project 'Hydrologie op basis van Karteerbare Kenmerken' was aanvullend daar waar deze regionale metingen of gegevens ontbraken.

Het gebruik van de plotbenadering van Fase3 zorgt er voor dat gedetailleerd beschikbare informatie uitgemiddeld wordt toegekend. Dit beperkt de mogelijkheden voor ruimtelijke variatie in de toekenning en leidt tot verlies van regionale informatie.

De gemeten P-ophoping heeft in Quarles van Ufford niet alleen de uitspoeling veranderd, maar heeft ook meer inzicht opgeleverd in de historische bemesting. Deze is op basis van de gemeten P-ophoping aangepast. Het gebruik van bemesting afkomstig van het nationale model (STONE) leidt tot een te lage P-ophoping. Ook de P-ophoping volgens het enige meetpunt binnen Quarles van Ufford in de LSK database blijkt niet representatief voor het hele gebied. Met betrekking tot de stikstofbemesting is de regionalisatie beperkt gebleven tot het automatisch aanpassen van de stikstofbemesting in de P ophopingstap.

#### *Toetsingsgegevens*

Het ontbreken van historische data over water aan- en afvoeren beperkt de mogelijkheden tot een goede toetsing van zowel de waterkwantiteit als kwaliteitmodellering. Het gebruik van enkel de statistieken uit 2005 levert te weinig informatie op om de waterafvoer goed te toetsen.

Ook kan de manier waarop een zo belangrijke randvoorwaarde als de inlaten is opgelegd nu niet getoetst worden. Het ontbreken van toetsingsgegevens belemmert zo het verkrijgen van meer inzicht in het systeem.

In een poldersysteem als dat van Quarles van Ufford is het moeilijk of onmogelijk om het bovenstroomse afwateringsgebied voor de verschillende waterkwaliteitsmeetpunten af te bakenen door de meerdere aan- en afvoermogelijkheden. Hierdoor is het lastig de relatie met het landsysteem te leggen wat de analyse van zowel de berekening van de uitspoeling uit het landsysteem alsook de gemeten en berekende concentraties bij deze meetpunten bemoeilijkt.





## 8 Aanbevelingen

De conclusies welke in Fase 3 zijn getrokken geven richting aan de onderdelen welke aangepast dienen te worden in de volgende fases van het modelsysteem. Op basis van deze conclusies kunnen de volgende aanbevelingen worden gedaan:

### *Oppervlaktewatersysteem*

1. De kennis over de inlaten dient te worden verbeterd. De inlaat van water is een zeer bepalende balanspost in Quarles van Ufford voor zowel de waterkwantiteit als waterkwaliteit. Het opleggen van een aanvoer door middel van een maandgemiddelde op basis van slechts 1 jaar (voor waterkwaliteit) of 3 jaar (waterkwantiteit) is onvoldoende. In de eerste plaats is meer inzicht nodig in de hoeveelheid inlaatwater en het tijdstip van inlaat. Vervolgens is het belangrijk om de route die het inlaatwater volgt binnen het bemalingsgebied beter in beeld te krijgen.
2. Het toevoegen van diffuse detailontwatering heeft een groot effect op zowel afvoeren als op de waterkwaliteit in een poldersysteem zoals Quarles van Ufford. Een analyse van de afvoercharacteristieken gevolgd door een verbeterde parameterisering van de diffuse detail ontwatering (B-watgangen) zal naar alle waarschijnlijkheid leiden tot een verbeterde modellering. De leggergegevens zijn inmiddels door het waterschap opnieuw gecorrigeerd (pers. com. H. de Ruiter). In een vervolgstap zouden ook deze verbeteringen meegenomen moeten worden.
3. Er is meer inzicht nodig in de parameterisering van de belangrijkste waterkwaliteitsprocessen in het oppervlaktewatersysteem onder regionale omstandigheden. Met name voor fosfor en in mindere mate voor stikstof is de onzekerheid in modelparameters en -constanten sterk bepalend voor de einduitkomsten. Deze kennis dient in het modelsysteem te worden geïmplementeerd zodat de huidige bandbreedte als gevolg van onzekerheden over parameters verkleind kan worden.
4. In de huidige modellering is geen trend opgelegd aan de RWZI's, omdat data hiervoor nog niet beschikbaar gemaakt konden worden. Uit gegevens uit onder meer de Krimpenerwaard blijkt dat de belasting vanuit de RWZI's sterk is afgenomen sinds de jaren tachtig. Met weinig moeite kan deze data ingevoerd worden al zal het vooral lokaal van invloed zijn op de concentraties, maar niet terug te zien zijn op de totale balans gezien de kleine bijdrage van puntbronnen.
5. Het effect van bebouwd gebied dient verder geïnventariseerd te worden, zowel voor de niet gemodelleerde overstorten als voor het onverharde deel wat nu als natuur is gemodelleerd. Een analyse van metingen uit de huidige meetcampagne van een aantal meetpunten in de buurt van stedelijk gebied kan meer informatie opleveren in hoeverre overstorten (lokaal) van invloed zijn op de oppervlaktewaterkwaliteit, en dan vooral de piekconcentraties.
6. De bijdrage van kwel richting sloten dient bepaald te worden zodat ingeschat kan worden of deze bron expliciet in het oppervlaktewatermodel meegenomen moet worden.

### *Landsysteem*

1. De kwelkwaliteit is een zeer bepalende maar ook onzekere parameter in Quarles van Ufford. Gegevens uit een recente meetcampagne door waterschap Rivierenland kunnen mogelijk gebruikt worden om meer inzicht te krijgen in de kwelconcentraties richting het oppervlaktewater in droge periodes. Mogelijk kan ook een verdere analyse van gegevens uit de DINO database meer informatie opleveren.
2. Het meenemen van macroporiën in de landsysteem modellering verdient aanbeveling in Quarles van Ufford. Mogelijk verklaart het ontbreken van deze processen een deel van het verschil tussen gemeten en berekende GLG en het onderschatten van piekafvoeren. Zeer waarschijnlijk zal het meenemen van macroporiën processen ook de uitspoeling van nutriënten veranderen.
3. Het verdient aanbeveling om in combinatie met meenemen van macroporiën ook gelijk de parameterisering van de ondergrond volgens de laatste inzichten aan te passen. Recentelijk zijn er nieuwe studie uitgevoerd naar de ondergrond parameters (Van Boekel, 2008a en Van Boekel, 2008b). Niet alleen de parameterisering, maar ook de schematisering van de bodem zal dan aangepast moeten worden, waarbij bij voorkeur niet meer vastgehouden wordt aan de plotindeling en daarmee samenhangende aggregatie zoals in Fase1, Fase2 en Fase3.
4. Het ruimtelijk schaalniveau van het modelsysteem dient afgestemd te worden op de kritische systeempparameters van het stroomgebied en de ruimtelijke variatie hierin. In Quarles van Ufford zou met name een betere lokale toekenning van kwel tot verbeteringen kunnen leiden. Zoals hierboven genoemd moet ook de ondergrond regiospecifieker geschematiseerd moeten worden. Ook gedetailleerdere neerslaggegevens afkomstig van radar zouden dan ruimtelijk gedifferentieerd kunnen worden toegekend waardoor mogelijk de dynamiek in afvoeren beter gemodelleerd kan worden. Of deze stappen ook echt tot een verbetering zullen leiden is zonder verdere afvoergegevens echter moeilijk in te schatten.
5. Informatie over de bemesting op lokaal niveau (perceel/bedrijf) dient te worden toegepast op stroomgebiedsniveau, met name met betrekking tot toedieningsmomenten.
6. De parameterisering van infiltratieweerstanden en buisdrainage moet verbeterd worden, zodat water niet via drainbuizen kan infiltreren.
7. Een gevoeligheidsanalyse, specifiek voor Quarles van Ufford, zou uitgevoerd moeten worden om de kritische modelparameters beter in beeld te krijgen. De regionalisering van databronnen heeft slechts beperkte verbeteringen opgeleverd en met name de stikstof uitspoeling lijkt nog te laag. In deze gevoeligheidsanalyse moet eerst afzonderlijk naar bodem en oppervlaktewater worden gekeken en vervolgens naar het integrale systeem.

### *Modellering en toetsgegevens*

1. Zonder dat de kwantiteitmodellering getoetst en verder verbeterd kan worden zullen verbeterstappen in de kwaliteit slechts een beperkte meerwaarde opleveren. Om de modellering van de oppervlaktewaterkwantiteit op een toetsbare manier voort te kunnen zetten zou een deel van de data uit de validatie periode vrij gegeven kunnen worden. Vanuit de synthese en daarmee de projectdoelstellingen

gezien is dit mogelijk ongewenst. Er ontstaat nu echter een situatie waarin er in andere gebieden steeds meer kennis en ervaring wordt opgebouwd met de modellering in de verschillende vervolgstappen, terwijl dit bij een zo complex poldersysteem als Quarles van Ufford veel moeilijker gaat door een gebrek aan data. Ook dit beïnvloedt de synthese.

2. Gezien het belang van de inlaten moet ook het meetnet geëvalueerd worden. Hierbij moet gekeken worden welke meetpunten wel en welke niet onder invloed staan van inlaatwater. Indien nodig moeten meetpunten worden toegevoegd. De meetpunten voor de waterinlaat vanuit de Bloemerspolder moeten vaker bemeten worden.
3. De aanbeveling uit Fase2 om de koppeling tussen het land- en watermodelsysteem te verbeteren om de totaalbalans compleet sluitend te krijgen voor zowel water als stoffen blijft relevant.



## Literatuur

- Boekel, E.M.P.M. van, 2008a. *Geochemische schematisering van de ondergrond in het STONE-model: Organische stofgehalte*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport in voorbereiding.
- Boekel, E.M.P.M. van, 2008b. *Geochemische schematisering van de ondergrond in het STONE-model: schatting van het ammonium oxalaat extraheerbare aluminium- en ijzergehalte*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport in voorbereiding.
- Cultuurtechnische Vereniging, 1988. *Cultuur technisch vademecum*, Utrecht.
- Finke, P.A., J.J. de Gruijter & R. Visschers, 2001. *Status 2001 Landelijke Steekproef Kaartenbeden en toepassingen*. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 389.
- Gaast, J.W.J. van der, H.Th.L. Massop, H..R.J. Vroon en I.G. Staritsky., 2006. *Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken*. Wageningen, Alterra-rapport 1339.
- Grootjans P. 1984. De geohydrologische beschrijving van de provincie Gelderland. Dienst Grondwaterverkenning TNO/Dienst Waterbeheer Provincie Gelderland, Arnhem.
- Heerwaarden, C.C. van, Droogers, P., Loeve, R., 2005. *Kwel en wegzijging langs de grote rivieren; een nieuwe modelmatige aanpak*. Futurewater rapport, Wageningen.
- Klein, J. de, 2008. *From ditch to delta; nutrient retention in running waters*. Dissertation, Wageningen.
- Kroes, J.G., Van Dam, J.C., 2003. *Reference Manual SWAP version 3.0.3*. Rapport 773, Alterra, Wageningen.
- KNMI, 2002. *Klimaatatlas van Nederland. Normaalperiode 1971-2000*.
- Linden W. van der, A.H.M. Kremers en H.J.T. Weerts, 2002a. *Landsdekkende karakterisering topsysteem*. Eindrapport. NITG 02-112-B. Delft.
- Linden W. van der, 2002b. *Landsdekkende karakterisering topsysteem 1: 250.000*. Eindrapport. NITG 02-176-B. Delft.
- Massop H.T.L., T. Kroon, P.J.T van Bakel, W.J. de Lange, M.J.H. Pastoors en J. Huygen, 2000. *Hydrologie voor Stone; Schematisatie en parametrisatie*. Wageningen, ALTERRA, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling en Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Miliehygiëne. Alterra-rapport 038. Reeks Milieuplanbureau 9.

Massop, H.Th.L. 2002. Landelijke karakterisering buisdrainage. Interne notitie, Alterra, Wageningen.

Massop H.Th.L. en J.W.J. van der Gaast, 2006. *Intreeweerstand, nader beschouwd. Procesmatig onderzoek naar de relatie tussen de drainageweerstand en de intreeweerstand.* Wageningen, Alterra-rapport 1350.

Massop H.Th.L., J.W.J. van der Gaast en E. Hermans, 2006. *Kenmerken van het ontwateringstelsel in Nederland.* Wageningen, Alterra-rapport 1397.

Mulder H.M., L. van Gerven, C. Siderius A.M.M.F.R. Smit, 2008. *Bandbreedteanalyse voor de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule Nusvalite in vier Stroomgebieden.* Reeks Monitoring Stroomgebieden, ISSN 1566-7197. Alterra, Wageningen. (In voorbereiding).

Scholten A., F. Brouwer, M. Knotters en H.R.J. Vroon, 1990. *De bodemgesteldheid van het landinrichtingsgebied Land van Maas en Waal.* Wageningen, Staring Centrum, Rapport 35.

Roelsma, J., F.J.E. van der Bolt, T.P. Leenders en L.V. Renaud, 2006. *Systeemanalyse voor het bemalingsgebied van Quarles van Ufford Fase 1.* Alterra-rapport 1274. Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-IV, ISSN 1566-7197. Alterra, Wageningen.

Salm, C. van der; Dolfing, J.; Groenigen, J.W. van; Heinen, M.; Koopmans, G.F.; Oenema, J.; Pleijter, M.; Toorn, A. van den, 2006. *Diffuse belasting van oppervlaktewater met nutriënten uit de veehouderij : monitoring van nutriëntenverliezen uit grasland op zware klei in Waardenburg.* Alterra-rapport 1266. Alterra, Wageningen

Siderius, C., J. Roelsma, F.J.E. van der Bolt, T.P. Leenders en L.V. Renaud, P.E. Dik, H. de Ruiter, 2007a. *Systeemanalyse voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford Fase 2.* Alterra-rapport 1389. Reeks Monitoring Stroomgebieden 8-IV, ISSN 1566-7197. Alterra, Wageningen.

Siderius, C., H. de Ruiter en R.J. Wolleswinkel, 2007b. *Meetplan 2008 Quarles van Ufford. Project Monitoring Stroomgebieden.* Reeks Monitoring Stroomgebieden 12-IV, ISSN 1566-7197. Alterra, Wageningen.

Soppe, R.W.O., Roelsma, J., Bergersen E. en F.J.E. van der Bolt, 2005. *Systeemverkenning Quarles van Ufford.* Alterra-rapport 970. Reeks Monitoring Stroomgebieden 2-IV, ISSN 1566-7197. Alterra, Wageningen.

Walvoort et al., 2009. Quantification of the Phosphorus State of the topsoils in the 'Quarles van Ufford' catchment (in voorbereiding).

## **Bijlage 1 Harmonisatie Fase2 Quarles van Ufford**

### **1. Introductie**

Fase 2 van het project 'Monitoring Stroomgebieden' is voor alle gebieden afgerond en gerapporteerd (zie o.a. Siderius *et al.* 2007). Deze fase, STONE regionaal met eenvoudige modellering van het oppervlaktewatersysteem, is door voortschrijdend inzicht en ervaring voor ieder gebied op een aantal onderdelen iets anders uitgevoerd. Hierdoor betekent 'fase 2' voor ieder gebied ook iets anders. Omdat we in de synthese alle fases willen toetsen dient de fase uniform uitgevoerd te zijn. Doel van deze harmonisatiefase2 is daarom het gelijktrekken van de modellering van de 4 stroomgebieden.

Harmonisatie fase 2 is het eindpunt van fase 2. De aanbevelingen uit Harmonisatie fase 2 zijn het startpunt voor fase 3. Omdat de aanbevelingen in fase 2, zoals gerapporteerd, op hoofdlijnen zijn blijven deze aanbevelingen hoogstwaarschijnlijk relevant voor fase 3. De resultaten uit fase 3 worden vergeleken met de resultaten uit de harmonisatie fase 2

### **2. Landsysteem**

Quarles van Ufford is binnen het project Monitoring Stroomgebieden als laatste gemodelleerd. Alle verbeteringen in het landsysteem zijn daarom al direct in de rapportage Fase2 verwerkt. Een harmonisatie van Fase2 landsysteem was daarom voor Quarles van Ufford overbodig.

### **3. Oppervlaktewater systeem**

#### **3.1 Overzicht aanpassingen**

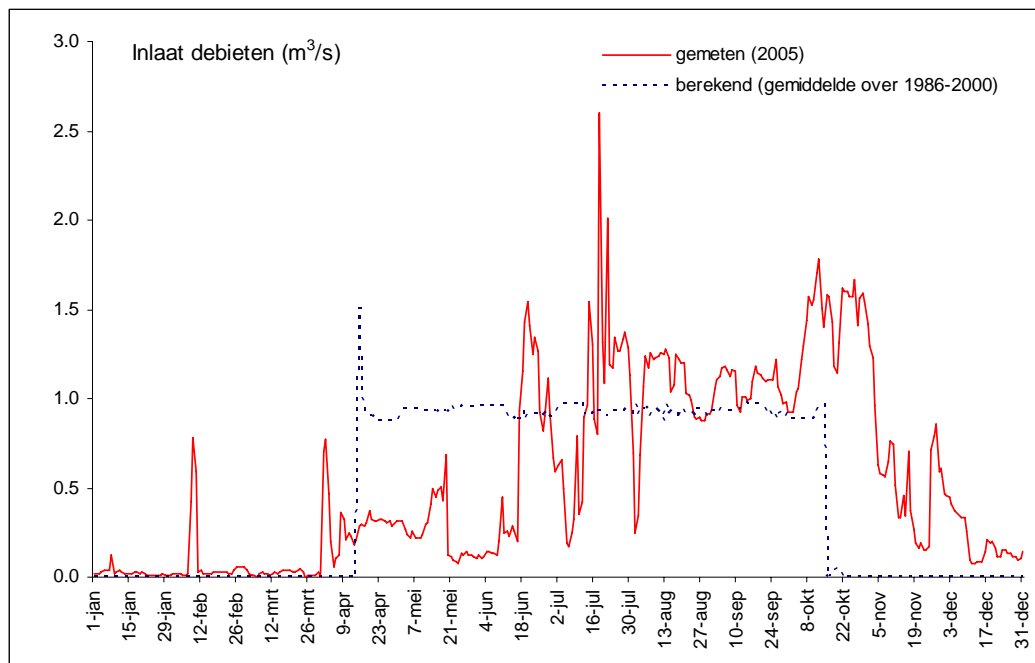
In het oppervlaktewatersysteem zijn twee veranderingen in de harmonisatie Fase2 doorgevoerd; een correctie van de inlaathoeveelheden en een aanpassing van de parametersettings van het oppervlaktewaterkwaliteitsmodel. Daarnaast is er nog een verbetering aan de biomassagroei in het model meegenomen in de harmonisatiefase.

