



Systeemanalyse voor het stroomgebied de Drentse Aa Fase 2

J. Roelsma
F.J.E. van der Bolt
T.P. Leenders
L.V. Renaud
I. de Vries
K. van der Molen

Alterra-rapport 1386, ISSN 1566-7197
Reeks Monitoring Stroomgebieden 8-1



Systemanalyse voor het stroomgebied van de Drentse Aa Fase 2

Systeemanalyse voor het stroomgebied de Drentse Aa Fase 2

**J. Roelsma
F.J.E. van der Bolt
T.P. Leenders
L.V. Renaud
I. de Vries
K. van der Molen**

**Alterra-rapport 1386
Reeks Monitoring Stroomgebieden 8-I**

Alterra, Wageningen, 2006

REFERAAT

Roelsma, J., F.J.E. van der Bolt, T.P. Leenders, L.V. Renaud, I. de Vries en K. van der Molen, 2006. *Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Drentse Aa*; Reeks Monitoring Stroomgebieden 8-I Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1386. 23 blz. 47 fig.; 28 tab.; 9 ref.

Voor het project “Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders” is, als vervolg op een eerder afgeronde systeemverkenning en systeemanalyse fase 1, een vervolgsysteemanalyse (fase 2) uitgevoerd voor het stroomgebied van de Drentse Aa.

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

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

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

Trefwoorden: systeemanalyse, stroomgebied, Drentse Aa, modelsysteem, monitoring, mestbeleid, STONE, nutriënten.

ISSN 1566-7197

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

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

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Project aanpak	11
1.2 Opzet modelsysteem	12
1.3 Leeswijzer	14
2 Stroomgebied de Drentse Aa	17
2.1 Beschrijving van het gebied	17
2.2 Toetsgegevens voor het fase 2 modelsysteem	20
3 Fase 2 Modelsysteem	23
3.1 Inleiding	23
3.2 Het modelinstrumentarium	23
3.3 Ruimtelijke schematisatie de Drentse Aa	23
3.3.1 Schematisatie landsysteem	23
3.3.2 Schematisatie oppervlaktewatersysteem	23
4 Resultaten fase 2 modelsysteem	23
4.1 Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem	23
4.1.1 Toetsing	23
4.1.2 Waterbalans	23
4.2 Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem	23
4.2.1 Toetsing	23
4.2.2 Nutriëntenbalansen	23
4.2.2.1 Stikstof	23
4.2.2.2 Fosfor	23
4.3 Waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem	23
4.3.1 Toetsing	23
4.3.2 Waterbalans	23
4.4 Waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem	23
4.4.1 Toetsing	23
4.4.2 Nutriëntenbalansen	23
4.4.2.1 Stikstof	23
4.4.2.2 Fosfor	23
5 Discussie	23
5.1 Waterkwantiteit	23
5.2 Waterkwaliteit	23
6 Conclusies	23
7 Aanbevelingen	23

Literatuur	23
Bijlage 1 Het nutriëntenemissiemodel STONE	23
Bijlage 2 Het fase 2 modelsysteem	23
Bijlage 3 Geselecteerde STONE plots voor fase 2 modelsysteem	23
Bijlage 4 Resultaten van de waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem van het fase 2 modelsysteem	23
Bijlage 5 Resultaten van de waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewater-systeem van het fase 2 modelsysteem	23

Woord vooraf

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

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

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

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

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

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

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

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

Samenvatting

Voor het project “Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders” is, als vervolg op een eerder afgeronde systemverkenning, een systeemanalyse uitgevoerd voor het stroomgebied van de Drentse Aa.

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.

Er is gekozen om de eerste fase van het modelsysteem van de Drentse Aa aan te laten sluiten bij de huidige aanpak voor de evaluatie van het mestbeleid (Roelsma et al., 2006). In fase 2 van het modelsysteem is op basis van aanbevelingen uit de 1^{ste} fase het fase 1 modelsysteem verder verfijnd op basis van een gedetailleerde gebiedsschematisering. Tevens zijn in fase 2 de processen in het oppervlaktewater in het modelsysteem geïmplementeerd.

De toetsing van het fase 2 modelsysteem is afzonderlijk voor het land- en oppervlaktewatersysteem uitgevoerd, voor zowel de geheel benedenstroomse meetpunten (toetsing gehele stroomgebied) als voor de bovenstroomse meetpunten (toetsing deelstroomgebieden). Daarnaast is onderscheid gemaakt tussen de modelonderdelen voor de waterkwantiteit en modelonderdelen voor de waterkwaliteit. De toetsing van de berekende waterafvoer en nutriëntenuitspoeling is uitgevoerd op, respectievelijk, vijf en dertien meetlocaties, waarvoor in de periode 1986 t/m 2000 relatief lange meetreeksen beschikbaar zijn. Ten aanzien van nutriënten is onderscheid gemaakt tussen mineraal-, organisch- en totaal- stikstof en -fosfor.

Met het fase 2 modelsysteem is het mogelijk om waterbalansen en stofbalansen voor deelstroomgebieden te berekenen, zodat ruimtelijke en temporele verschillen en -trends in de balanstermen geanalyseerd kunnen worden.

Voor het westelijk deel van het stroomgebied wordt de waterafvoer onderschat. Een mogelijke verklaring hiervoor is de onderschatting van de kwel en bijdrage vanuit bebouwde gebieden voor dit traject. Voor het traject Anderse Diep – Rolderdiep wordt de waterafvoer overschat. Een mogelijke verklaring hiervoor is de onderschatting van de wegzijgingssituatie voor dit traject. Geheel benedenstrooms (gehele stroomgebied) wordt in fase 2 de waterafvoer met ca. 20 % onderschat. Dit is een verbetering ten opzichte van fase 1 (35 % onderschatting).

De dynamiek van de afvoer (temporele variatie) wordt goed gevolgd, maar de extreme waarden worden niet juist gesimuleerd. Dit laatste is inherent aan de in het modelsysteem gehanteerde tijdstap van 10 dagen. Omdat de verblijftijden in het stroomgebied van de Drentse Aa klein zijn (meestal kleiner dan 10 dagen) en korte reactietijden van de afvoer op (extreme) neerslag, worden de berekende afvoerpieken bij decadegegevens teveel gedempt.

De berekende langjarig gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties geheel benedenstrooms (respectievelijk 3.3 mg.l⁻¹ N-totaal en 0.17 mg.l⁻¹ P-totaal over de periode 1986 – 2000) zijn in dezelfde orde van grootte als de waargenomen langjarig gemiddelde stikstofconcentratie (respectievelijk 3.7 mg.l⁻¹ N-totaal en 0.15 mg.l⁻¹ P-totaal op meetlocatie 2101). De hier bijbehorende berekende langjarig gemiddelde stikstof- en fosforvrachten vanuit het landsysteem zijn 30 – 60 % hoger dan de waargenomen langjarig gemiddelde vrachten in het meest benedenstroomse meetpunt (meetpunt 2101). Het verschil hiertussen is de stikstof- en fosforretentie in het oppervlaktewater.