#### *Inlaathoeveelheden*

De inlaat van water is een belangrijke balanspost voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford zoals de systeemverkenning (Soppe *et al.*, 2005) en het Fase2 rapport (Siderius *et al.*, 2007) laten zien. Deze balanspost is tegelijkertijd moeilijk te bepalen omdat niet alle inlaatpunten continue bemeten worden en historische data bovendien ontbreekt voor de inlaatpunten die wel bemeten zijn. In Fase2 is in Quarles van Ufford de inlaathoeveelheid daarom geschat op basis van de gemeten en geschatte inlaathoeveelheden over 2005. Door het instellen van een winter en zomerpeil op de



inlaten in het model is een vrij constant inlaat debiet van 1 m<sup>3</sup>/s over de zomerperiode verkregen in Fase2 (figuur1). Over het gehele jaar gezien komt de totale berekende inlaathoeveelheid op deze manier redelijk overeen met de gemeten hoeveelheid.

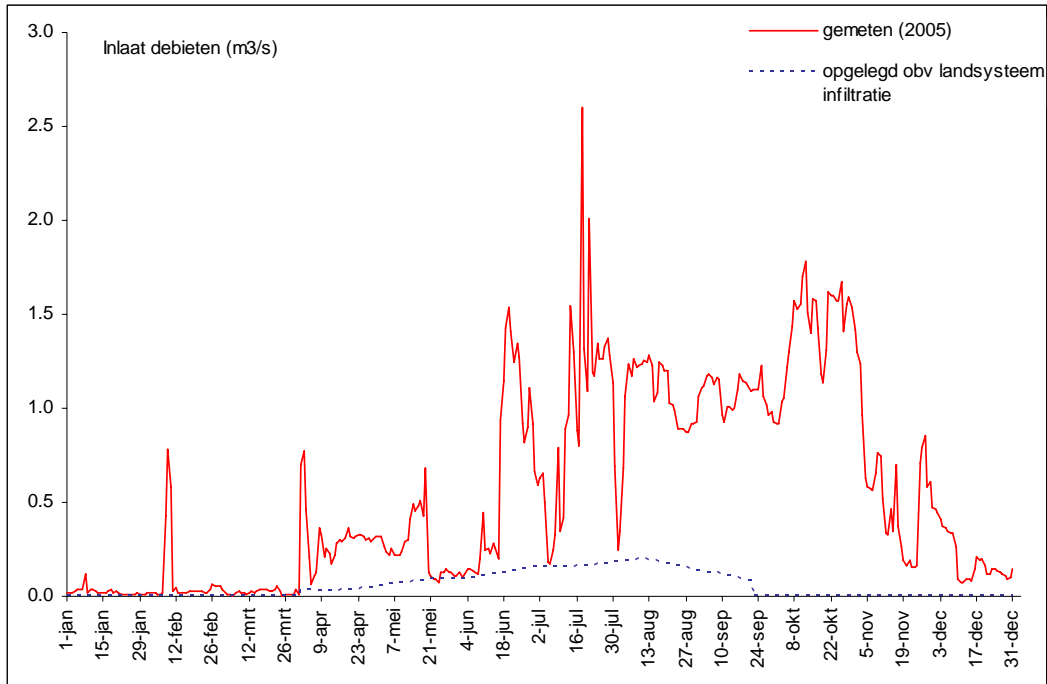


Figuur 1 Daggemiddelde gemeten en berekende wateraanvoer voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford (voor gemeten over 2005, voor berekend over de periode 1986-2000) uit Siderius *et al.*, 2007

Een nadeel van deze methode is dat inlaathoeveelheid vrijwel constant is over de gehele zomerperiode en daarmee niet de dynamiek reflecteert die wel in uit de metingen naar voren komt (zie figuur 1). Bovendien vindt in werkelijkheid ook in de winter nog inlaat plaats. Verder zijn slechts metingen voor 2005 gebruikt en zal er daarmee ook geen variatie tussen verschillende jaren optreden. Tenslotte wijkt deze methode af van de methode zoals gebruikt in de overige stroomgebieden zoals de Krimpenerwaard (zie ook Kroes *et al.* 2005).

De methodiek is dus niet uniform en bovendien sterk afhankelijk van de beschikbaarheid van regionale data. Juist Fase3 richt zich op het verkrijgen en gebruiken van deze regionale data. In Fase2 is het de bedoeling zo veel mogelijk landelijk beschikbare data te gebruiken. In deze harmonisatiestap is er daarom voor gekozen om de inlaathoeveelheden te bepalen op basis van de infiltratie zoals deze door het landsysteem (STONE) wordt bepaald. Deze is immers landelijk 'bekend' en beschikbaar. De totale infiltratiehoeveelheid per dag wordt bepaald en vervolgens in gelijke mate aan de 6 inlaatpunten toegekend (zie figuur 2). Deze methode is uniform en makkelijk toepasbaar. Het is echter niet de verwachting (en per se de bedoeling) dat dit ook een verbetering oplevert ten opzichte van Fase2. Zoals vermeld in de Fase2 rapportage wordt de inlaat in Quarles van Ufford maar ten dele bepaald door het vochttekort in de bodem. Ook vorstbestrijding of het gemak van een vrije afwatering via het Quarles van Ufford bemalingsgebied vanuit aanliggende polders

spelen een rol. De verwachting is daarom dat inlaten worden onderschat met deze methode.



Figuur 2 Daggemiddelde gemeten wateraanvoer en wateraanvoer afgeleid van de infiltratie in het landsysteem voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford (Harmonisatie Fase2 invoer)

#### Parameterisering

De parameterisering van het oppervlaktewaterkwaliteitmodel (NuswaLite) is vrijwel gelijk gebleven aan de parameterisering zoals deze ook in Fase 2 is toegepast. Slechts één parameter, die de concentratie bepaalt waaronder beperking van de stikstof- en fosforopname door biomassa optreedt, is verlaagd van 1 naar 0.1 g/m<sup>3</sup> voor N en van 0.1 naar 0.01 g/m<sup>3</sup> voor P. Deze verlaging zorgt er dus voor dat opname van stikstof en fosfor pas bij lagere concentraties beperkt zal worden.

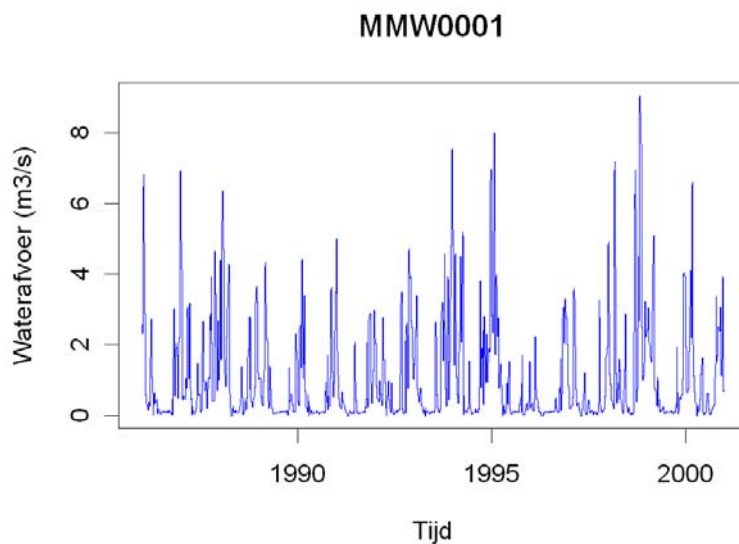
#### Modelversie

In harmonisatie Fase2 zijn voor alle gebieden dezelfde modelversies gebruikt. Voor Quarles van Ufford betekent dit dat er in het waterkwaliteitsmodel (NuswaLite) een aanpassing is gepleegd aan de beschrijving van de biomassa groei. Voor de berekening van de oppervlaktewaterstroming was al de nieuwste modelversie in gebruik.

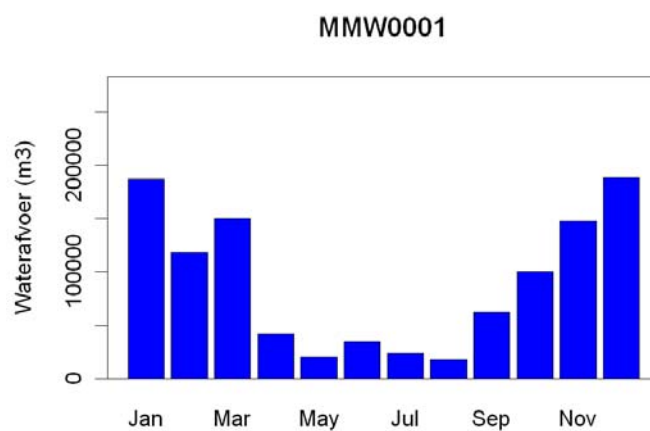
### 3.2 Resultaten waterkwantiteit module voor het oppervlaktewatersysteem

In figuren 3 t/m 6 zijn de afvoeren bij het uitstroompunt weergegeven zoals berekend door het oppervlaktewatersysteem. In Quarles van Ufford zijn historische metingen niet beschikbaar vandaar dat alleen berekende waarden zijn vermeld. De variatie in jaarlijkse afvoeren is op het eerste gezicht gelijk gebleven aan de variatie

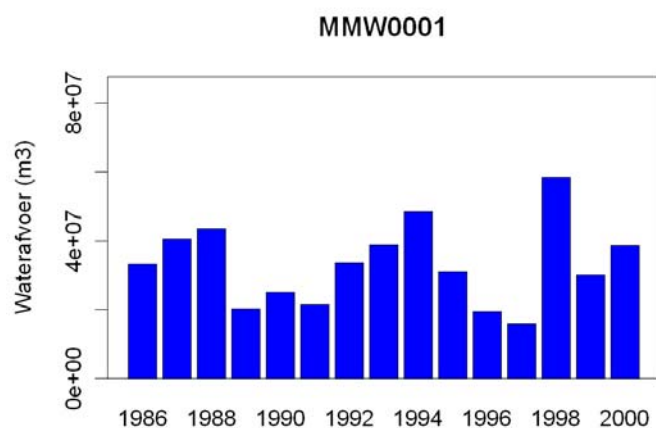
zoals berekend en gerapporteerd in Fase2. Wel zijn de totalen iets afgenomen doordat de inlaat van water sterk is afgenomen (tabel 1). Dit is ook terug te zien in de maandtotalen en dynamiek over het jaar. In de harmonisatiefase2 zakt de afvoer richting 0 m<sup>3</sup>/s terwijl deze in fase 2 door de inlaat van ongeveer 1 m<sup>3</sup>/s ruim daarboven bleef (zie ook tabel 1).



*Figuur 3 Berekende dagafvoeren voor de periode 1986-2000 voor het uitstroompunt*



*Figuur 4 Berekende maandafvoeren voor de periode 1986-2000 voor het uitstroompunt*



Figuren 5 Berekende jaarafvoeren voor de periode 1986-2000 voor het uitstroompunt

Tabel 1 karakteristieken voor gemeten afvoeren voor 2005 en berekende afvoeren over de periode 1986-2000 voor het totale bemalingsgebied Quarles van Ufford

	<i>min</i>	<i>1ste kwartiel</i>	<i>mediaan</i>	<i>gemiddelde</i>	<i>3e kwartiel</i>	<i>max</i>
afvoer gemeten	0.118	1.036	1.43	1.95	2.07	23.8
afvoer berekend Fase2	0.003	0.717	0.976	1.45	1.82	9.05
afvoer berekend Harmonisatie Fase2	-0.000	0.100	0.404	1.05	1.45	9.06

In tabel 2 zijn de balansposten voor het oppervlaktewatersysteem tegen elkaar uitgezet. Het grootste verschil is de vermindering van de inlaathoeveelheden. Dit werkt direct door in de uitlaat en heeft indirect ook een effect op de netto drainage, omdat dit een combinatie is van drainage minus infiltratie. Doordat er geen verandering in het landsysteem zijn doorgevoerd is de drainage gelijk gebleven. Tegelijkertijd heeft het oppervlaktewatermodel iets minder infiltratie berekend, waardoor de netto drainage iets is toegenomen. Deze vermindering van infiltratie komt omdat het model minder water beschikbaar heeft in droge periode door de verminderde inlaat en het daardoor niet aan de vraag vanuit het landsysteem kan voldoen.

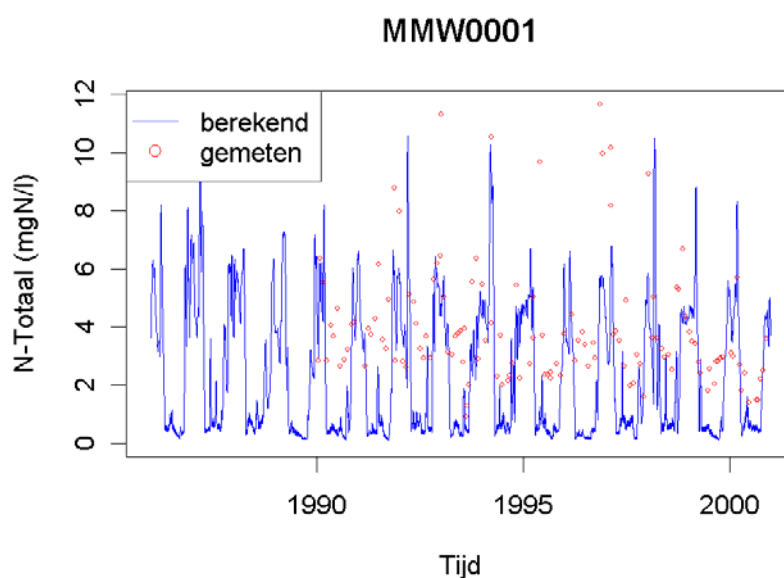
Tabel 2 Jaargemiddelde waterbalans van het oppervlaktewatersysteem voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford over de periode 1986-2000 zoals berekend door het Fase2 en Harmonisatie fase2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000		Oppervlakte balansgebied: 9613 ha			
IN	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> jr <sup>-1</sup>		UIT	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> jr <sup>-1</sup>	
	Fase2	Harm.Fase2		Fase2	Harm.Fase2
Neerslag	-	-	Verdamping	-	-
Netto drainage	31.1	31.5	Uitlaat	45.9	33.3
Inlaat	14.8	1.8			
Totaal	45.9	33.3	Totaal	45.9	33.3
Berging				0.0	0.0

### 3.3

## Resultaten waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem

Figuur 7 laat zien dat ook de stikstofconcentraties in de zomermaanden sterk afnemen en richting de 0 mg.l<sup>-1</sup> N gaan. In Fase 2 lag de minimumconcentratie rond de 1 mg.l<sup>-1</sup> N gedurende een kortere periode. De oorzaken zijn de afgenomen inlaathoeveelheid aan water en nutriënten en de daarmee samengaan langere verblijftijden in combinatie met de stikstof opname ook bij lagere concentraties. Dit resulteert in meer retentie. Deze is dan ook toegenomen van 27% in Fase2 tot 33% in Harmonisatie Fase2. De afname in vrucht in combinatie met een hogere retentie geeft een afname in gemiddelde stikstofconcentraties van 3.1 mg.l<sup>-1</sup> N over de periode 1990-2000 voor Fase 2 naar 2.3 mg.l<sup>-1</sup> N voor Harmonisatie Fase2<sup>14</sup>. Daarmee blijven de berekende concentraties ver onder de gemeten concentraties van 4.2 mg.l<sup>-1</sup> N.