Doordat de ruimtelijke resolutie van de schematisatie van het fase 2 modelsysteem is verfijnd ten opzicht van de ruimtelijke resolutie van het fase 1 modelsysteem, maakt dit het mogelijk om met het fase 2 modelsysteem resultaten op een kleiner schaalniveau dan het gehele stroomgebied te presenteren (inzoomen in het gebied) en te toetsen aan waarnemingen in midden- en bovenlopen van het beekstelsel. Echter, door het gebruik van de landelijke parameter-set voor het fase 2 modelsysteem wijken de rekenresultaten op een aantal locaties (sterk) af van de waarnemingen.

Het fase 2 modelsysteem is in staat om op het niveau van het gehele stroomgebied de waargenomen stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater te voorspellen, waarbij tevens sluitende water- en nutriëntenbalansen worden gegenereerd. Echter met behulp van het fase 2 modelsysteem kunnen geen:

- relaties worden gelegd tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater, vanwege het ontbreken van regionale differentiatie in de invoergegevens van het modelsysteem (regionale parametrisatie);
- één op één beschrijvingen van de metingen worden gemaakt of resultaten op verschillende schalen worden gepresenteerd, vanwege de grove temporele uitvoer van het modelsysteem (10 dagen) en het ontbreken van een regionale parametrisatie.

Om deze redenen is het fase 2 modelsysteem ongeschikt om het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid op stroomgebiedsniveau beter te kwantificeren. Wel is met behulp van het fase 2 modelsysteem meer informatie verkregen met betrekking tot de indentificatie van kritische systeemcomponenten en –parameters van het studiegebied. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase.

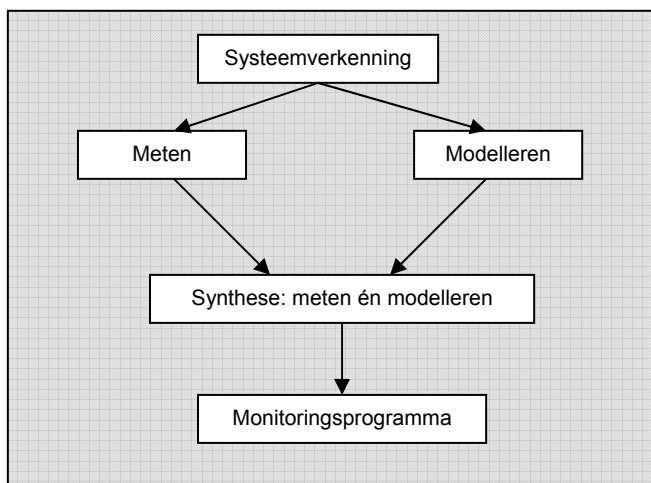
1 Inleiding

1.1 Project aanpak

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

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

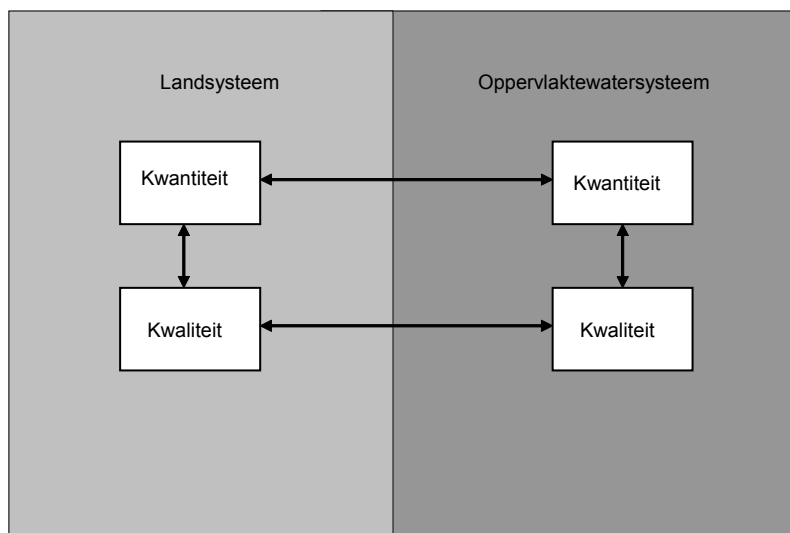
De constatering uit de systeemverkenningen heeft er toegebracht dat er voor ieder van de vier pilotgebieden, in overleg met de waterbeheerders, een intensief meetprogramma is opgezet. Dit meetprogramma is voor ieder gebied jaarlijks in een meetplan vastgelegd. Daarnaast is er gestart met het opzetten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



Figuur 1.1 Schematische weergave projectopzet

1.2 Opzet modelsysteem

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



Figuur 1.2 Modulaire opzet modelsysteem

Eisen modellen

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

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

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

Fasering

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

De eerste fase van het modelsysteem van de Drentse Aa is afgerond en gerapporteerd (Roelsma et al., 2006). Er is gekozen om de eerste fase aan te laten sluiten bij de huidige aanpak voor de evaluatie van het mestbeleid. Dit is het modelinstrumentarium STONE dat in Nederland voor landelijke berekeningen van de nutriëntenemissies wordt gebruikt. Naast het gebruik voor de evaluatie van het mestbeleid wordt dit instrumentarium ook ingezet voor de milieuverkenningen en de nota waterhuishouding. Door de 1^{ste} fase van het modelsysteem aan te laten sluiten bij de huidige aanpak voor het evaluatie mestbeleid is de modelinvoer van het modelsysteem fase 1 op landelijk niveau en de uitvoer op jaarbasis. Het modelsysteem Fase 1 bevat de modules kwantiteit en kwaliteit voor het landsysteem. Het oppervlaktewatersysteem is in deze eerste fase niet meegenomen.

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

- Om de processen in het oppervlaktewater (retentie) te kunnen modelleren is het noodzakelijk om een kwaliteitsmodule voor het oppervlaktewater in het

modelsysteem op te nemen. Hierdoor kunnen de door het modelsysteem berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater worden vergeleken met en getoetst aan de waarnemingen.

- De tijdstapgrootte dient te worden verkleind (verhogen van temporele resolutie) om de dynamiek van wateraanvoer, waterafvoer, stikstof- en fosforbelastingen binnen kalenderjaren te kunnen voorspellen.
- Om een vergelijking met de metingen binnen het gebied mogelijk te maken dient de ruimtelijke resolutie te worden verhoogd. Dit dient te gebeuren om het modelsysteem aan te laten sluiten op het schaalniveau in ruimte en tijd van de waarnemingen. Hierbij is het van belang dat de invoer van het modelsysteem aansluit op dit schaalniveau (regionale parametrisatie).