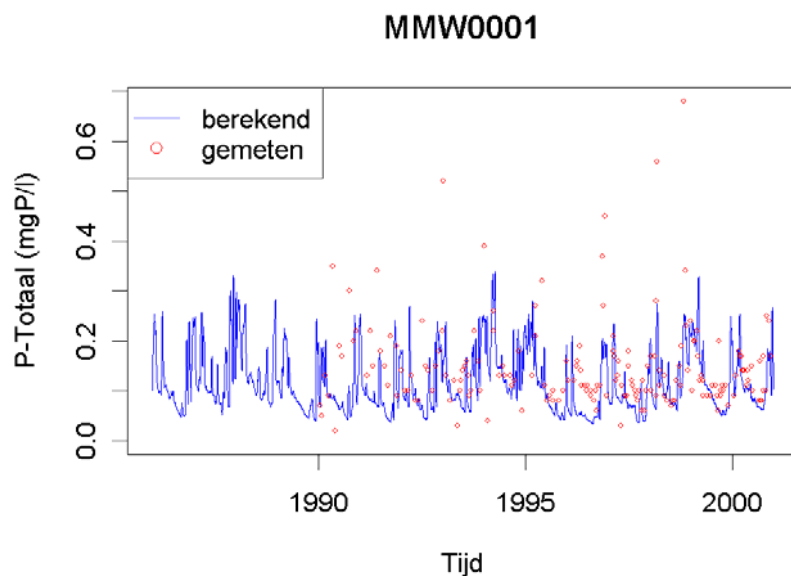


Figuur 7 Gemeten en berekende stikstofconcentraties bij het uitstroompunt van Quarles van Ufford voor de periode 1986-2000

Voor fosfor zijn de minimale concentraties juist minder geworden, waarschijnlijk doordat de stikstofconcentraties in de zomerperiode limiterend zijn geworden voor de opname. Wel is de langjarig gemiddelde fosforconcentratie afgenomen. Deze is omlaag gegaan van 0.12 mg.l<sup>-1</sup> P over de periode 1990-2000 voor Fase 2 naar 0.11 mg.l<sup>-1</sup> P voor Harmonisatie Fase2. Het langjarig gemiddelde van gemeten concentraties is 0.15 mg.l<sup>-1</sup> P. Fosfor laat hiermee een geringere afname zien dan stikstof. Dit komt mede doordat de fosforconcentraties in het inlaatwater in het model op 0 mg.l<sup>-1</sup> P staan (PAWN getalswaarden, zie rapportage Fase2). De vermindering van de inlaat heeft daarmee geen effect op de totale fosforvrucht. De afname in de gemiddeld concentratie, ondanks de verminderde water aan- en afvoer (wat hogere concentraties tot gevolg had kunnen hebben) wordt volledig veroorzaakt

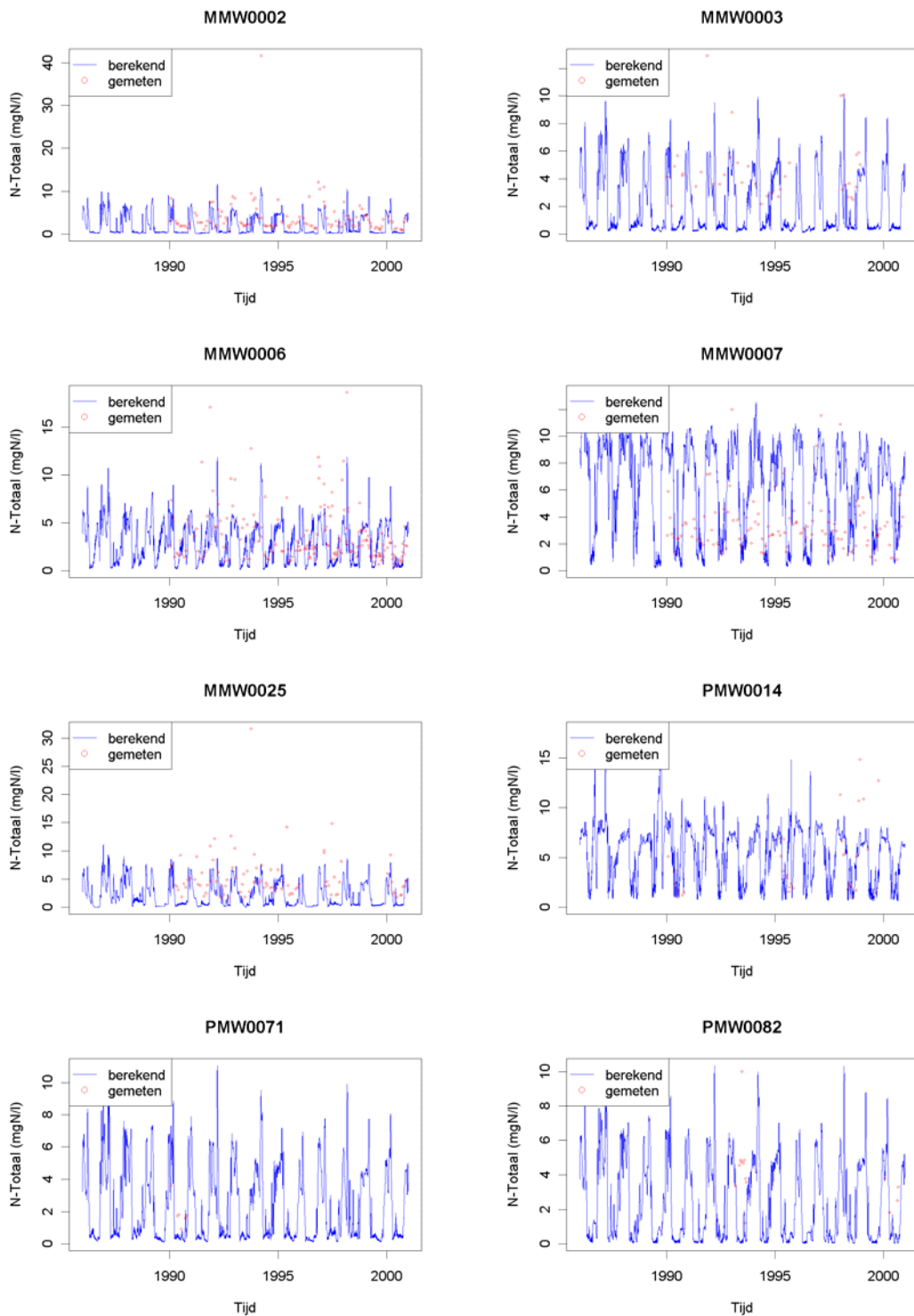
<sup>14</sup> gemiddelde berekende N concentratie Harmonisatie Fase2 gebaseerd op dagen waarvoor metingen beschikbaar zijn

door een toename aan opname in biomassa en sedimentatie. Fosfor retentie is daarmee toegenomen van 24% in Fase2 naar 40% in Harmonisatie Fase2.

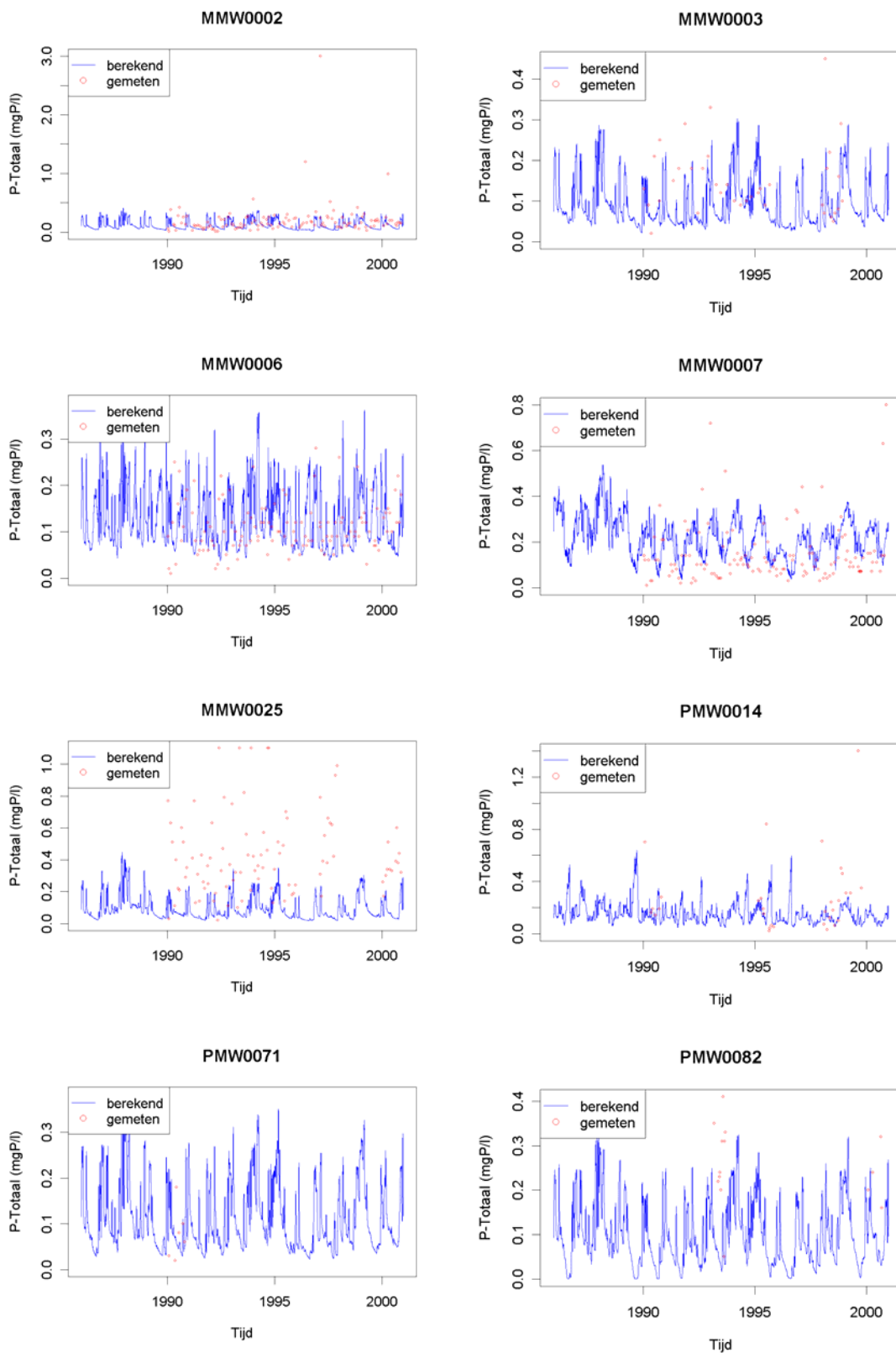


*Figuur 8 Gemeten en berekende fosforconcentraties bij het uitstroompunt van Quarles van Ufford voor de periode 1986-2000*

De meetpunten binnen het bemalingsgebied laten soortgelijke veranderingen, met name een sterke afname in zomer concentraties tot vrijwel 0 mg.l<sup>-1</sup> N, zien (figuren 9 en 10).



Figuur 9 Gemeten en berekende stikstofconcentraties voor de meetpunten binnen het stroomgebied Quarles van Ufford



*Figuur 10 Gemeten en berekende fosforconcentraties voor de meetpunten binnen het stroomgebied Quarles van Ufford*



In tabel 3 zijn ook de balansposten te zien. Ook hier is te zien dat door de afname aan inlaatwater de stikstofvrachten wel zijn afgenomen terwijl dit geen effect heeft gehad op de fosforvrachten. Het geringe verschil in N uitspoeling vanuit het landsysteem wordt veroorzaakt door een andere sommatie van drainage en infiltratietermen.

*Tabel 3 Stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem van het gehele bemalingsgebied Quarles van Ufford over de periode 1986-2000 zoals berekend door het Fase2 en Harmonisatie fase2 modelsysteem*

Balansperiode: 1986-2000					
IN	10 <sup>3</sup> kg		UIT	10 <sup>3</sup> kg	
	Fase2	Harm.Fase2		Fase2	Harm.Fase2
Uitspoeling landsysteem	227.8	228.3	Afvoer in opgeloste fractie	188.1	155.1
Aanvoer inlaten	31.1	3.7	Afvoer in biomassa	9.1	26.4
			Infiltratie landsysteem	4.0	1.8
			Denitrificatie	57.7	48.9
Totaal	258.8	232.0		258.9	232.0
Berging				0.1	-0.1

*Tabel 4 Fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem van het gehele bemalingsgebied Quarles van Ufford over de periode 1986-2000 zoals berekend door het Fase2 en Harmonisatie fase2 modelsysteem*

Balansperiode: 1986-2000					
IN	10 <sup>3</sup> kg		UIT	10 <sup>3</sup> kg	
	Fase2	Harm.Fase2		Fase2	Harm.Fase2
Uitspoeling landsysteem	10.35	10.35	Afvoer in opgeloste fractie	7.89	6.19
Aanvoer inlaten	-	-	Afvoer in biomassa	0.46	1.32
			Sedimentatie	1.86	2.71
			Infiltratie landsysteem	0.17	0.14
Totaal	10.35	10.35		10.38	10.35
Berging				-0.02	-0.00

### 3.4 Conclusies

De inlaat van water is van grote invloed op de totale afvoer en beïnvloedt ook de concentraties sterk, met name in de zomermaanden. Deze harmonisatiestap laat zien dat een andere methodiek een grote verandering in de schatting van deze inlatenhoeveelheden tot gevolg heeft. De aanbevelingsstap voor Fase3 om de inschatting van de hoeveelheid ingelaten water te verbeteren heeft daarmee alleen maar aan kracht gewonnen.

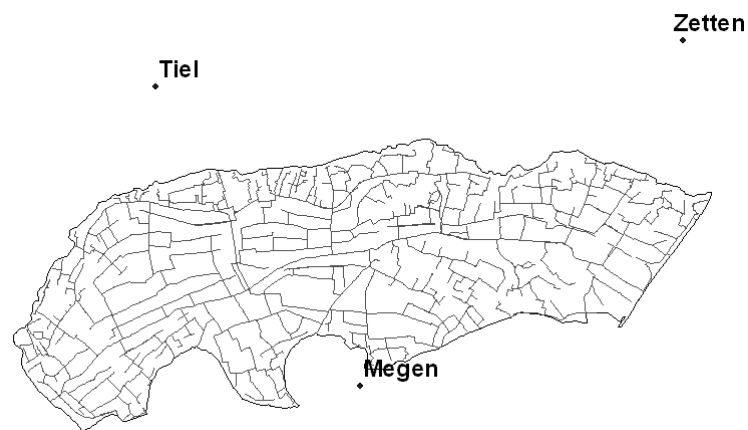
De aangepaste parameterisering in combinatie met de nieuwe biomassa opname in de laatste modelversie zorgen er voor dat de retentie hoger wordt. Een van de aanbevelingen voor Fase3 is het meenemen van de diffuse detailontwatering van kleine sloten en greppels in de oppervlaktewatermodellering. Het effect van de aangepaste parameterisering zal hierbij een groot effect kunnen hebben.

## Bijlage 2 Regionale gegevens

### *Meteorologie*

Om regionale meteorologische gegevens toe te kennen aan het stroomgebied Quarles van Ufford is gekeken naar de dichtstbijzijnde meteo- en neerslagstations. De neerslagstations 'Tiel', 'Zetten' en 'Megen' liggen in of nabij het gebied. De jaarsommen van deze neerslagstations zijn weergegeven in tabel 0-1. De locatie van de neerslagstations is weergegeven in figuur 0-1. Voor het toekennen van de neerslaggegevens aan de modelplots zijn de volgende 2 mogelijkheden uitgewerkt:

- Construeren van Thiessen polygonen en het toekennen van de neerslaggegevens aan de plots die binnen het desbetreffende polygoon liggen. Indien een plot in meerdere polygonen ligt wordt het polygoon gekozen waarin het grootste deel van de plot ligt.
- Toekennen van de neerslag van het meteostation dat voor het grootste deel van het stroomgebied het meest nabij is (i.e. het meteostation met de grootste Thiessen-polygoon). Dit is het meteostation van Megen.



*Figuur 0-1 Gebiedsbegrenzing Quarles van Ufford met hoofdwaterlopen en de dichtstbijzijnde neerslagstations*

Volgens de Thiessen-verdeling heeft station 'Megen' het grootste oppervlak binnen het stroomgebied (tabel 0-1). Verder liggen de jaarsommen aan neerslag van de drie stations dicht bij elkaar. Daarom is gekozen om de dagsommen van de neerslag van station 'Megen' voor het hele stroomgebied toe te kennen.

*Tabel 0-1 Thiessen-verdeling van de neerslagstations 'Tiel', 'Zetten' en 'Megen' voor het stroomgebied Quarles van Ufford*

Station	Oppervlak Thiessen (ha)	Neerslag 1971-2000 (mm/jaar)
Tiel	1128	762
Zetten	1702	771
Megen	8783	766
Regionaal gemiddeld		768

Voor alle meteorologische gegevens behalve de neerslag is gekozen voor station 'De Bilt', omdat dit het dichtstbijzijnde meteo-station is waarvoor gegevens zoals de luchttemperaturen en de Makkink Referentieverdamping beschikbaar zijn.

### ***Kwel en wegzijging***

De hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het model dienen op dagbasis te worden gedefinieerd. Dit kan op 2 manieren:

- Opgelegde flux;
- Berekende flux (op basis van stijghoogtes en hydraulische weerstanden).

Daggegevens met betrekking tot de flux (kwel- en wegzijgingsintensiteit) worden doorgaans modelmatig bepaald. Deze gegevens zijn niet voor alle stroomgebieden beschikbaar. Een alternatief zou zijn om de gemiddelde jaarsituatie van bestaande landelijke kwel- en wegzijgingskaarten te gebruiken, met hierop eventueel een seizoenscomponent gesuperponeerd (bijvoorbeeld een sinusvormig verloop van de kwel- of wegzijging rond het jaargemiddelde). Nadelen van het gebruik van een dergelijk geschematiseerde opgelegde flux zijn de beperkte nauwkeurigheid, alsmede de gevoeligheid voor numerieke problemen bij het draaien van de modellen<sup>15</sup>. Om die redenen is gekozen voor randvoorwaarden die op dagbasis worden berekend op basis van stijghoogtes en hydraulische weerstanden. Hiervoor wordt de volgende relatie gebruikt:

$$Q_{bot} = \frac{(H_{deep} - H_{gwl})}{C_{res}} \quad \text{Vergelijking 0.1}$$

waarbij:

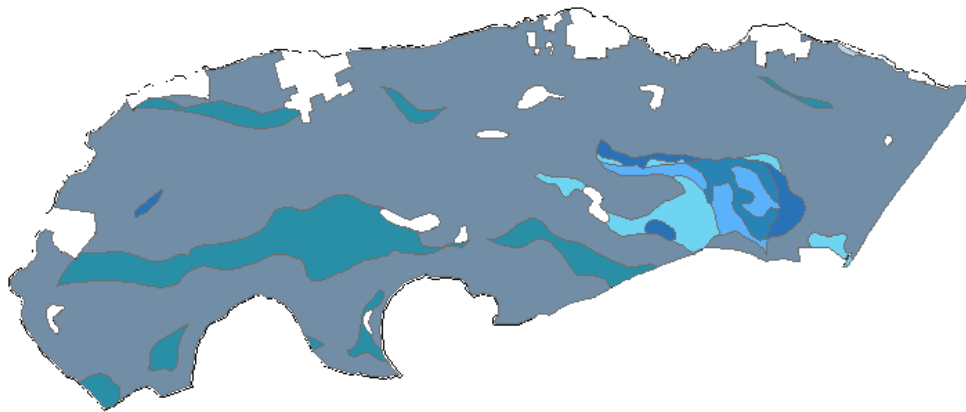
$Q_{bot}$	= flux over de onderrand (cm/dag): positief is kwel en negatief is wegzijging
$H_{deep}$	= diepe stijghoogte (cm + maaiveld)
$H_{gwl}$	= (ondiepe) grondwaterstand (cm + maaiveld)
$C_{res}$	= hydraulische weerstand onderrand (dagen)

De diepe stijghoogte (op dagbasis) en de hydraulische weerstand dienen als randvoorwaarde te worden gespecificeerd (de grondwaterstand wordt berekend).