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

Tabel 1.1 Opzet gefaseerd modelsysteem

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

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

1.3 Leeswijzer

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

In hoofdstuk 3 wordt het modelsysteem Fase 2 beschreven. Dit hoofdstuk begint met een toelichting (paragraaf 3.1), vervolgens wordt het modelinstrumentarium beschreven (paragraaf 3.2). Omdat de vier gebieden qua kenmerken verschillend zijn wordt in paragraaf 3.3 de ruimtelijke schematisatie voor het stroomgebied beschreven. De modelresultaten voor de waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem van het Fase 2 modelsysteem worden getoetst (paragraaf 4.1.1) en worden waterbalansen weergegeven (paragraaf 4.1.2). In paragraaf 4.2 worden de resultaten voor de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem getoetst (paragraaf 4.2.1) en worden de nutriëntenbalansen gepresenteerd (paragraaf 4.2.2). De modelresultaten voor de waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem

van het Fase 2 modelsysteem worden getoetst (paragraaf 4.3.1) en worden waterbalansen weergegeven (paragraaf 4.3.2). Tenslotte worden in paragraaf 4.4 de resultaten voor de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem getoetst (paragraaf 4.4.1) en worden de nutriëntenbalansen gepresenteerd (paragraaf 4.4.2).

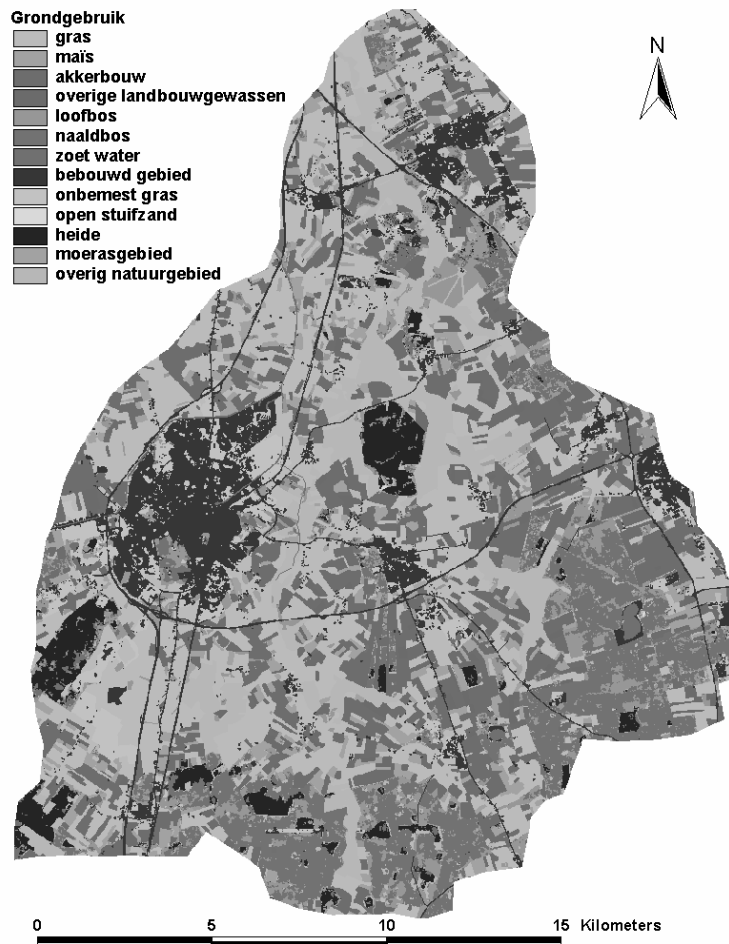
De verkregen resultaten van het modelsysteem Fase 2 worden in hoofdstuk 5 bediscussieerd waarna in hoofdstuk 6 vervolgens de conclusies worden beschreven.

Tenslotte worden in hoofdstuk 7 de aanbevelingen, op basis van de verkregen inzichten van het modelsysteem Fase 2, voor een verdere verfijning van het gefaseerde modelinstrumentarium gegeven.

2 Stroomgebied de Drentse Aa

2.1 Beschrijving van het gebied

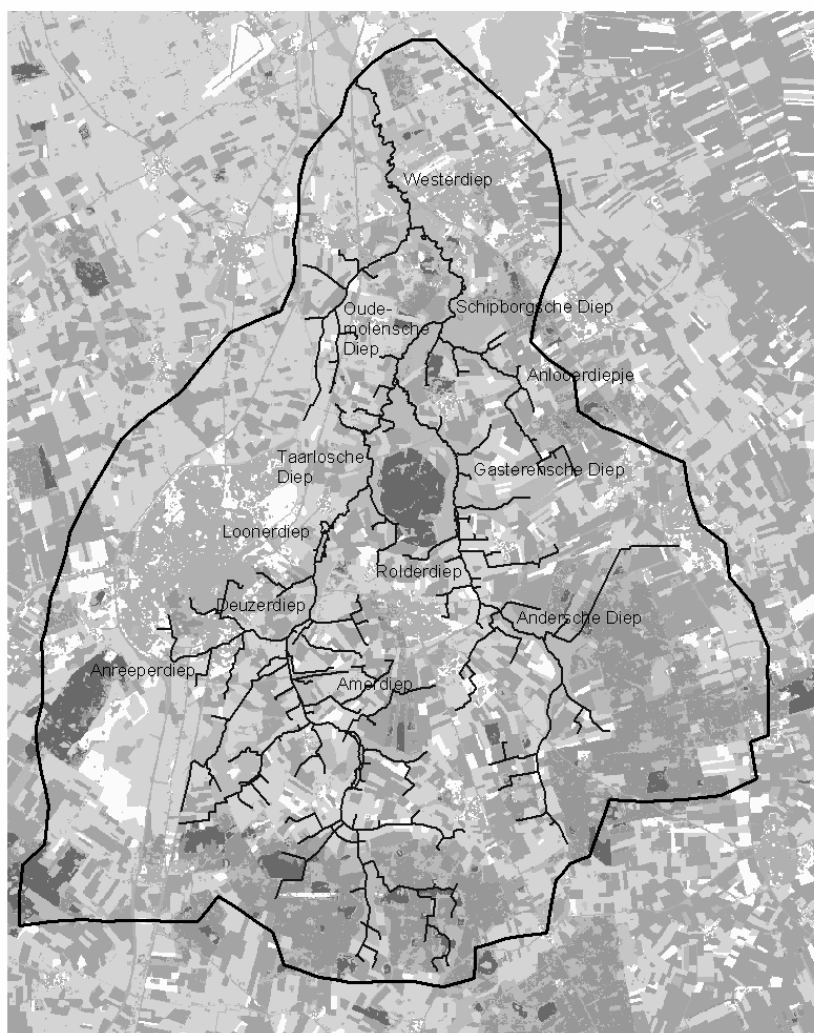
Het stroomgebied van de Drentse Aa ligt in het noordoosten van de provincie Drenthe, in de driehoek Assen-Glimmen-Gieten en is ca. 30 000 hectare in omvang. Het beekstelsel ontspringt op de Hondsrug en het Drentsch Plateau (ca. 22 m. boven N.A.P.) in het zuiden van het stroomgebied. In noordelijke richting neemt de maaiveldhoogte af naar ca. 0.60 m. boven N.A.P. in de buurt van Glimmen. Het stroomgebied bestaat voor het overgrote deel uit zandgronden (ruim 90%), met in de beekdalen laagveen. De zandgronden bestaan voor ca. 80% uit podzolgronden. In het gebied komen een aantal keilemlagen en potklei voor, welke als slechtdoorlatende lagen zijn te beschouwen.