Er is geen regionale data van de hydraulische weerstand voor alle stroomgebieden beschikbaar. Om die reden is gekozen voor een methode, waarbij gebruik gemaakt wordt van het Alterra-rapport 'Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken' (Van der Gaast et al., 2006). Hiertoe is Nederland op basis van meteorologie, hydrotypen, bodem en oppervlaktewater ingedeeld in schematisering-eenheden van 25 x 25 m<sup>2</sup>. De grenzen van de verschillende eenheden voor Quarles van Ufford zijn weergegeven in figuur 0-2.

---

<sup>15</sup> Dit is geverifieerd met aanvullende testberekeningen. Deze vertonen inderdaad aanzienlijk meer numerieke problemen.



*Figuur 0-2 Indeling Quarles van Ufford in schematisering-eenheden op basis van meteorologie, hydrotypen, bodem en oppervlaktewater (Van der Gaast et. al, 2006).*

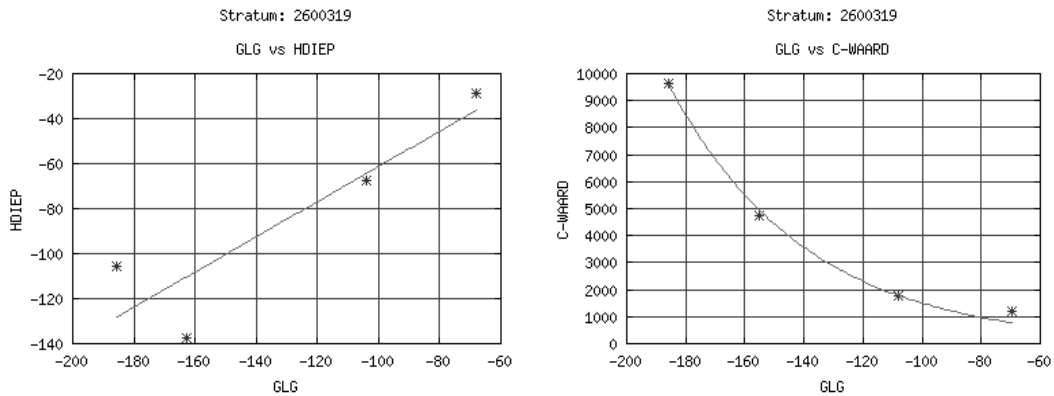
Voor iedere eenheid is voor 3 tot 5 verschillende grondwatertrappen en 3 verschillende landgebruiken/situaties het model SWAP gekalibreerd op de diepe stijghoogte en de hydraulische weerstand. Dit heeft geleid tot 12 combinaties (figuur 0-2), waarvoor de diepe stijghoogte en de hydraulische weerstand zijn vastgesteld.

*Tabel 0-2 Situaties en grondwatertrappen waarvoor SWAP is gekalibreerd (Van der Gaast et al., 2006).*

Situatie	Grondwatertrap				
Landbouw	IIa	IIIb	IV	VI	VII
Drainage		IIIb	IV	VI	VII
Natuur	IIa	IIIb		VI	

Voor alle overige grondwatertrappen kunnen de diepe stijghoogte en de hydraulische weerstand worden bepaald middels interpolatie en extrapolatie. Hierbij wordt aangenomen, dat de GLG (gemiddeld laagste grondwaterstand) het sterkst gerelateerd is aan de kwel- en wegzijging (i.e. interactie met het diepe grondwater). Voor de drie landgebruiken/situaties is, op basis van de kalibratieresultaten, een lineaire relatie tussen de GLG en de diepe stijghoogte aangenomen (figuur 0-3). Voor de relatie tussen de GLG en de hydraulische weerstand is een exponentiële functie aangenomen, waarbij de hydraulische weerstand niet groter kan worden dan 10000 dagen<sup>16</sup>.

<sup>16</sup> . Dit is tevens de grens die binnen het Karteerbare Kenmerken project is gehandhaafd



Figuur 0-3 Lineaire en exponentiële fit door de kalibratieresultaten van  $H_{deep}$  en  $C_{res}$  voor het scenario 'landbouw'.

Voor het Quarles van Ufford gebied zijn deze regressievergelijkingen toegepast op de (neergeschaalde) GLG kaart, waarbij verder onderscheid is gemaakt in landgebruik/situatie. Dit resulteert per eenheid van 25 x 25 m in een waarde voor de diepe stijghoogte en de hydraulische weerstand. Vervolgens zijn deze waarden aan de karakteristieke plots toegekend. Voor de diepe stijghoogte is het gemiddelde van de gridcellen in de plot berekend, voor de hydraulische weerstand is de mediaan genomen.

### ***Drainageweerstanden, peilen en buisdrainage***

Belangrijke sturende parameters voor de ontwatering en afwatering van de bodem zijn de drainageweerstanden en oppervlaktewaterpeilen. Omdat meetgegevens of vlakdekkende regionale data ontbreekt zijn de drainageweerstanden in de vier stroomgebieden indirect gebaseerd op meetgegevens van slootdichtheden en afgeleid via de Karteerbare Kenmerken methode (Van der Gaast *et al.*, 2006). De peilen in de poldergebieden Krimpenerwaard en Quarles van Ufford zijn bepaald op basis van beschikbare regionale gegevens over peilvak- en maaiveldhoogte om de regionale peilen vast te stellen. Verder spelen ook de buisdrainage en Qh relatie een rol in de ontwatering. Hieronder worden de aanpassingen kort beschreven.

### ***Drainageweerstanden***

De drainageweerstand wordt bepaald door de ontwateringsafstand en het doorlaatvermogen van de ondergrond. De ontwateringsafstand (de afstand tussen de ontwateringsmiddelen) wordt daarbij gezien als de meest bepalende factor voor de drainageweerstand (Van der Gaast *et al.*, 2006). Het Top10-vector bestand is gebruikt als bron voor de bepaling van de dichtheden aan waterlopen. Binnen dit digitale bestand worden 4 klassen van waterlopen onderscheiden, nl:

- Greppels en droogvallende waterlopen;
- Sloten smaller dan 3 meter;
- Sloten van 3 tot 6 meter breed;
- Sloten breder dan 6 meter.

Om als invoer te kunnen dienen voor de modellen zijn de klassen waterlopen teruggebracht naar 2 systemen: een afwateringssysteem en een ontwateringssysteem. Per gridcel van 25x25 meter is voor beide klassen waterloop bepaald wat de lengte

aan waterlopen is binnen een afstand van drie maal de spreidingslengte (dit is de afstand waarop de gridcel nog significant invloed ondervindt van de waterloop). Elke gridcel krijgt zo een gemiddelde slootlengte toegekend mede op basis van de slootlengte in aanliggende cellen. Uit de gemiddelde slootlengte kan vervolgens per gridcel en per waterloopsysteem een slootafstand worden berekend volgens (Van der Gaast *et al.*, 2006):

$$L = \frac{A}{l} \quad \text{Vergelijking 0.2}$$

Met:

- L = slootafstand voor beschouwd areaal (m)
- A = areaal (m<sup>2</sup>)
- l = som aan slootlengte binnen beschouwd areaal (m)

Binnen ‘Karteerbare Kenmerken’ is de factor *f* tussen drainageweerstand en slootafstand gekalibreerd met SWAP op gemeten grondwaterstanden in een groot aantal buizen. Hierna is per gridcel deze factor *f* toegekend op basis van de betreffende bodemfysische eenheid. Deze varieert van 1.1 tot 2.5. De drainageweerstand per gridcel is vervolgens berekend volgens (Van der Gaast *et al.*, 2006):

$$c_d = f * L \quad \text{Vergelijking 0.3}$$

Met:

- $c_d$  = drainageweerstand (d)
- f = factor (-)
- L = slootafstand binnen beschouwd areaal (m)

Om tot een waarde per plot voor Fase3 te komen voor de drainageweerstand is de mediaan genomen.

### ***Peilen***

In Nederland kan m.b.t. peilhandhaving een onderscheid gemaakt worden tussen gebieden met zowel waterafvoer als wateraanvoer en gebieden met alleen waterafvoer (zonder noemenswaardige wateraanvoer). Het eerst genoemde gebied bestaat meestal uit poldersystemen in holocene laag Nederland waar streefpeilen gehandhaafd kunnen worden, terwijl het tweede gebied meestal in hoog Nederland ligt waar water onder vrij verval tot afstroming komt en hooguit gestuwd kan worden.

In Fase3 zijn voor Quarles van Ufford gebiedsdekkende kaarten met streefpeilen beschikbaar. Het bemalingsgebied Quarles van Ufford is (grotendeels) een poldersysteem waar een vast peil gehandhaafd wordt (zomer- en winterpeil). Wel zijn op de oeverwallen in het noorden opjagers nodig om water aan te kunnen voeren. Peil kan hier mogelijk niet gehandhaafd worden. Zomer- en winterpeil worden bepaald door per gridcel het verschil tussen streefpeil en maaiveld te nemen. Vervolgens wordt het gemiddelde toegekend aan de plots.

### ***Aan- en afvoer relaties***

Vervolgens kan in SWAP ook bepaald worden of water vanuit het ‘oppervlaktewaterbakje’ in de bodem kan infiltreren en of een plot vervolgens wateraanvoer kan krijgen waarmee het waterniveau in dit ‘oppervlaktewaterbakje’ op streefpeil gehouden wordt. Voor Fase 3 is aangenomen dat zowel wateraanvoer als infiltratie voor alle plots plaatsvinden in de poldergebieden Quarles van Ufford en Kimpenerwaard. Voor de twee gebieden in hoog Nederland zonder wateraanvoer (Drentse Aa en Schuitenbeek) is wateraanvoer niet toegestaan. Infiltratie kan wel plaatsvinden.

Gerelateerd aan de peilen in de landsysteem-modellen is de Qh-relatie die bepaalt hoe groot de opstuwing is in het ontwatering- en afwateringsysteem in SWAP bij een bepaalde drainageafvoer. De Qh relatie kan worden vastgesteld op basis van de specifieke opstuwing bij een (jaarlijkse) maatgevende afvoer. In het Karteerbare Kenmerken project is per gridcel van 25 x 25 m<sup>2</sup> ook deze maatgevende afvoer bepaald. Daarnaast geeft het Cultuur Technisch Vademecum (Cultuurtechnische vereniging, 1988) per bodemsoort een Hoogwater Normpeil, de gewenste waterstand in een waterloop behorende bij een ontwerpafvoer die 1 dag per jaar wordt bereikt of overschreden, oftewel de maatgevende afvoer. Deze varieert slechts licht tussen de 50 en 60 cm beneden maaiveld. Een waarde van 60 cm -mv in combinatie met een constante waarde van 1.20 voor de slootdiepte geeft vervolgens een opstuwing van 60 cm bij een maatgevende afvoer van 1 keer per jaar.

De Qh relatie wordt in SWAP gemodelleerd op basis van een stuwvergelijking (Kroes en Van Dam, 2003):

$$Q = \alpha_{stuw} * H^{\beta_{stuw}} \quad \text{Vergelijking 0.4}$$

Met:

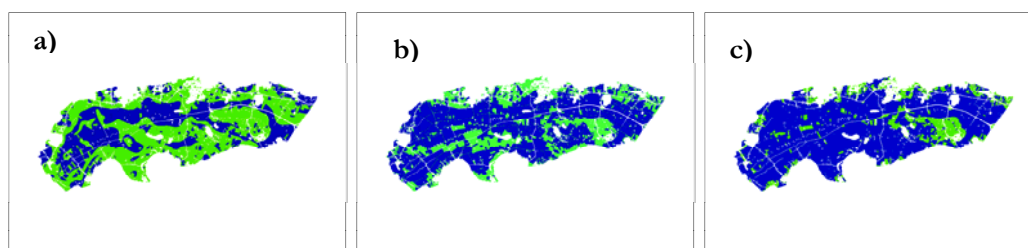
- Q = afvoer (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>)
- $\alpha_{stuw}$  = factor gebaseerd op breedte en stuwweerstand (m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>)
- H = overstorthoogte (m)
- $\beta_{stuw}$  = stuwfactor (-)

Met een waarde van 1.465 voor  $\beta$  (constante voor brede rechthoekige overlaat) en de bekende waarden voor Q (maatgevende afvoer) en H (overstorthoogte bij maatgevende afvoer) kan vervolgens  $\alpha_{stuw}$  worden bepaald per gridcel. Aan elk Fase3 plot is een gemiddelde van de gridcelwaarden toegekend.

### ***Buisdrainage***

Ook de buisdrainageparameters en schematisering zijn zo mogelijk regionaal verfijnd in Fase3. Door Massop (2002) is voor heel Nederland een schatting gemaakt van de waarschijnlijkheid van buisdrainage door informatie over landgebruik, GT en bodemfysische parameters met elkaar te vergelijken. Verder is in kader van de MIPWA Noord-Nederland studie (Snepvangers en Berendrecht, 2007), de buisdrainagekaart verbeterd. Dit levert een nieuwe kaart op, inclusief geschatte diepte voor de buisdrainage voor de Drentse Aa. Ook voor het Rivierengebied en daarmee Quarles van Ufford is een soortgelijke kaart aangemaakt. Buisdrainage is toegekend aan een plot in Fase3 wanneer meer dan de helft van de cellen binnen dit plot buisdrainage bevat ongeacht verschil in

diepte van de buisdrainage (figuur 0-4). Vervolgens is per plot met buisdrainage bepaald wat de meest voorkomende diepte was.



Figuur 0-4 Buisdrainage a Fase2 STONE; b kaart Rivierenland (Massop 2002); c na toekenning Fase 3

Zoals te zien is in figuur 0-4a, b en c is het areaal buisdrainage sterk toegenomen t.o.v. Fase2 (nog gebaseerd op de STONE schatting). Dit wordt niet alleen veroorzaakt door nieuwe informatie (figuur 0-4b) maar is ook een gevolg van het werken met unieke plots waardoor alle plots met minstens 50% aan gridcellen buisdrainage krijgen toegekend (tabel 0-3).

Tabel 0-3 Oppervlak buisdrainage Fase3

Volgens Kaart buisdrainage			
46065	28790625	no drains	
107743	67339375	with drains	70%
	96130000	total	
Na toekenning			
	81346290	with drains	85%
	96128795	total area	

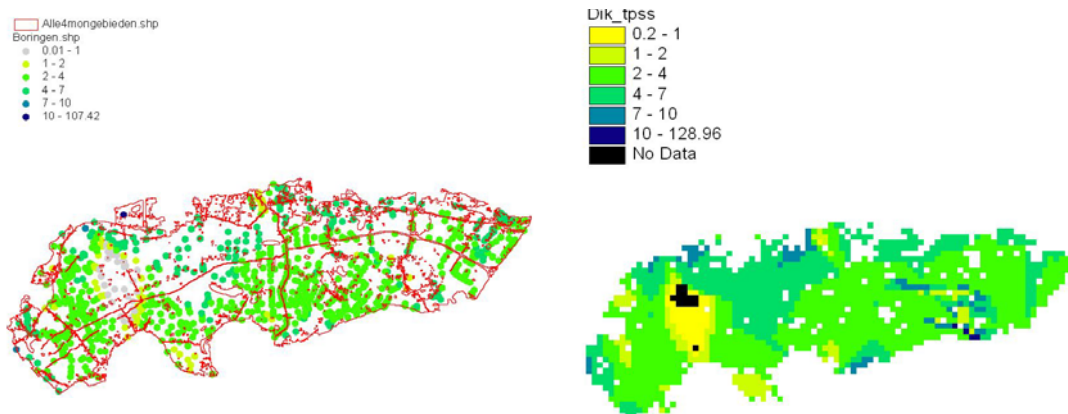
### **Pakkedikte van het topsysteem**

Voor Fase3 zijn voor de 4 gebieden fijnere schematiserings van de pakketdikte gemaakt. De lengte van de te modelleren grondkolom in fase2, afkomstig van STONE, was standaard 13 meter. Voor de parametrisatie van het topsysteem heeft TNO-NITG alle ondiepe boringen geassocieerd en als de boringen voldoende diep waren is vervolgens de dikte van het topsysteem vastgesteld (Van der Linden, 2002). In onderstaande figuur 0-5 is voor de Quarles van Ufford aangegeven welke boorlocaties het topsysteem doorsnijden (links). De boringen die gedeeltelijk het topsysteem doorsnijden zijn niet weergegeven. Rechts is de dikte per grid weergegeven. De statistieken zijn in tabel 0-4 weergegeven.