Figuur 2.1 Landgebruik in het stroomgebied van de Drentse Aa volgens LGN4

Ruim de helft van het oppervlak van het stroomgebied van de Drentse Aa bestaat uit agrarisch gebied. Hiervan is ca. de helft in gebruik als grasland (figuur 2.1). Verder zijn met name aardappelen en granen sterk in het stroomgebied vertegenwoordigd (respectievelijk met ca. 15 en 12%). Naast landbouw neemt natuur een aanzienlijk deel van het grondgebruik in het stroomgebied voor haar rekening (ca. 35%).

Het stroomgebied van het beekstelsel de Drentse Aa is een onder natuurlijk verval afwaterend gebied. In het zuidelijk deel van het stroomgebied bestaat de Drentse Aa uit drie hoofdtakken, het Anreepdiep, het Amerdiep en het Anderschediep (figuur 2.2). De meest westelijke beek (Anreepdiep) geldt als oorspronkelijke hoofdstroom tezamen met het Amerdiep. De oostelijke hoofdtak (Anderschediep) gaat als Rolderdiep en Gasterenschediep verder en vormt de belangrijkste bijdrage aan de waterafvoer. Benedenstreams komen de twee hoofdtakken tezamen en wateren uiteindelijk af op het Noord-Willemskanaal.



Figuur 2.2 Het beekstelsel de Drentse Aa

In de zestiger jaren zijn een aantal bovenlopen van de Drentse Aa genormaliseerd (te weten: Amerdiep, Anreepdiep, Deurzerdiep, Rolderdiep, Anderschediep en het Zeegseloopte). Het bekenstelsel de Drentse Aa is een continu watervoerend stelsel, met in de zomer een afvoer van ca. $50 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. De piekafvoer in het najaar kan oplopen tot ca. $1200 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Bij het uitlaatpunt Schipborg is een gemiddelde jaarlijkse waterafvoer van ca. $65 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{jr}^{-1}$ over de periode 1993-2001 gemeten. Het hydrologisch stelsel van de Drentse Aa kan worden opgedeeld in inzijgebieden (de Hondsrug en het Drentsch Plateau) en kwelgebieden (beekdalen). In perioden met neerslag zal er door de combinatie van de weerstand van de keilemlagen en de intensiteit van de ontwatering veel water door het oppervlaktewaterstelsel worden afgevoerd. Dit veroorzaakt de snelle component van de afvoer van de beek. De langzame component wordt veroorzaakt door kwel. De intensiteit van de kwel wordt bepaald door de diepte van de insnijding van het beekdal en door het voorkomen van slechtdoorlatende lagen (potklei en keileem).

In de systeemverkenning van de Drentse Aa is getracht op basis van gebiedsgegevens (meetgegevens) een water-, stikstof- en fosforbalans op te stellen (Roelsma et al., 2004a). Met de verzamelde gegevens kon in het kader van de systeemverkenningen geen sluitende water- en nutriëntenbalansen worden opgesteld. Om een vergelijking te kunnen maken met de water- en nutriëntenbalansen van het modelstelsel is het noodzakelijk de periode waarover de gebiedsgegevens zijn verzameld te vermelden. De periode waarover de gebiedsgegevens zijn verzameld zijn in tabel 2.1, 2.2 en 2.3 tussen haakjes weergegeven.

Tabel 2.1 Waterbalans op basis van verzamelde gegevens uit de systeemverkenning (Roelsma et al., 2004a)

*Oppervlakte: 23 084 ha					
IN	10^6 m^3	mm	UIT	10^6 m^3	mm
Neerslag (1990-2000)	188	813	Verdamping (1990-2000)	118	510
Waterinlaat (n.v.t.)	0	0	Grondwateronttrekkingen (1992-2001)	10	43
Kwel vanuit:			Riolering	--	-
- landbouw	--	--	Wegzijing	--	--
- natuur	--	--	Waterafvoer** (1986-2000)	69	299
Totaal	188 +	813 +	Totaal	197 +	852 +

* oorspronkelijke oppervlakte van de systeemverkenning is aangepast aan de oppervlakte van de modelstudie fase 2

** waterafvoer is gebaseerd op gemeten waterafvoeren te Schipborg en noodoverlaat Loon

Tabel 2.2 Stikstofbalans op basis van verzamelde gegevens uit de systeemverkenning (Roelsma et al., 2004a)

*Oppervlakte: 23 084 ha					
IN	10^3 kg	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	UIT	10^3 kg	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
Atm. depositie (1999-2001)	669	29	Ammoniakvervluchting	--	--
Bemesting	--	--	Denitrificatie	--	--
Oxydatie veen (n.v.t.)	0	0	Gewasafvoer	--	--
Puntbronnen (n.v.t.)	0	0	Vastlegging bodem	--	--
Kwel vanuit			Waterafvoer (1986-2000)	337	14
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Oppervlakkige afspoeling	--	--			
Uitspoeling vanuit:					
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Totaal	--	--	Totaal	--	--

* oorspronkelijke oppervlakte van de systeemverkenning is aangepast aan de oppervlakte van de modelstudie fase 2