In sommige gevallen kan de dikte van het topsysteem lager zijn 2 meter en minder diep zijn dan de ontwateringmiddelen. Dit is niet realistisch en niet acceptabel voor SWAP grondwater berekeningen. Daarom is ook gekeken naar de GLG van elk Fase3 plot en de diepte van de drainagemiddelen. Uiteindelijk is de maximum dikte van de volgende drie condities gebruikt:

- Dikte op basis van TNO-NITG metingen
- GLG plus 2 keer de standaard deviatie
- Diepte drainagemiddelen plus 250 cm





Figuur 0-5 Dikte topsysteem op basis van ondiepe boringen (Van der Linden, 2002)

Tabel 0-4 Karakteristieken boringen deklaag (in cm)

	MIN	MAX	RANGE	MEAN	STD
Dikte deklaag QvU	0.20	12.97	12.77	3.81	1.69

### **Waterkwaliteit landsysteem**

Het regionaal verfijnen van de invoer van de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem bestaat uit drie onderdelen: (1) het parametriseren van de nutriëntenconcentraties in het (diepe) grondwater; (2) het bijstellen van de berekende fosfaatvoorraad in de bodem en (3) het verfijnen van de mestgiften in de gebieden voor de periode na 2000.

### **Kwelconcentraties**

In de regionalisering van de kwelconcentraties zijn voor Quarles van Ufford e nutriëntenconcentraties in de Maas opgelegd als kwelconcentraties. In eerste instantie zijn ook LMG (landelijk meetnet grondwaterkwaliteit, [www.rivm.nl](http://www.rivm.nl)) metingen geanalyseerd. Binnen Quarles van Ufford bevindt zich echter maar één meetpunt in het oosten van het gebied met een zeer lage waarde van 0.4 mg N/l. Eerdere studies (Van Heerwaarden *et al.*, 2005; Soppe *et al.*, 2005; Witteveen en Bos, 2002) wijzen op het belang van de rivierkwel, met name in het westen en langs de Maas en Waal. De keuze is daarom gemaakt om rivierconcentraties op te leggen als kwelconcentraties. Daarmee werden de opgelegde concentraties hoger (rond de 4-6 mg N/l) maar nog steeds lager dan de oorspronkelijke 14.7 mg N/l uit STONE.

### **Fosfaatophoping**

De fosfaatophoping in de bodem is bepalend voor de uitspoeling van fosfor. Voor de periode 1994-2000 is de frequentieverdeling van de berekende fosfaatvoorraad in de bovenste 50 cm van de bodem bepaald. Deze frequentieverdeling is voor de vier te onderscheiden landgebruikvormen (grasland, maïs, bouwland en natuur) berekend en vervolgens vergeleken met de gemeten fosfaatvoorraad op dezelfde diepte. Er zijn voor Quarles van Ufford twee bronnen van meetgegevens voor fosfaat beschikbaar:

- Landelijke Steekproef Kaartenheden / LSK (Finke *et al.*, 2001).
- Deelproject Monitoring Stroomgebieden 'fosfaatophoping in Quarles van Ufford' (Walvoort *et al.*, in voorbereiding)

De P ophoping volgens de laatste metingen blijkt een stuk hoger te liggen dan op basis van LSK database, met één meetpunt in Quarles van Ufford, wordt ingeschat. Gezien de veel hogere monsterdichtheid van de fosfaatophoping studie worden deze als representatiever en betrouwbaarder geacht dan de LSK metingen.

Aan de hand van de onderschatting van de fosfaatvoorraad wordt de hoeveelheid dierlijke mest over de periode 1941 t/m 1985 opgehoogd zodat de berekende fosfaatvoorraad overeenkomt met de gemeten fosfaatvoorraad.

## Oppervlaktewatersysteem

### *Correctie leggergegevens*

In Fase2 is voor het eerst met een oppervlaktewatermodel, SWQN, gerekend. Op basis van leggergegevens is een waterlopenstructuur aangemaakt. Daarin zijn vooral de A-watergangen geschematiseerd met daarbij de belangrijkste stuwen en inlaten. Voor Fase2 zijn een aantal controles uitgevoerd. De belangrijkste controles waren of alle waterlopen op elkaar zijn aangesloten, een verbinding hebben naar een uitstroompunt en niet in tegengestelde richting stromen. Deze controles passen de waterbodembedptes niet aan en fouten uit de leggergegevens anders dan bovengenoemde ruimtelijke schematiseringproblemen worden niet automatisch gesignaleerd en aangepast. In Fase2 is in meer of mindere mate, mede afhankelijk van foutmeldingen uit het model, vervolgens nog wel handmatig op knelpunten de invoer per stroomgebied aangepast. Maar met name in Schuitenbeek en de Drentse Aa waren nog niet alle onregelmatigheden die de berekeningen beïnvloeden uit de invoerfiles gehaald. Verder verschilde de hoeveelheid informatie per gebied, over bijvoorbeeld stuwhoogten en breedtes.

In deze stap in Fase3 zijn de leggergegevens gecorrigeerd en daarmee is de modelparameterisering van SWQN gewijzigd. In tabel 0-5 zijn een aantal karakteristieken van de schematisering van fase2 te zien.

Tabel 0-5 *Overzicht oppervlaktewater schematisering Fase2*

	<i>Schuitenbeek</i>	<i>Drentse Aa</i>	<i>Krimpenervaard</i>	<i>Quarles van Ufford</i>
<b>WaterKwantiteit</b>				
leggergegevens				
- waterlopen				
- aantal	351	984	1511 (inc TB 976)	1021
- maximum lengte	1254	2544	1492 (ex TB)	1000
- minimum lengte	12.98	10	9.17	3
- sectie bodembreedte	variabel	variabel	variabel	variabel
- verhang	Nee	Ja	Nee	Nee (middelpunt uit legger)
- 1/resistance	30	15/30 *6	30	30
- stuwen				
- aantal	30	148	12	188
- aantal uit legger niet geschematiseerd	Flex	2m - flex	flex	1 m (standaard) – 6 m
- stuwbreedte	Vast	Vast/flex	vast/flex	Vast (op wp/zp)
- flexibel peil/vaste hoogte				
- pompen				
- aantal	0	4	36**	6***
- compleet geschematiseerd				

Op basis van bovenstaande tabel zijn de volgende leggergegevens en invoerdata gecontroleerd en zo nodig gecorrigeerd:

1. sprong in bodemhoogtes (SCH,DRA,QvU,KRW)
2. sectie (waterloop) diepte (SCH,DRA,QvU,KRW)
3. stuwbreedtes (QvU)

Daarnaast is op basis van de HarmonisatieFase2-runs een aantal kenmerkende locaties de volgende uitvoer gecontroleerd:

4. stromingsrichting (met name in polders)
5. waterverdeling kruispunten (met name Drentse Aa)

Bovenstaande controles leidden in het bemalingsgebied Quarles van Ufford slechts tot een aanpassing van de stuwbreedtes op basis van detail informatie uit de leggergegevens. In Fase2 was nog gerekend met een standaard breedte van 1 m voor alle stuwen in de A watergangen met uitzondering van de stuwen benedenstrooms in de hoofdwetering die een breedte hadden van 3-6 m.

### ***Ingelaten water***

In Harmonisatie Fase2 is het ingelaten water in de polders Quarles van Ufford en Krimpenerwaard berekend op basis van het netto vochttekort per dag. Dat wil zeggen dat er slechts water wordt ingelaten op die dagen dat er voor individuele plots meer infiltratie dan drainage wordt berekend. Deze hoeveelheid wordt gelijk verdeeld over de inlaatpunten en als fluxrandvoorwaarde opgelegd in de zomerperiode.

Een vergelijking met beschikbare metingen laat zien dat de methode van Harmonisatie Fase2 niet de juiste inlaathoeveelheden berekend (Bijlage 1). In Quarles van Ufford is er een onderschatting van inlaathoeveelheden en ook een andere timing van inlaattmomenten. Bovendien verschillen in werkelijkheid de inlaathoeveelheden per inlaat. In Fase3 is daarom op basis van de metingen en overleg met het waterschap ingeschat wat per inlaatpunt de belangrijkste factoren voor het inlaten van water zijn en in welke periode dit gebeurt. Vervolgens is d.m.v. een peil- (Krimpenerwaard) of fluxrandvoorwaarde (Quarles van Ufford) per inlaat de gemiddeld ingelaten waterhoeveelheid per periode opgelegd en gesimuleerd.

Dit verschil in randvoorwaarden wordt veroorzaakt door zowel een verschil in inlaatregime als ook een verschil in indeling in peilvakken d.m.v. stuwen in het gebied. In de Krimpenerwaard is vooral sprake van inlaat van water voor peilhandhaving, zodat extra water kan infiltreren in de bodem en kan worden opgenomen door gewassen. Elk peilvak is direct aangesloten op de boezem zodat ingelaten water ook alle sloten in de polder kan bereiken. In Quarles van Ufford wordt de inlaat van water niet alleen bepaald door het vochttekort in de bodem maar wordt er ook een aanzienlijke hoeveelheid vanuit de naastliggende Bloemerspolder afgevoerd via het Quarles van Ufford gemaal omdat dit hier meestal onder vrij verval kan. Ook vindt er inlaat plaats voor vorstbestrijding in de fruitteelt. Verder telt Quarles van Ufford slechts 5 inlaten op meer dan 50 peilvakken, gescheiden d.m.v. stuwen. De meeste peilvakken zijn dus niet direct op een inlaat aangesloten maar ontvangen water via een aanliggend peilvak. Lokaal en gespecificeerd management

van deze stuwen bepaalt hier de verdeling van water. Dit leidt er toe dat het voor de waterbeheerder bij het inlaatpunt lastig is om de juiste hoeveelheid water in te laten. Meestal wordt er daardoor meer water ingelaten dan wat er op basis van vochttekort nodig is (pers. com. Paul Claessens, Waterschap Rivierenland). Het opleggen van streefpeilen in Quarles van Ufford zal er dus niet toe leiden dat de gesimuleerde inlaathoeveelheden in de buurt komen van de werkelijk ingelaten hoeveelheid water. Vandaar dat er in Quarles van Ufford voor gekozen is om op basis van meetgegevens van het waterschap bij de inlaatpunten een maandelijkse gemiddelde inlaathoeveelheid (fluxrandvoorwaarde) per inlaatpunt op te leggen. Deze gegevens waren voor deze Fase3 beschikbaar van 2004 t/m 2006. Gegevens over 2002, 2003 en 2007 worden beschikbaar gemaakt, maar konden nog niet worden meegenomen. Een nadeel van deze methode is dat er geen dagelijkse of jaarlijkse variatie in inlaathoeveelheden is. Ook is een 3 jarige reeks aan meetgegevens zeer beperkt om een goede schatting van de gemiddelde maandelijkse inlaat te bepalen.

De inlaatconcentraties van stikstof en fosfaat zijn in deze stap nog gebaseerd op de PAWN<sup>17</sup> concentraties. In een aparte waterkwaliteitsstap worden deze concentraties aangepast op beschikbare meetgegevens (paragraaf 3.5.4.2).

### ***Puntlozingen en –onttrekkingen***

In Fase2 zijn puntlozingen en –onttrekkingen nog niet meegenomen. Een aantal lozingspunten vanuit RWZI's zijn aanwezig in Quarles van Ufford. Naast het toevoegen van een debiet is in deze stap ook gelijk de bijbehorende concentratie aan stikstof en fosfaat toegekend.

In Fase3 zijn de belangrijkste puntlozingen en –onttrekkingen als puntbron aan het oppervlaktewater toegevoegd, zowel wat betreft hoeveelheid als ook de nutriëntenvrachten. In Quarles van Ufford betreft dit de RWZI Maasbommel. Het gemiddelde debiet van Maasbommel gemeten over 2004-2007 is 706 m<sup>3</sup>/dag of 0.008 m<sup>3</sup>/s. Deze waarde is als constant debiet toegekend aan de dichtstbijzijnde knoop van het oppervlaktewatermodel. Ook de RWZI van Dreumel loost nog net enkele meters voor het gemaal van Quarles van Ufford. Deze is echter niet meegenomen in de modellering wat tot een zeer kleine onderschatting van de waterafvoer kan leiden. Waterkwaliteitsmetingen worden echter niet door deze lozing beïnvloedt daar het meest benedenstroomse meetpunt (MW0001) enkele tientallen meters voor het lozingspunt ligt. Een derde RWZI Bergharen ligt op de rand van het bemalingsgebied en is in eerste instantie meegenomen in de modellering. In tweede instantie is door het waterschap aangegeven dat deze niet binnen Quarles van Ufford loost. De N- en P-toevoeging zijn daarop verwijderd uit de modelinvoer. De waterkwantiteitsmodellering was echter al afgerond en daarom is het debiet nog meegenomen in de verdere stappen. Verwacht wordt dat dit debiet (0.019 m<sup>3</sup>/s) geen grote rol speelt. In een vervolgstap zal dit verder verbeterd worden.

---

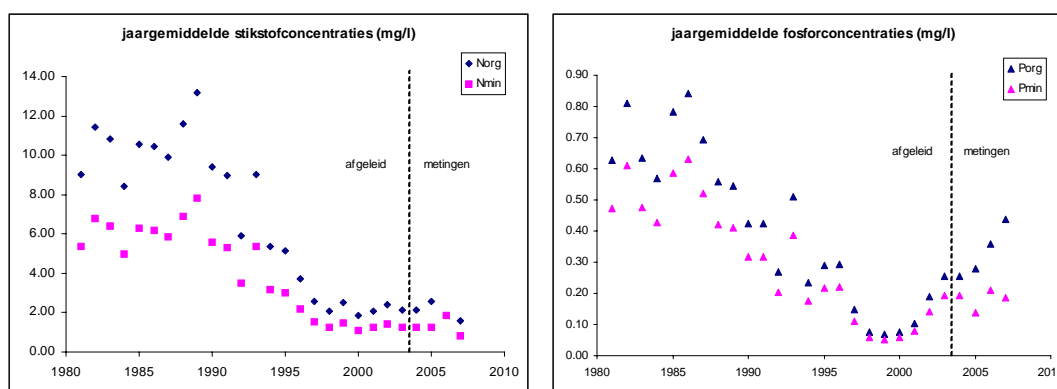
<sup>17</sup> Nederland is ingedeeld in 80 PAWN-districten. Deze PAWN-districten zijn voornamelijk ingedeeld op basis van kenmerken ten aanzien van waterbeheer en hydrologie. Bemalingsgebied Quarles van Ufford valt in zijn geheel binnen PAWN district 58. PAWN staat voor 'Policy Analysis for the Water Management in The Netherlands'.

De jaargemiddelde effluentconcentraties voor RWZI Maasbommel zijn gegeven in tabel 0-6. De modelinvoer kent alleen een splitsing tussen mineraal en organisch N en P. Omdat ammonium metingen ontbreken is deze verdeling niet precies vast te stellen. Eenzelfde benadering als bij de Krimpenerwaard (Kroes *et al.*, 2008) is toegepast door de minerale fractie te schatten op basis van het maximum van  $\text{NO}_3$  of  $N_{\text{tot}} - N_{\text{kjel}}$ . De organische fractie is vervolgens geschat door deze minerale fractie af te trekken van  $N_{\text{tot}}$ . Voor fosfor ontbraken de metingen voor orthofosfaat voor een groot aantal meetdagen, met name in 2004. De minerale fractie is voor die dagen geschat door de verhouding tussen mineraal-P ( $\text{PO}_4$ ) en totaal-P te bepalen op basis van de overige metingen.

Tabel 0-6 Gemiddelde effluent concentraties voor RWZI Maasbommel voor 2004-2007

	$\text{NO}_3$	$N_{\text{kjel}}$	$N_{\text{tot}}$	P	$\text{PO}_4$
2004	1.17	2.16	3.44	0.45	0.26
2005	1.15	2.56	3.83	0.42	0.14
2006	1.75	1.89	3.77	0.57	0.21
2007	0.81	1.58	2.42	0.62	0.18

Historische meetreeksen van voor 2004 waren niet op tijd beschikbaar voor RWZI Maasbommel om mee te nemen in Fase3. Omdat de metingen in de Krimpenerwaard (Kroes *et al.*, 2008) laten zien dat er een sterke dalende trend in concentraties en vrachten is vanaf halverwege de jaren tachtig is er voor gekozen deze gemiddelde trend van de RWZI's in de Krimpenerwaard ook op te leggen op de data van RWZI Maasbommel. Hierbij is de aanname gedaan dat verbeteringen in zuiveringstechnieken zich op landelijk schaal hebben voorgedaan. Op deze wijze is een variatie in vrachten over de jaren verkregen (figuur 0-6). Opvallend is de stijging in organisch fosfor metingen van de laatste jaren al laeten de metingen in de Krimpenerwaard ook al een lichte stijging zien in de voorafgaande periode van 1999-2003.



Figuur 0-6 Concentraties N (mg/l N) en P (mg/l P)

Door de concentraties te vermenigvuldigen met het gemiddelde debiet zijn de jaargemiddelde puntbelastingen ( $\text{g d}^{-1}$ ) van RWZI Maasbommel bepaald. Deze puntbelastingen zijn gebruikt als invoer voor NuswaLite.

### ***Stedelijk gebied***

Het stedelijk gebied en open water bleef in Fase2 nog buiten beschouwing. Dit gebied bestaat uit:

- open water
- verhard stedelijk gebied
- onverhard stedelijk gebied

Open water binnen deze gebieden is gedeeltelijk al meegenomen in de oppervlaktewater-schematisering van Fase2 en zal in de stap ‘diffuse detailontwatering’ (volgende paragraaf) verder worden verbeterd. Het verharde stedelijk gebied zal via riolering lozen buiten het gebied of via de RWZI in het oppervlaktewatersysteem terecht komen. Dit deel is dus al meegenomen in de modelinvoer (zie vorige paragraaf). In deze verbeteringsstap wordt het onverharde deel van het stedelijk gebied toegevoegd. In alle gebieden wordt aangenomen dat de verhouding stedelijk verhard : onverhard overeenkomt met 0.4 : 0.6.

Om deze afvoer van zowel water als nutriënten toe te kunnen voegen aan de oppervlaktewatermodellen zijn de volgende stappen zijn gezet:

1. Op basis van de landgebruikkaart is de hoeveelheid stedelijk gebied bepaald. 60% van dit areaal is vervolgens toegekend aan stedelijk onverhard. De afvoer hiervandaan zal binnen het gebied in het oppervlaktewater komen en is afkomstig uit o.a. groenstroken, parken en tuinen.
2. per gebied wordt één representatieve natuur-grasland-plot geselecteerd met een grondwatertrap dieper dan GT4, er vanuit gaande dat in stedelijk gebied weinig bemesting plaatsvindt en er voldoende drainage moet zijn;
3. de water- en nutriëntenafvoeren van deze plot wordt vermenigvuldigd met het areaal onverhard stedelijk in elke afwateringseenheid;
4. per afwateringseenheid worden de afvoeren toegekend aan de bijbehorende knooppunten van de oppervlaktewatermodellen Swqn en NuswaLite, net zoals dat gebeurt met de overige uitspoeling vanuit het landsysteem.

*Tabel 0-7 Oppervlaktes (ha) meegenomen in de modellering in fase2 en fase3 stedelijk*

	Quarles van Ufford
origineel	9613
plus stedelijk*	10704

\* 60% (onverhard) van totaal stedelijk. Oppervlakte stedelijk onverhard al gecorrigeerd voor open water

### ***Diffuse detailontwatering***

In Fase2 zijn alleen de grotere waterlopen expliciet gemodelleerd als secties in het oppervlaktewatersysteem. Al het overige open water, de kleinere sloten, greppels, meren en plassen zijn of buiten beschouwing gelaten of impliciet meegenomen in het oppervlak van het landsysteem. Deze overige waterlopen vormen samen de diffuse detailontwatering, waarbij het meeste water en de meeste stoffen eerst door deze kleine waterlopen zullen stromen voordat ze in de hoofdwaterlopen terecht komen. Berging en retentieprocessen kunnen ook hier plaatsvinden. In deze stap in Fase3 zal

het landsysteem areaal gecorrigeerd worden voor het areaal open water en zal dit open water worden toegevoegd aan het oppervlaktewatersysteem. Zo kunnen deze berging en retentieprocessen beter in kaart gebracht worden.

De karakteristieken van deze diffuse detailontwatering worden, per afwateringseenheid, in stappen berekend:

- Het totale oppervlakte aan open water binnen een afwateringseenheid wordt met VIRIS2005 (grid bestanden afgeleid van Top10Vector) bepaald.
- Een deel van het open water is al opgenomen in de gemodelleerde secties van SWQN. Dit oppervlak wordt bepaald. Het resterende deel open water wordt toegekend aan de diffuse detailontwatering, één extra waterloop per afwateringseenheid.
- De lengte van deze waterloop wordt bepaald door het oppervlak aan openwater voor de diffuse detailontwatering te delen door de doorsnede van deze waterloop (berekend met: bodembreedte 1m, helling1:1, diepte 1m).
- De nieuwe, veelal erg lange, waterloop heeft nu een correcte berging, maar een te hoge weerstand. Daarom vindt een correctie plaats van de Chézy-coëfficiënten om de weerstand te verlagen.

Tenslotte wordt het landsysteem areaal nog aangepast.

- Per gridcel (van 25m bij 25m) wordt het areaal open water afgetrokken van het totaal. In onderstaande tabel is het resultaat op stroomgebiedschaal te zien.

*Tabel 0-8 Oppervlaktes (ha) meegenomen in de modellering in fase2 en fase3 stedelijk*

	Quarles van Ufford
Origineel	9613
plus stedelijk*	10704
min openwater	10387

\* 60% (onverhard) van totaal stedelijk. Oppervlakte stedelijk onverhard al gecorrigeerd voor openwater

### ***Neerslag en verdamping***

In Fase3 wordt ook neerslag en verdamping op het oppervlaktewater meegenomen in de modellering. In combinatie met de verbetering van de verdeling van het oppervlak aan land en water (zie diffusie detailontwatering, vorige paragraaf) zal dit ertoe leiden dat de waterbalans m.b.t. neerslag en verdamping, voor land en water opgeteld, gelijk is aan de neerslag en verdamping die hoort bij het oppervlak van het gehele gebied. Daarnaast zal deze stap afhankelijk van het percentage open water in een stroomgebied in meer of mindere mate de nutriëntenconcentraties beïnvloeden.

Voor het toekennen van neerslag en verdamping zijn dezelfde databronnen gebruikt als ook voor het landsysteem in Fase3. Voor neerslag is de KNMI neerslagstation Megen gebruikt; voor verdamping KNMI hoofdstation De Bilt.

### ***Atmosferische depositie***

In Fase3 wordt als verfijningstap ook atmosferische depositie op het oppervlaktewater meegenomen. Hierbij wordt geen onderscheid gemaakt tussen droge en natte depositie omdat de invoerdata gebaseerd zal worden op de STONE invoerdata waarin alleen droge depositie, gecorrigeerd voor natte depositie, beschikbaar is. De depositiewaarden voor akkerbouwland in elk gebied zullen worden gebruikt. Jaargemiddelden zijn in kg/ha beschikbaar voor de periode van 1986-2000. Deze zijn in een jaarconstante belasting (in gr/dag) aan de knopen in het oppervlaktewatermodel toegevoegd op basis van het oppervlak aan open water dat hoort bij elke knoop.

### ***Inlaatconcentraties***

In Fase2 zijn inlaatconcentraties uit de PAWN studie overgenomen. In Fase3 is aan het inlaatwater een regionale concentratie meegegeven. Deze concentratie is gebaseerd op meetgegevens bij de inlaten of in de rivieren waaruit het water wordt ingelaten.

Voor de kwaliteit van het ingelaten Maaswater in Quarles van Ufford (zie ook par 3.5.3.2 ingelaten water) is het meetpunt Keizersveer beschikbaar (RWS en Waterleidingbedrijf Brabantse Biesbosch). Deze meetreeks omvat data voor nitraat, nitriet, ammonium, N-kjeldahl, totaal fosfor en orthofosfaat voor 1986 t/m 2006 met een minimale meetfrequentie van 1 keer per maand. Gemeten waarden zijn direct opgelegd aan de inlaatknooppunten vanuit de Maas; Nieuwe Schans en Blauwe Sluis.

Het water dat via de duikers onder de A50 door en vanuit inlaat de Aspert het gebied in komt is afkomstig van de Bloemers-polder. Een langdurige meetreeks voor deze inlaten ontbreekt. Op basis van metingen over 2003 zijn maandgemiddelde concentraties toegekend voor de duikers onder de A50 en apart voor inlaat de Aspert. Voor deze inlaten is dus geen historisch trend opgelegd.

### ***Regionale parametrisatie***

In Fase 2<sup>18</sup> zijn alle oppervlaktewater kwaliteitsmodellen met dezelfde procesparameters doorgerekend. Deze procesparameters zullen echter van gebied tot gebied kunnen verschillen. In Fase 3 is, op basis van elders opgedane ervaringen en 'expert judgement', een nadere inschatting gemaakt van de gebiedspecifieke procesparameters voor het oppervlaktewater kwaliteitsmodel.

De procesparameters betreffen:

- Parameters m.b.t. de biomassa, zoals sterftesnelheid, groeiafhankelijkheid (van nutriënten) en het percentage N en P waaruit de droge stof biomassa bestaat;
- Parameters m.b.t. interne processen, zoals mineralisatie, adsorptie/desorptie, sedimentatie (P) en denitrificatie (N);

---

<sup>18</sup> D.w.z: de Harmonisatie Fase 2



De parameters met betrekking tot biomassa zijn opnieuw vastgesteld op basis van nieuwe literatuurgegevens in combinatie met ervaringen in andere projecten. Er is geen aanleiding om deze groep procesparameters (binnen Nederland) gebiedspecifiek te differentiëren, er vanuit gaande dat dezelfde plantensoorten in alle stroomgebieden kunnen voorkomen.

De parameters die de mineralisatie, sorptie, sedimentatie en denitrificatie beschrijven kunnen wel regionaal variëren, omdat deze onder andere afhankelijk zijn van de dikte en samenstelling van de waterbodem. Deze parameters zijn voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford opnieuw vastgesteld op basis van expert judgement en ervaringen in andere projecten.

Tabel 0-9 geeft een overzicht van de procesparameters voor mineralisatie, denitrificatie en sedimentatie, waarbij ook wordt aangegeven of deze parameters in andere gebieden verschillen (d.w.z. of deze parameters al dan niet gebiedspecifiek zijn vastgesteld). Tabel 0-10 geeft de procesparameters die de sorptie bepalen. Bijlage 5 geeft de volledige parameterset. Voor verdere informatie over de invloed van parametersettings zie ook het deelrapport over de bandbreedte analyse uitgevoerd voor de vier gebieden (Mulder *et al.*, 2008 in voorbereiding).

Tabel 0-9 Parameters mineralisatie,denitrificatie en sedimentatie

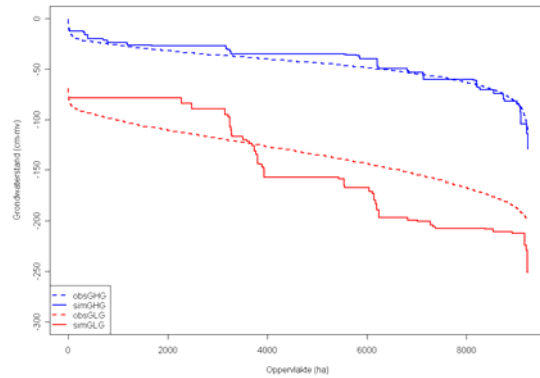
Parameter	Eenheid	Waarde	Gebiedspecifiek
MineralizationRate $k_{mi}$	d <sup>-1</sup>	0.15	Ja
Q10Mineralization $\beta_{mi}$	-	0.047	Nee
DenitrificationRate kden	d <sup>-1</sup>	0.05	Ja
Q10Denitrification $\beta_{den}$	-	0.045	Nee
SedimentSinkSpeed Mineral	m.d <sup>-1</sup>	0.15	Ja
SedimentSinkSpeed Organic	m.d <sup>-1</sup>	0.05	Ja

Tabel 0-10 Parameters sorptie

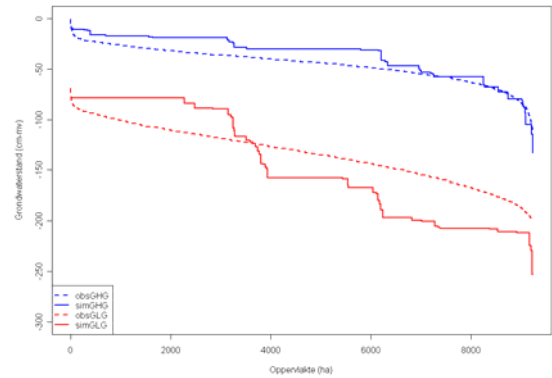
Parameter	Eenheid	Waarde	Gebiedspecifiek
LinSorptionNMin $k_{a\text{Nmin}}$	m <sub>pores</sub> <sup>3</sup> .g <sub>s</sub> <sup>-1</sup>	0.00007	Ja
LinSorptionNMax $k_{a\text{Nmax}}$	m <sub>pores</sub> <sup>3</sup> .g <sub>s</sub> <sup>-1</sup>	0.00007	Ja
LinSorptionNDayMax $t_{ka\text{Nmax}}$	dag	240	Nee
LinSorptionPMin $k_{a\text{Pmin}}$	m <sub>pores</sub> <sup>3</sup> .g <sub>s</sub> <sup>-1</sup>	0.001	Ja
LinSorptionPMax $k_{a\text{Pmax}}$	m <sub>pores</sub> <sup>3</sup> .g <sub>s</sub> <sup>-1</sup>	0.001	Ja
LinSorptionPDayMax $t_{ka\text{Pmax}}$	dag	30	Nee
BulkDensity $\rho_s$	g.m <sub>s</sub> <sup>-3</sup>	1100000	Ja
SedimentThickness $H_{sed}$	m	0.05	Ja

## Bijlage 3 GT vergelijking

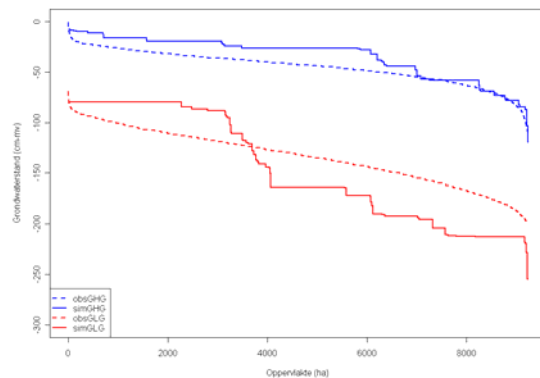
De berekende GLG en GHG waarden worden hier enkel vergeleken met de grondwaterstanden van de geactualiseerde GT kaart (Van der Gaast et al., 2006) zodat een vergelijking voor het hele gebied kan worden gemaakt.



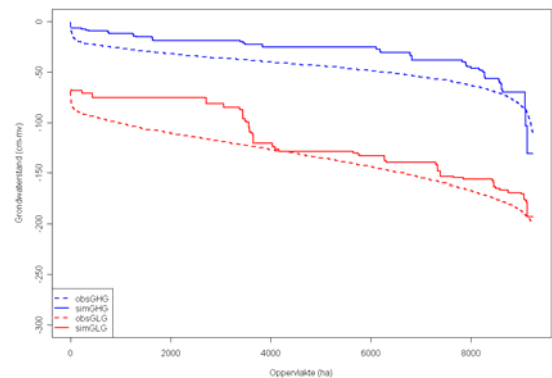
3.0-Decadebasis (Referentiesituatie)



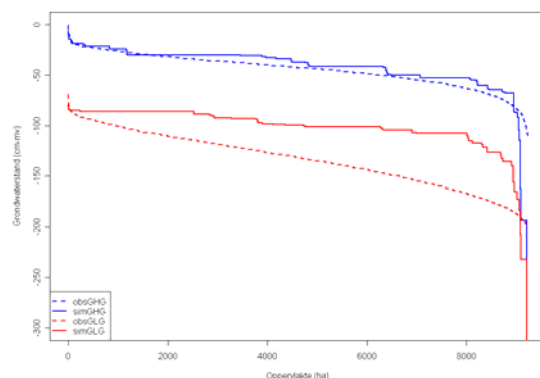
3.1-Dagbasis



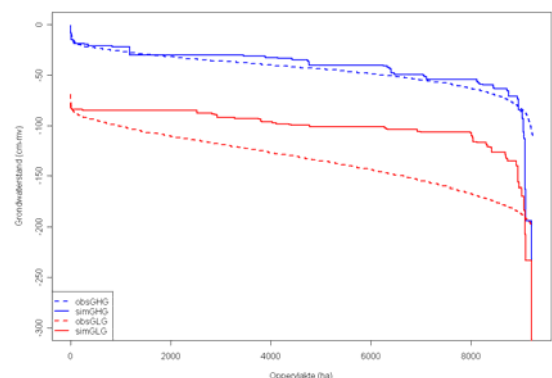
3.2-Meteo



3.3-Kwel



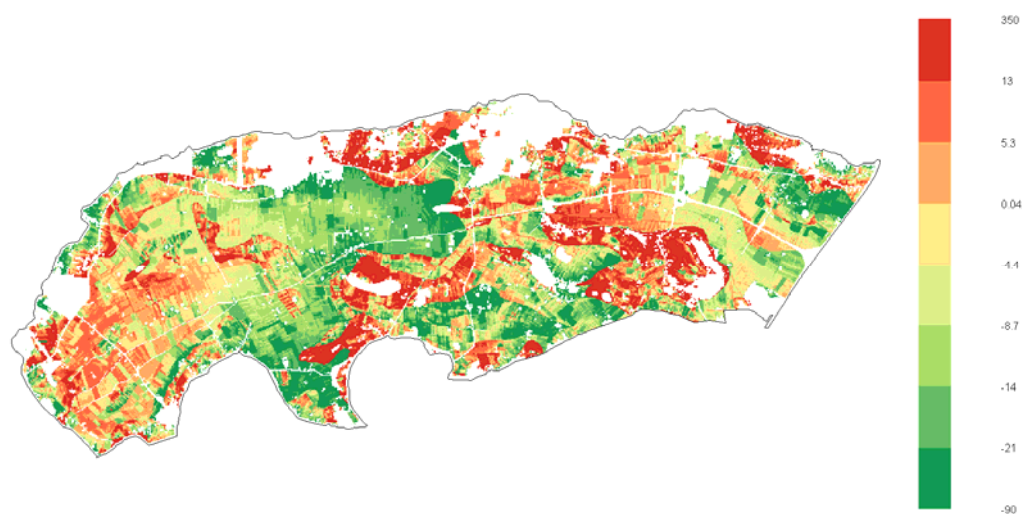
3.4-Peilen en drainagegerstanden



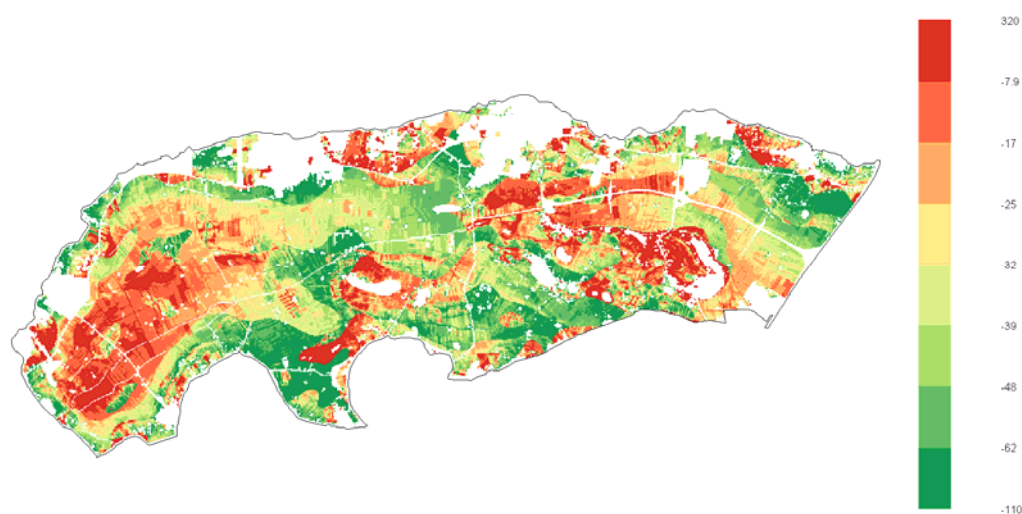
3.5-Pakketdikte

Figuur 0-8 De cumulatieve oppervlakteverdeling (ha) van de GHG en GLG (cm-mv) gemeten/gemodelleerd volgens Karteerbare Kenmerken (Gaast et al., 2006)

In de figuren 0-8 en 0-9 zijn de ruimtelijke verschillen tussen berekende en afgeleide (Karteerbare Kenmerken, Van der Gaast et al., 2006) GLG en GHG te zien.