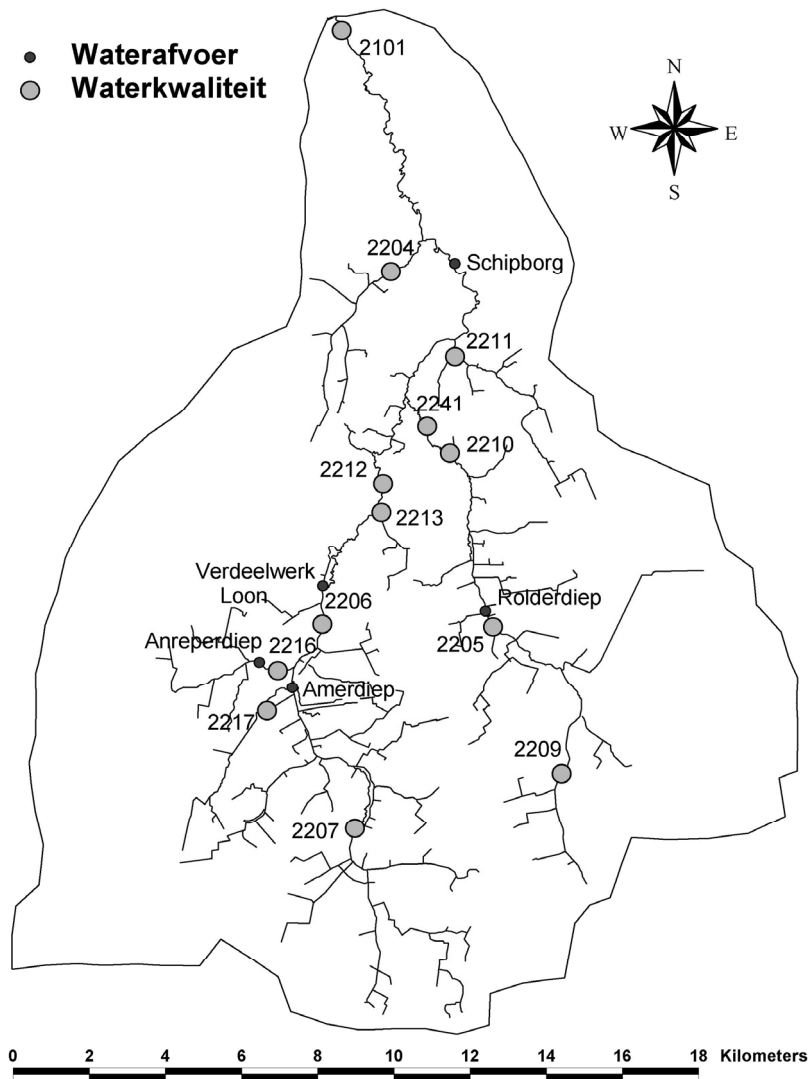
Tabel 2.3 Fosforbalans op basis van verzamelde gegevens uit de systeemverkenning (Roelsma et al., 2004a)

*Oppervlakte: 23 084 ha					
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Bemesting	--	--	Gewasafvoer	--	--
Oxydatie veen (n.v.t.)	0	0	Vastlegging bodem	--	--
Puntbronnen (n.v.t.)	0	0	Waterafvoer (1986-2000)	11.6	0.5
Kwel vanuit					
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Oppervlakkige afspoeling	--	--			
Uitspoeling vanuit:					
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Totaal	--	--	Totaal	--	--

* oorspronkelijke oppervlakte van de systeemverkenning is aangepast aan de oppervlakte van de modelstudie fase 2

2.2 Toetsgegevens voor het fase 2 modelsysteem

Uit de systeemanalyse moet blijken of de modelresultaten voldoende betrouwbaar zijn om de effecten van het mestbeleid te voorspellen. Dit wordt gedaan door de modelresultaten te toetsen aan meetwaarden in het gebied. Doordat de ruimtelijke schematisatie van het fase 2 modelsysteem is verfijnd ten opzichte van het fase 1 modelsysteem (zie hoofdstuk 1), kan dit modelsysteem, naast een uitspraak doen op het niveau van het gehele stroomgebied, tevens uitspraak doen over deelstroomgebieden binnen het stroomgebied. Hierdoor kunnen naast de geheel benedenstroomse meetpunten ook de meer bovenstroomse meetpunten gebruikt worden voor toetsing van het fase 2 modelsysteem. In figuur 2.3 staan de meetpunten van zowel de waterkwantiteit als de waterkwaliteit van het meetnet de Drentse Aa weergegeven waarop het fase 2 modelsysteem is getoetst. Hierbij is rekening gehouden met de tijdsperiode van waarnemingen en simulaties van het fase 2 modelsysteem (1986 – 2000). Zoals uit figuur 2.3 al blijkt liggen de meetpunten voor waterkwaliteit en -kwantiteit niet op dezelfde locaties. In de aanvullende metingen in het kader van de meetplannen van het project Monitoring Stroomgebieden zijn een aantal meetpunten ingericht waarbij zowel de waterkwaliteit als de -kwantiteit wordt gemeten (Roelsma en van der Bolt, 2004; Roelsma et al., 2004b; Roelsma et al., 2005). Deze meetpunten zijn vanaf 2004 geïmplementeerd.



Figuur 2.3 Locatie van de meetpunten voor waterkwantiteit en waterkwaliteit in de Drentse Aa voor de toetsing van het fase 2 modelstelsel

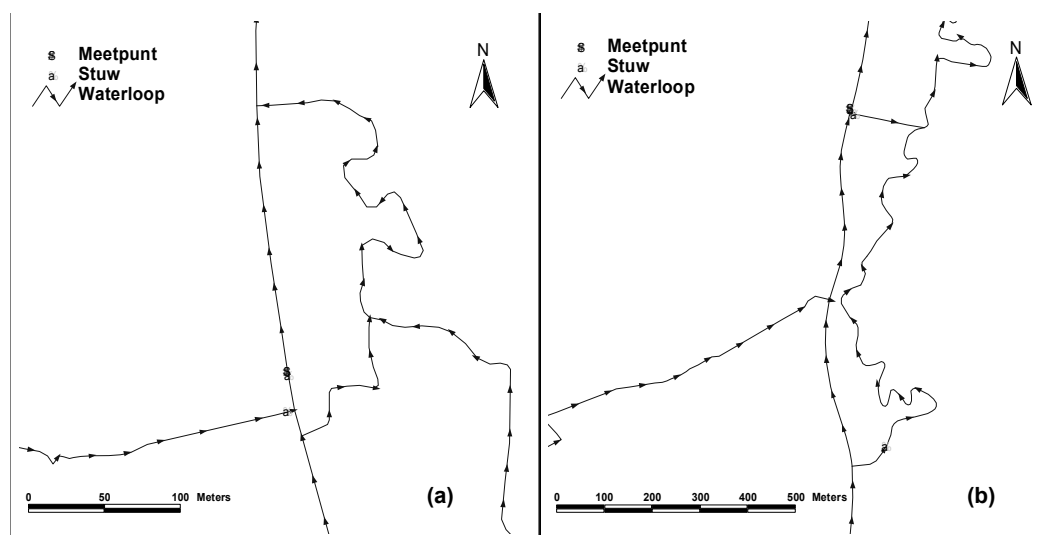
Waterkwantiteit

Voor de toetsing van de waterafvoer (kwantiteit) wordt gebruik gemaakt van de meetreeksen van vijf meetlocaties: Schipborg, verdeelwerk Loon, Amerdiep, Anreperdiep en Rolderdiep (figuur 2.3). De gemeten afvoeren van meetpunt Schipborg en de noodoverlaat van het verdeelwerk Loon vormen tezamen de gemeten waterafvoeren van nagenoeg het gehele stroomgebied van de Drentse Aa. De meetpunten Amerdiep en Rolderdiep liggen elk in een hoofdtak van de Drentse Aa in de middenloop van het beekstelsel. Het meetpunt Anreperdiep ligt in de bovenloop van het beekstelsel (figuur 2.3).

Voor zowel de ligging van het waterkwantiteitsmeetpunt Amerdiep als het meetpunt van het verdeelwerk Loon geldt dat we hier te maken hebben met een bijzondere situatie. Het meetpunt Amerdiep ligt in een van de hoofdwaterlopen (Amerdiep) van

het beekstelsel de Drentse Aa (figuur 2.4a). Ten hoogte van het meetpunt Amerdiep is een kleinere beek, de oude meanderende beek, gesitueerd, welke een deel van het water ‘omleidt’. Circa 60 % van de totale waterafvoer stroomt door het traject van het Amerdiep waar het waterkwantiteitsmeetpunt ligt, terwijl ca. 40 % via het traject van de oude beek wordt omgeleid (pers. med. Geert Nijhof, Waterschap Hunze en Aa’s). In de praktijk zou de waterafvoer van deze oude beek lager kunnen zijn (30 – 40 %) in verband met begroeiing van waterplanten in het zomerseizoen.

Het waterkwantiteitsmeetpunt Loon ligt in het Deuzerdiep, welke een voortzetting is van het Amerdiep en Anreperdiep (Roelsma et al., 2004a). Circa 700 meter stroomopwaarts van het verdeelwerk Loon is een splitsing van de hoofdwaterloop met een kleinere beekstelsel, de oude meanderende beek (figuur 2.4b). De stuw in dit beektraject staat zo ingesteld dat hier een permanente waterfavoer van 250 l.s^{-1} wordt gerealiseerd (pers. med. Geert Nijhof, Waterschap Hunze en Aa’s). Dit komt neer op 20 – 25 % van de totale waterafvoer.



Figuur 2.4 Ligging van het meetpunt Amerdiep (a) en het meetpunt Loon (b) en stromingsrichting van de waterlopen

Bij Loon is een aftakking (verdeelwerk) gemaakt van het Deuzerdiep naar het Noord-Willemskanaal (Roelsma et al., 2004a). Deze aftakking wordt gebruikt als noodoverlaat om afvoeren groter dan $1.5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ om te leiden naar het Noord-Willemskanaal en niet af te voeren via het beekstelsel van de Drentse Aa. Deze noodoverlaat werkt alleen bij hoge afvoeren en voert dus eigenlijk de pieken in de afvoer van het bovenstrooms gelegen gebied direct af naar het Noord-Willemskanaal. In eind 1988 is het beheer van de noodoverlaat aangepast, na 1988 verdwijnt minder water naar het Noord-Willemskanaal en is de afgevoerde hoeveelheid in de Drentse Aa met bijna 10 % toegenomen.

Waterkwaliteit

Voor de toetsing van de waterkwaliteit worden de meetreeksen van de meetpunten onderscheiden in meetreeksen in het zogenaamde vast meetnet (meetpunt 2101) en het regionaal meetnet (meetpunten 2204, 2205, 2206, 2207, 2209, 2210, 2211, 2212,

2213, 2216, 2217 en 2241). Het meetpunt in het vast meetnet ligt geheel benedenstrooms en wordt ieder jaar met een maandelijks interval bemonsterd. De meetpunten in het regionaal meetnet liggen in de middenloop en bovenloop van het beekstelsel en worden eenmaal in de vier jaar, gedurende een jaar, met een maandelijks interval bemonsterd. De meetpunten kunnen ruimtelijk worden onderverdeeld in bovenstroomse en benedenstroomse meetpunten. In het kader van deze studie is het van belang dat het modelstelsel niet alleen voor de benedenstroomse metingen een goede voorspellingskracht heeft, maar juist ook voor de bovenstroomse meetpunten. Om het mestbeleid te kunnen monitoren dient zoveel mogelijk bovenstrooms in een door landbouwbeïnvloede (deel)watersysteem te worden gemeten. In deze meetpunten kan een goed beeld van de uitspoeling van nutriënten vanuit de landbouw worden verkregen zonder dat er (te veel) storing optreedt van nutriëntenuitspoeling vanuit andere bronnen dan landbouw. Daarnaast is het tevens van belang inzicht te krijgen in de achtergrondbelasting van het stroomgebied. Dit kan gedaan worden door metingen bovenstrooms in een door natuurgebieden beïnvloede (deel)watersysteem te verrichten. Om deze reden is in het meetplan kritisch gekeken naar de locaties van de verschillende meetpunten in het stroomgebied en de meetreeksen van deze meetpunten geanalyseerd (Roelsma et al., 2004b, Roelsma et al., 2005). Op basis van het meetplan zijn de meetpunten 2204 en 2209 geselecteerd als zijnde meetpunten waarvan de waterkwaliteit hoofdzakelijk door landbouw wordt beïnvloedt. De meetpunten 2211 en 2213 zijn geselecteerd als zijnde meetpunten waarvan de waterkwaliteit hoofdzakelijk door natuurgebieden wordt beïnvloedt. Voor deze meetpunten zal met behulp van het fase 2 modelstelsel een (deel)stelselanalyse worden gemaakt.

Metingen in het oppervlaktewater vormen een weerspiegeling van de verschillende processen en gebeurtenissen in het bovenstroomse vanggebied en waterlopenstelsel. Voor de herkomst van de nutriënten in een meetpunt is belangrijk om te weten wat het landgebruik, onderverdeeld naar landbouw- en natuurgebieden, van het bovenstrooms vanggebied is. In tabel 2.4 is het aandeel landbouw- en natuurgronden van de bovenstroomse vanggebieden van de meetpunten van het meetnet in de Drentse Aa weergegeven. Daarnaast zijn de meetpunten ook onderverdeeld naar ligging in het beekstelsel: bovenloop, middenloop of benedenloop. Het areaal van het bovenstroomse vanggebied is bepaald door de oppervlakte van de bovenstroomse afwateringseenheden, welke met behulp van een model zijn bepaald, van een meetpunt bij elkaar op te tellen (zie bijlage 2).

Tabel 2.4 Landgebruik van het bovenstrooms vanggebied van de meetpunten van het meetnet de Drentse Aa

Meetpunt	Areaal landbouw (ha)	Areaal natuur (ha)	Areaal overig (ha)	Totaal areaal (ha)	Areaal landbouw (%)	Areaal natuur (%)	Bovenloop Middenloop Benedenloop	Meting kwantiteit kwaliteit
Anreperdiep	1448	682	1497	3627	40	19	bovenloop	kwantiteit
Amerdiep	3417	2633	340	6390	53	41	middenloop	kwantiteit
Loon	5372	3481	2067	10 920	49	32	middenloop	kwantiteit
Rolderdiep	2415	2440	532	5387	45	45	middenloop	kwantiteit
Schipborg	10 970	8314	3091	22 375	49	37	benedenloop	kwantiteit
2209*	590	369	48	1007	59	37	bovenloop	kwaliteit
2204*	1082	129	164	1375	79	9	bovenloop	kwaliteit
2211**	650	478	33	1161	56	41	bovenloop	kwaliteit
2213**	94	127	3	224	42	57	bovenloop	kwaliteit
2207	1036	1838	140	3014	34	61	bovenloop	kwaliteit
2216	1448	682	1497	3627	40	19	bovenloop	kwaliteit
2217	452	120	51	623	73	19	bovenloop	kwaliteit
2212	5824	3825	2127	11 776	49	32	middenloop	kwaliteit
2241	3940	3284	777	8001	49	41	middenloop	kwaliteit
2205	2189	2440	409	5038	43	48	middenloop	kwaliteit
2206	5308	3440	1913	10 661	50	32	middenloop	kwaliteit
2210	3785	3069	742	7596	50	40	middenloop	kwaliteit
2101	13 528	8917	3851	26 296	51	34	benedenloop	kwaliteit