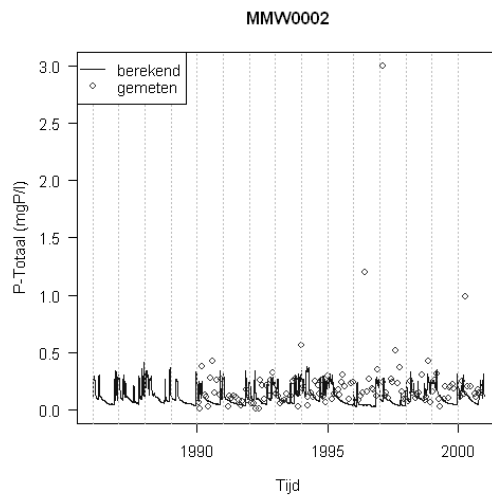
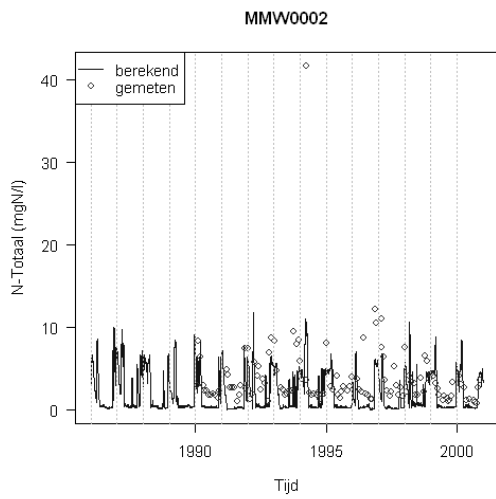


*Verschillen tussen berekende en 'gemeten' GHG ('gemeten'GHG volgens 'Karteerbare Kenmerken', Van der Gaast et. Al, 2006). Positief verschil: berekende GHG is dieper dan 'gemeten' GHG. Negatief verschil: 'gemeten' GHG is dieper dan berekende GHG.*

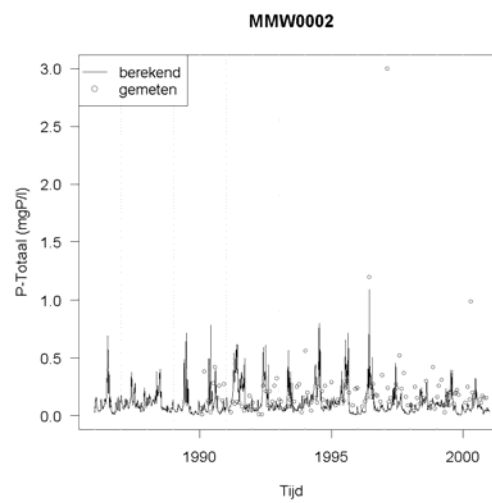
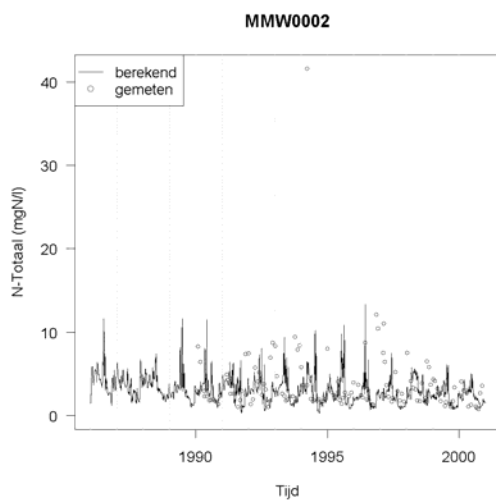


*Figuur 0-9 Verschillen tussen berekende en 'gemeten' GLG ('gemeten' GLG volgens 'Karteerbare Kenmerken', Van der Gaast et. Al, 2006). Positief verschil: berekende GLG is dieper dan 'gemeten' GLG. Negatief verschil: 'gemeten' GLG is dieper dan berekende GLG.*

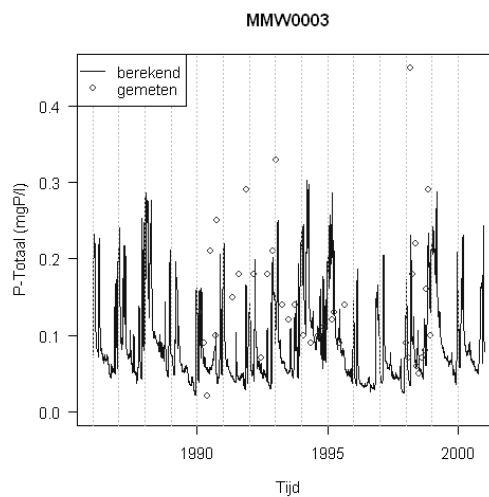
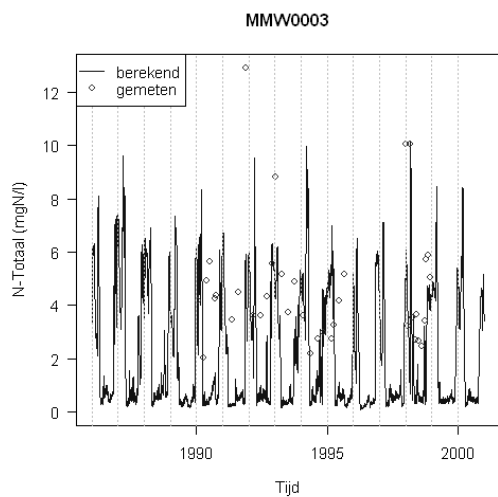
## Bijlage 4 Vergelijk Fase2 en Fase3



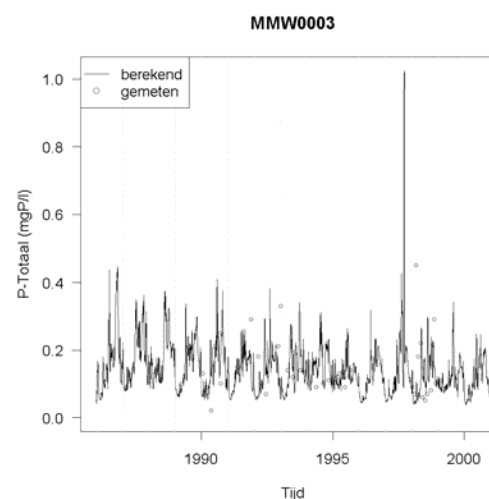
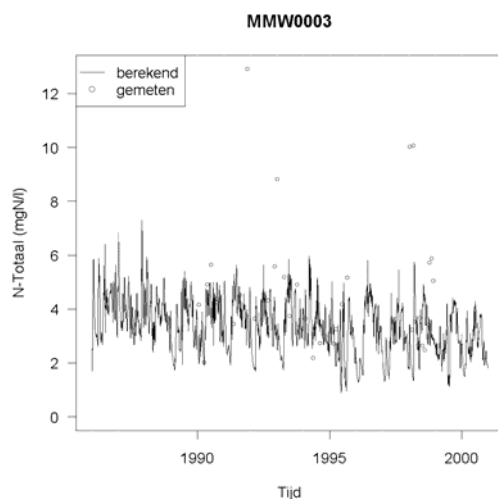
Eind Fase 2



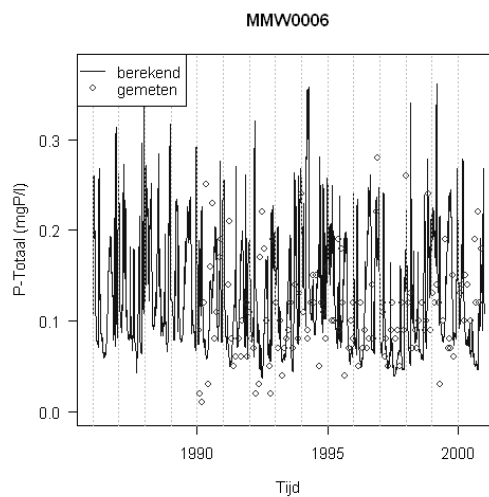
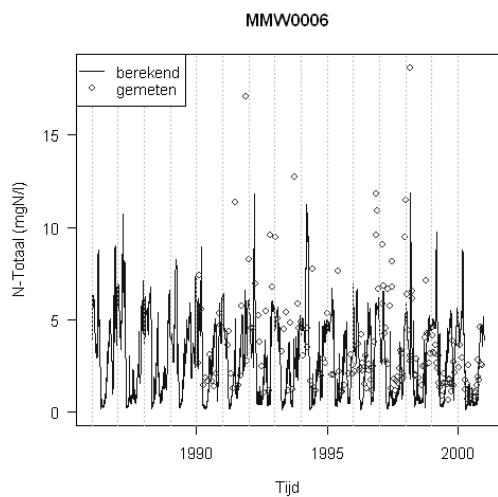
Eind Fase 3



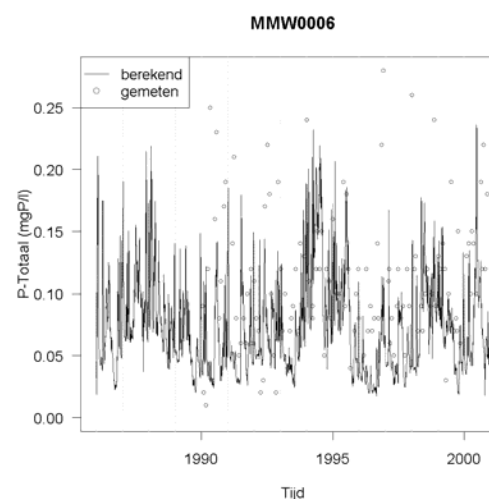
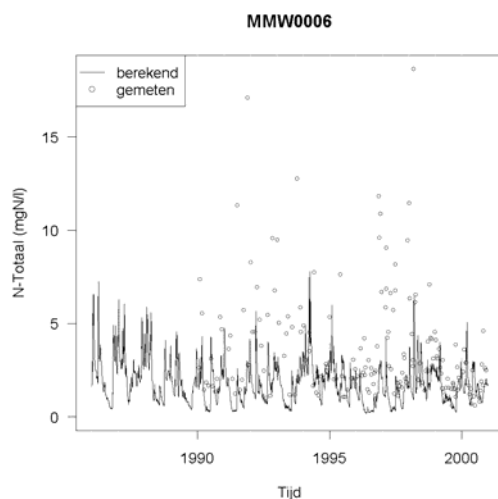
Eind Fase 2



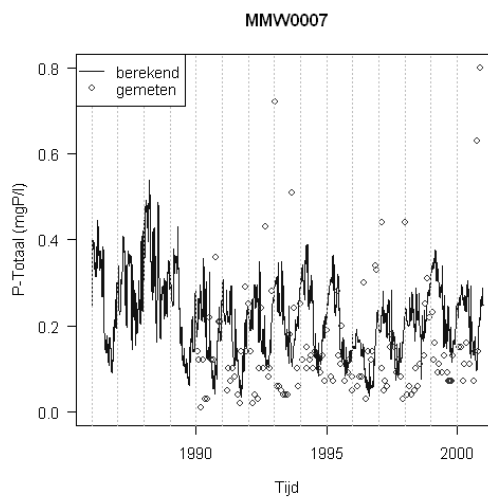
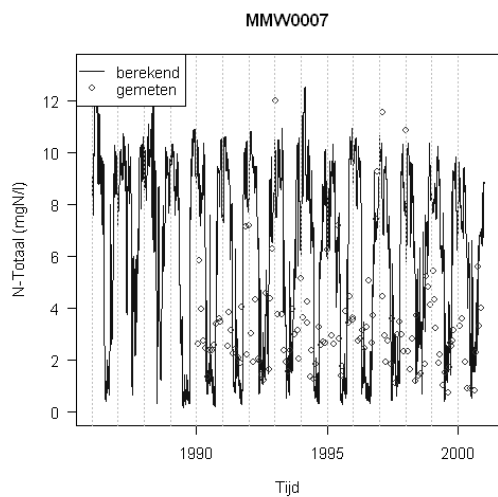
Eind Fase 3



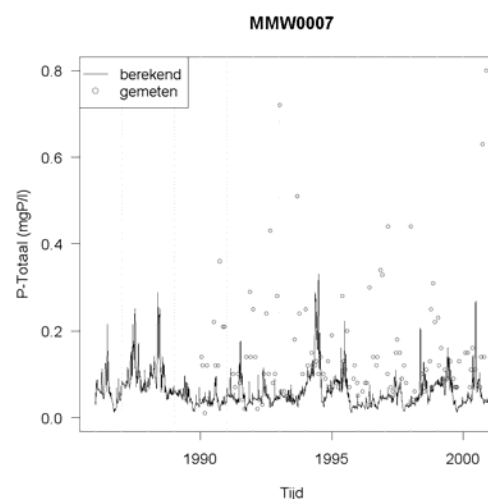
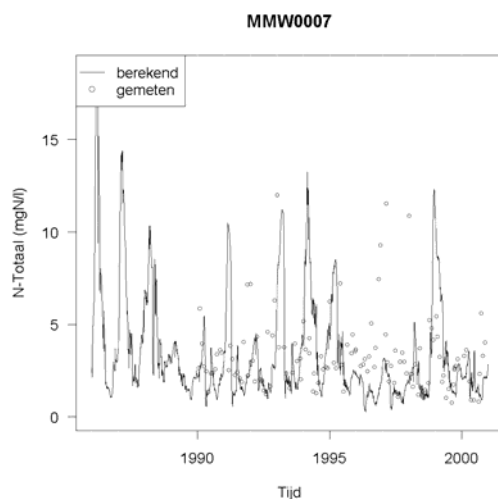
Eind Fase 2



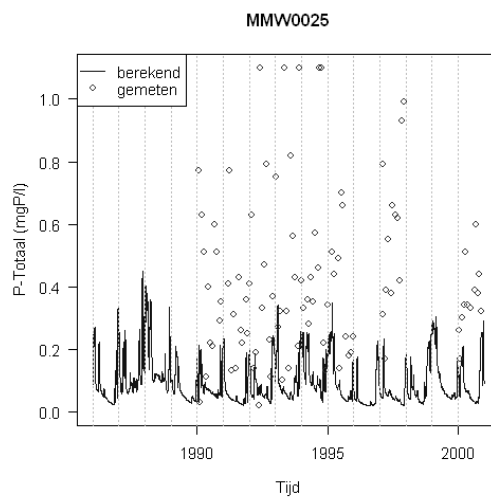
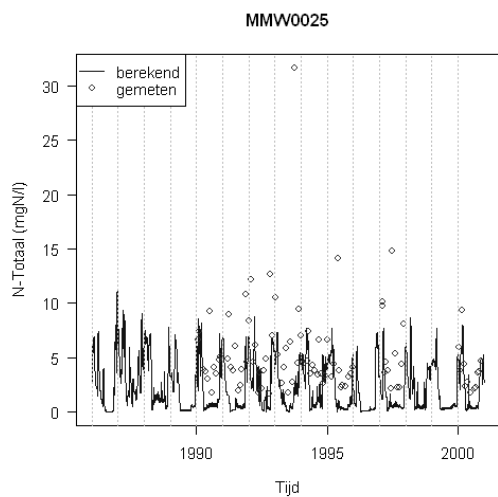
Eind Fase 3