* geselecteerd als meetpunt voor beïnvloeding door landbouwgebieden

** geselecteerd als meetpunt voor beïnvloeding door natuurgebieden

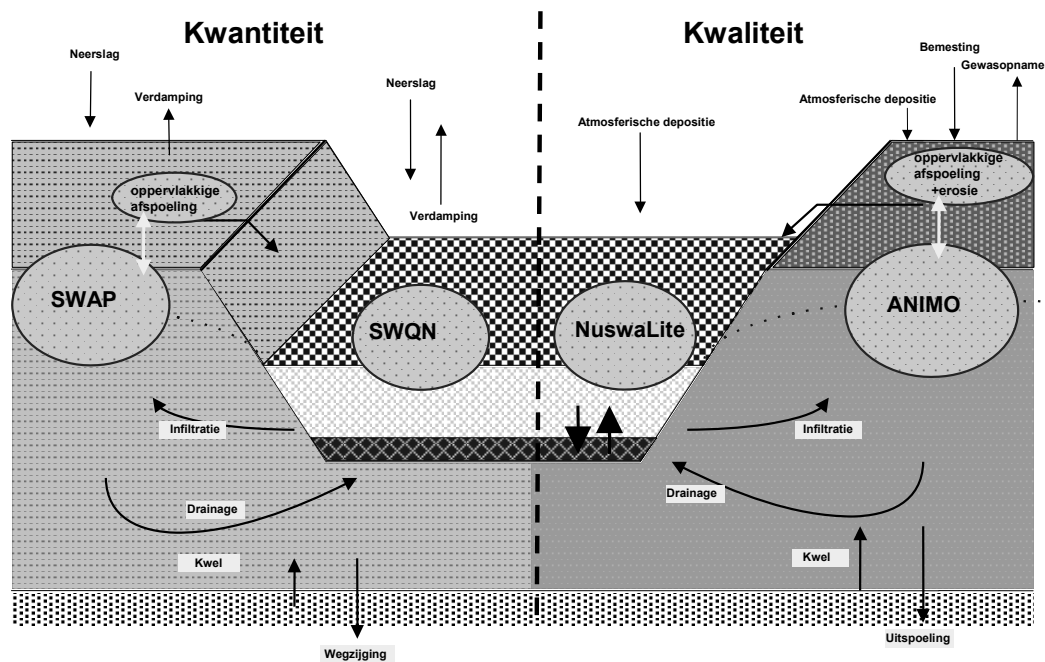
3 Fase 2 Modelsysteem

3.1 Inleiding

Met behulp van een modelsysteem kan een bijdrage van de evaluatie van het mestbeleid geleverd worden door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw als gevolg van het (mest)beleid (zie hoofdstuk 1). Het modelsysteem is gefaseerd opgebouwd zodat van grof naar fijn wordt gewerkt. Bij het fase 1 modelsysteem wordt gebruik gemaakt van de berekende waterafvoer en stikstof- en fosforvrachten met behulp van het bestaande modelinstrumentarium STONE (Wolf et al., 2003; Schoumans et al., 2004; RIVM, 2004). STONE is een model dat er op gericht is om op nationale schaal de effecten van nationaal of Europees landbouw- en milieubeleid en van ontwikkelingen in de landbouwsector op de uitspoeling van stikstof en fosfor naar het grond- en oppervlaktewater te kwantificeren. De ruimtelijke schematisatie (gemiddelde plotgrootte ca. 300 ha) en temporele resolutie van de modeluitvoer (jaaruitvoer) van STONE is afgestemd op deze toepassing. In het fase 2 modelsysteem wordt gebruik gemaakt van de berekende waterafvoer en stikstof- en fosforvrachten met behulp van het bestaande landelijke modelinstrumentarium STONE (zie bijlage 1), met daaraan gekoppeld een ruimtelijk (regionaal) verfijnde schematisatie en een oppervlaktewatermodule. In paragraaf 3.2 wordt dit modelinstrumentarium kort toegelicht. Een beschrijving van de ruimtelijke schematisatie voor het stroomgebied van de Drentse Aa, is weergegeven in paragraaf 3.3.

3.2 Het modelinstrumentarium

In fase 2 van het modelsysteem wordt op basis van aanbevelingen uit de 1^{ste} fase het fase 1 modelsysteem verder verfijnd door de beschikbare STONE plots ruimtelijk te herschikken op basis van een gedetailleerde gebiedsschematisering. Tevens wordt in fase 2 de processen in het oppervlaktewater in het modelsysteem geïmplementeerd om de resultaten van het modelsysteem te kunnen toetsen aan de metingen in het oppervlaktewater. De koppeling tussen de modules voor het bodemsysteem en (on)verzadigde grondwatersysteem (tezamen het landsysteem genoemd) met de modules voor het oppervlaktewatersysteem wordt gelegd via zogenaamde afwateringseenheden. Het modelsysteem van fase 2 bestaat uit vier modules (figuur 3.1). Het modelsysteem 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 verschillende modules van het totale modelsysteem van fase 2 worden eveneens beschreven in bijlage 2. In deze rapportage zullen de vier verschillende modules zoveel mogelijk los van elkaar worden getoetst. In bijlage 2 wordt een uitgebreide beschrijving gegeven van het in fase 2 gebruikte modelinstrumentarium, inclusief de methode voor het aanmaken van de ruimtelijke schematisatie van het stroomgebied.