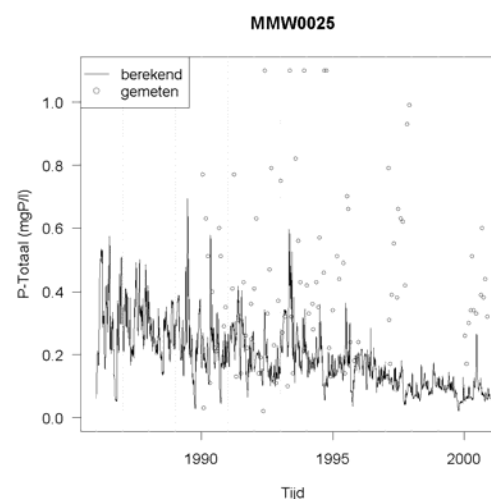
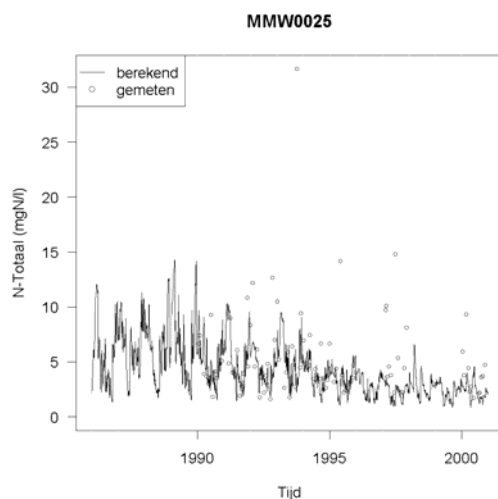
Eind Fase 2



Eind Fase 3

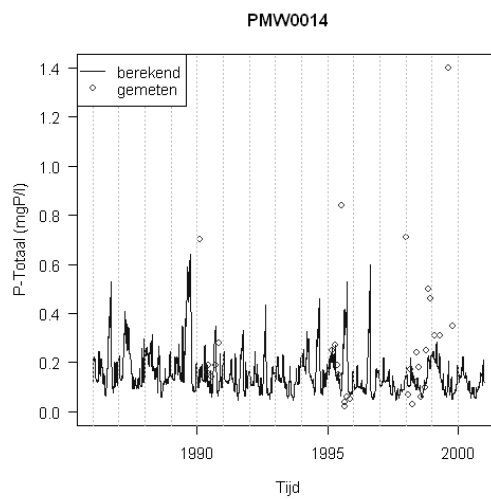
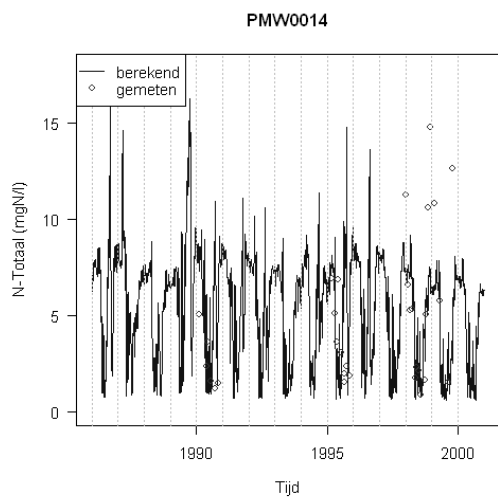


Eind Fase 2

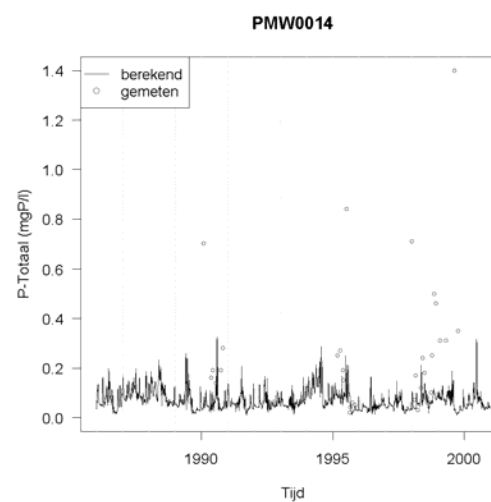
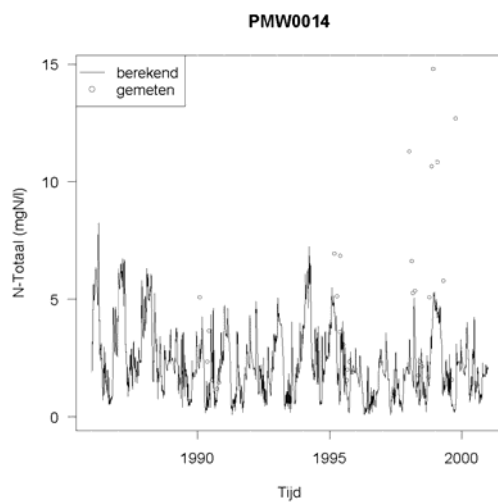


Eind Fase 3

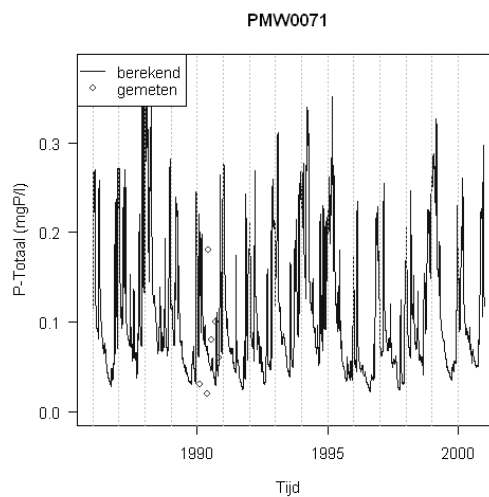
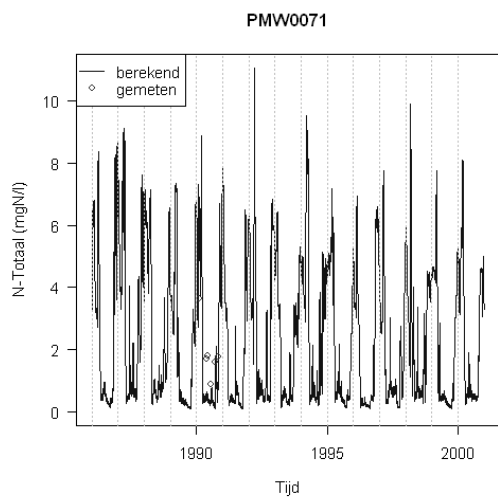




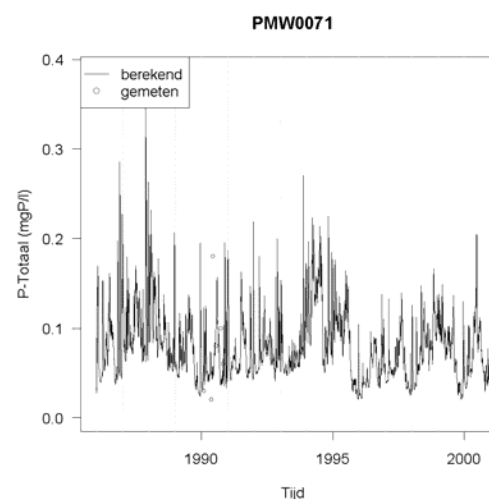
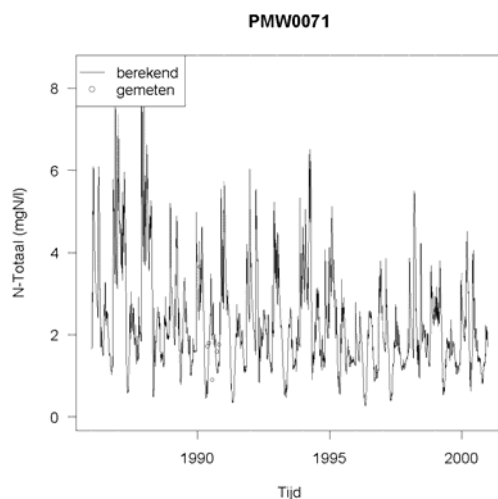
Eind Fase 2



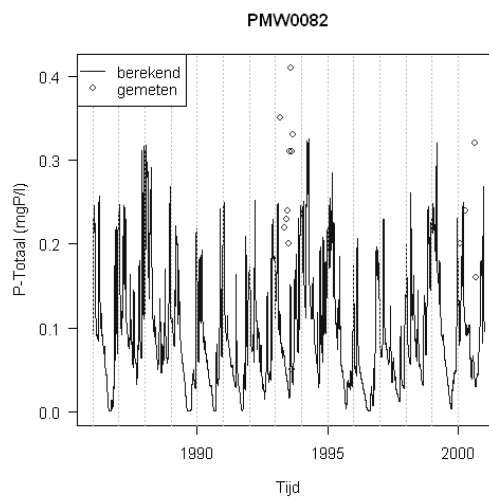
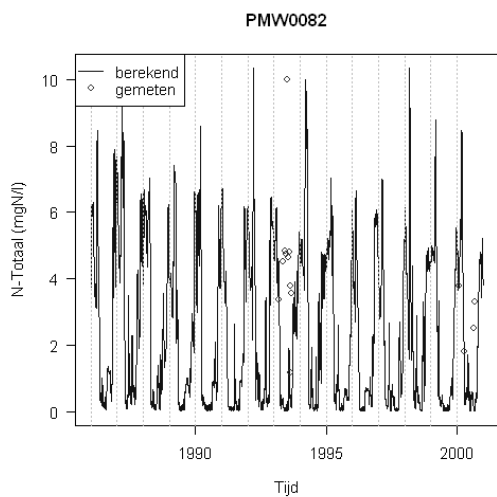
Eind Fase 3



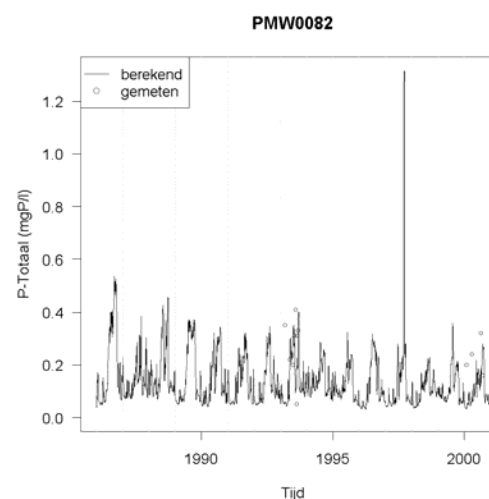
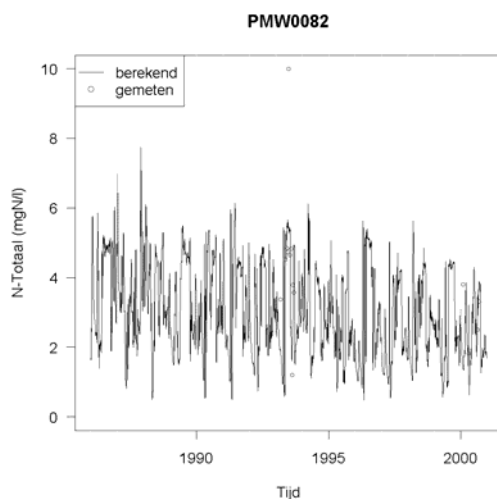
Eind Fase 2



Eind Fase 3



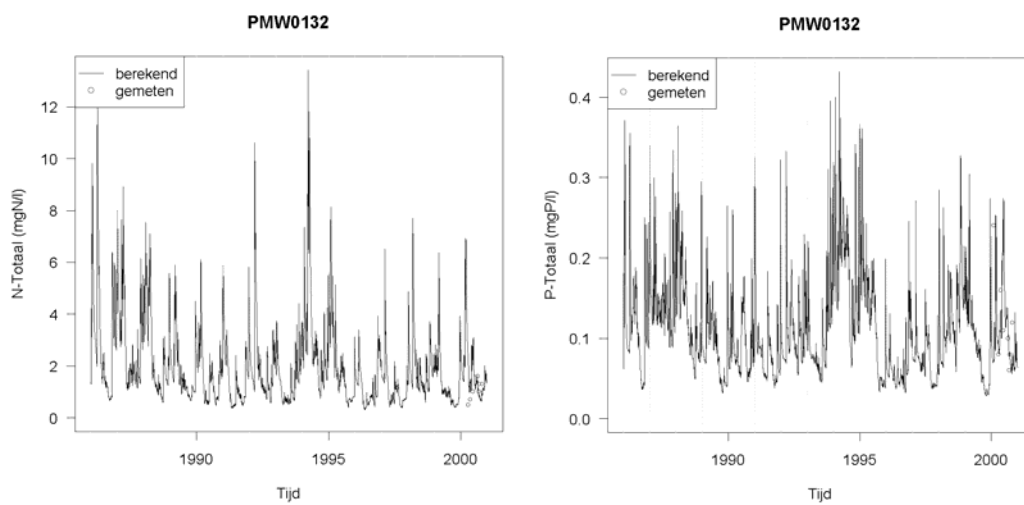
Eind Fase 2



Eind Fase 3



Ontbreekt want in Fase2 nog niet in schematisering (B watergang)



Eind Fase 3



## Bijlage 5 Regionale parameters oppervlaktewaterkwaliteitmodel

[LivBioPar]

ConcNitrCritUpt= 0.00001  
ConcPhosCritUpt= 0.00001

[Floating Biomass]

LightIntCoef= 0.23  
NitrogenDMRatio= 0.05  
PhosphorusDMRatio= 0.005  
RespirationRate= 0.3  
MortalityRate= 0.15  
Q10MortalityRate= 0.09  
ConcNitrMonod= 0.35  
ConcPhosMonod= 0.07  
InflowCFB= 0.0  
FBAdvectiveFraction= 0.2

[Rooting Biomass]

LightIntCoef= 0.02  
NitrogenDMRatio= 0.035  
PhosphorusDMRatio= 0.0025  
RespirationRate= 0.3  
MortalityRate= 0.06  
Q10MortalityRate= 0.15  
ConcNitrMonod= 0.01  
ConcPhosMonod= 0.005

[Parameters]

Latitude=51.50

MineralizationRate=0.15  
Q10Mineralization=0.047

DenitrificationRate=0.05  
Q10Denitrification=0.045

BulkDensity = 1100000  
LinSorptionsNMin=0.00007  
LinSorptionsNMax=0.00007  
LinSorptionsNDayMax=240

LinSorptionsPMin=0.001  
LinSorptionsPMax=0.001  
LinSorptionsPDayMax=30

SedimentSinkSpeedMineral=0.15  
SedimentSinkSpeedOrganic=0.05  
SedimentThickness=0.05

# =====  
# QVU 3.21d  
# =====



## Bijlage 6 Stikstof en fosforbalansen voor landgebruiktypes

*Tabel Stikstofbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000 - grasland*

Oppervlakte balansgebied		9613 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Atmosferische depositie	46.2	Oppervlakkige afspoeling	3.1
Bemesting	552.9	Ammoniakvervluchtiging	-*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.8	Denitrificatie	205.1
Kwel	6.1	Netto gewasonttrekking	383.9
		Afvoer door ontwatering	20.7
		Wegzijging	1.2
Totaal	606.0		614.0
Berging			-8.4

*Tabel Stikstofbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000 - akkerbouw*

Oppervlakte balansgebied		9613 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Atmosferische depositie	46.2	Oppervlakkige afspoeling	1.7
Bemesting	227.1	Ammoniakvervluchtiging	-*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	1.7	Denitrificatie	131.2
Kwel	4.2	Netto gewasonttrekking	147.9
		Afvoer door ontwatering	16.1
		Wegzijging	0.1
Totaal	279.2		297.0
Berging			-17.8

*Tabel Stikstofbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000 - mais*

Oppervlakte balansgebied		9613 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Atmosferische depositie	46.2	Oppervlakkige afspoeling	1.3
Bemesting	500.0	Ammoniakvervluchtiging	-*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	1.2	Denitrificatie	344.9
Kwel		Netto gewasonttrekking	151.0
		Afvoer door ontwatering	45.7
		Wegzijging	0.3
Totaal	551.7		543.2
Berging			8.5

\* Ammoniakvervluchtiging is al verrekend met bemesting bij invoer in het landsysteem instrumentarium



*Tabel Stikstofbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000 - natuur*

Oppervlakte balansgebied		9613 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Atmosferische depositie	46.2	Oppervlakkige afspoeling	0.3
Bemesting	0.0	Ammoniakvervluchtiging	-*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	1.3	Denitrificatie	77.5
Kwel	1.7	Netto gewasonttrekking	-0.5
		Afvoer door ontwatering	15.4
		Wegzijging	1.6
Totaal	49.2		94.3
Berging			-45.1

\* Ammoniakvervluchtiging is al verrekend met bemesting bij invoer in het landsysteem instrumentarium

*Tabel Fosforbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000 - grasland*

Oppervlakte balansgebied		9613 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Bemesting	60.24	Oppervlakkige afspoeling	0.24
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.00	Netto gewasonttrekking	42.31
Kwel	0.36	Afvoer door ontwatering	1.44
		Wegzijging	0.01
Totaal	60.61		44.00
Berging			16.61

*Tabel Fosforbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000 - akkerbouw*

Oppervlakte balansgebied		9613 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Bemesting	57.11	Oppervlakkige afspoeling	0.71
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.00	Netto gewasonttrekking	29.38
Kwel	0.25	Afvoer door ontwatering	0.99
		Wegzijging	0.00
Totaal	57.36		31.08
Berging			26.32

*Tabel Fosforbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000 - mais*

Oppervlakte balansgebied		9613 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Bemesting	123.26	Oppervlakkige afspoeling	0.10
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.00	Netto gewasonttrekking	29.54
Kwel	0.26	Afvoer door ontwatering	2.04
		Wegzijging	0.01
Totaal	123.52		31.69
Berging			91.83

*Tabel Fosforbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000 - natuur*

Oppervlakte balansgebied		9613 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Bemesting	0.00	Oppervlakkige afspoeling	0.01
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.00	Netto gewasonttrekking	0.00
Kwel	0.10	Afvoer door ontwatering	0.14
		Wegzijging	0.02
Totaal	0.10		0.17
Berging			-0.07