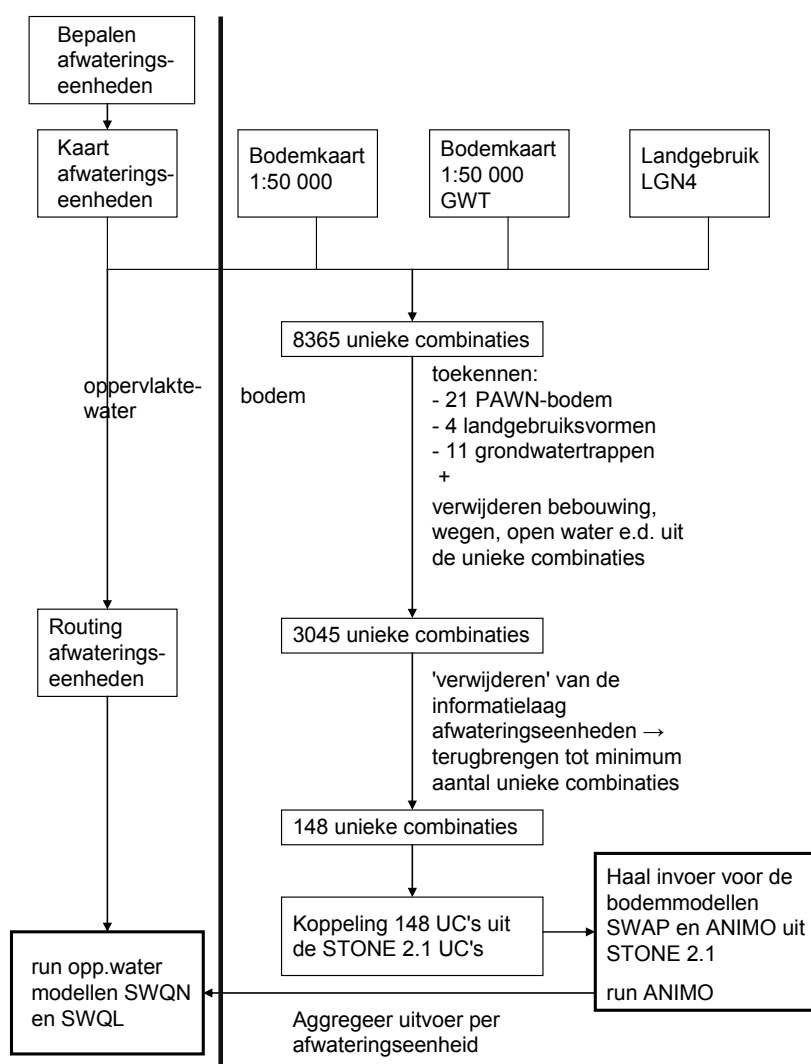


Figuur 3.1 Blokdiagram van de verschillende modules van het fase 2 modelsysteem

3.3 Ruimtelijke schematisatie de Drentse Aa

3.3.1 Schematisatie landsysteem

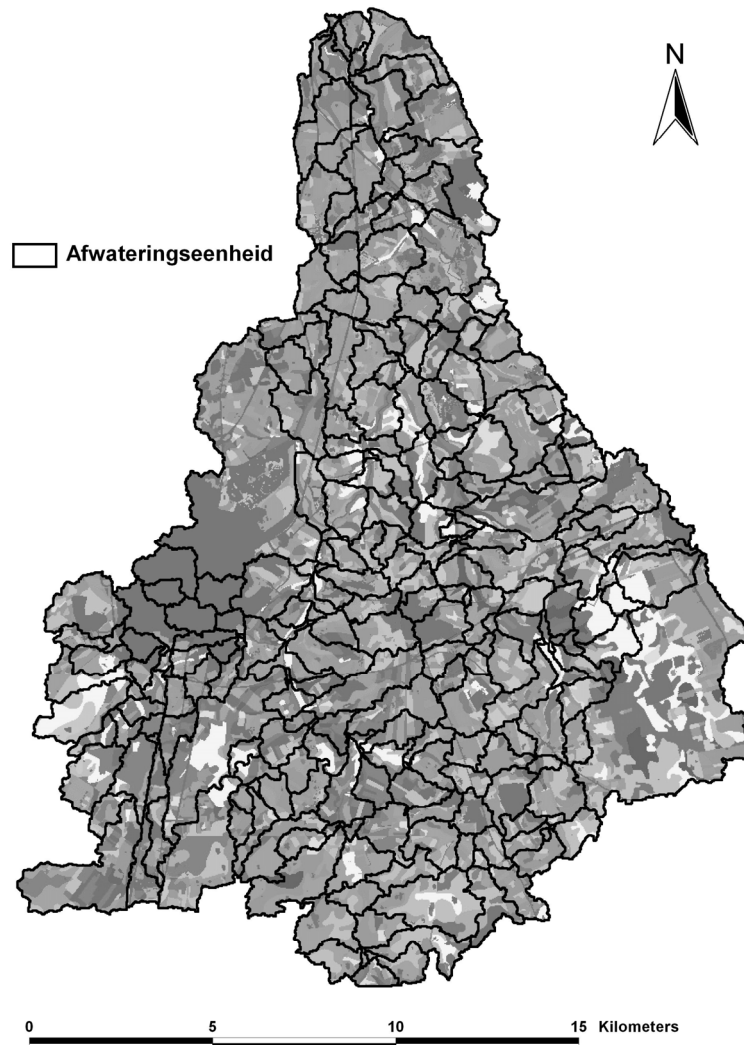
In het fase 1 modelsysteem is voor het stroomgebied van de Drentse Aa een selectie van de STONE plost (=rekeeneenheid), welke binnen het stroomgebied liggen, gemaakt (Roelsma et al., 2006). In het stroomgebied de Drentse Aa liggen, volgens de schematisatie van STONE, in totaal 302 plots. De plots variëren in omvang van kleiner dan 1 ha tot 686 ha, met een mediaanwaarde van 39 ha. In figuur 3.2 is een stroomdiagram weergegeven van de verschillende onderdelen van de schematisatie van fase 2 van het modelsysteem. Als basisinformatie voor de schematisatie is gebruik gemaakt van afwateringseenheden voor de afwatering van grondwater naar oppervlaktewater, LGN4 voor het landgebruik, de 1:50 000 bodemkaart voor de bodem en grondwatertrap, elk met een ruimtelijke resolutie van 25*25 meter (zie bijlage 2). De vier kaarten met basisinformatie voor de schematisatie zijn vervolgens met een GIS-procedure gecombineerd tot één kaart met unieke combinaties. Voor het stroomgebied de Drentse Aa levert dit ruim 8000 unieke combinaties op (figuur 3.2). De informatie van deze unieke combinaties zijn vervolgens vertaald naar de informatie welke wordt gebruikt in de ruimtelijke indeling van het model STONE (Kroon et al., 2001).



Figuur 3.2 Stroomdiagram van het fase 2 modelsysteem voor het stroomgebied van de Drentse Aa

Bij de vertaling van de kenmerken van de unieke combinaties naar de informatiekenmerken in STONE zijn de 1: 50 000 bodemtypes vertaald naar de 21 PAWN bodemeenheden, de grondwatertrappen van de 1: 50 000 bodemkaart vertaald naar 11 grondwatertrappen welke in STONE worden aangehouden (Gt I, II, II*, III, III*, IV, V, V*, VI, VII en VII*). Unieke combinaties met kenmerken die niet konden worden vertaald naar één van deze kenmerken zijn buiten beschouwing gelaten. Deze stap levert uiteindelijk ca. 3000 unieke combinaties op. Wanneer vervolgens de informatielaag van afwateringseenheden buiten beschouwing wordt gelaten, omdat voor de koppeling met STONE plots alleen de kenmerken landgebruik, bodem en grondwatertrappen, dus als alleen de kenmerken van het landsysteem beschouwd worden, relevant zijn, blijven 148 unieke combinaties over. Voor elk van deze unieke

combinatie is een best passende STONE plot geselecteerd op basis van overeenkomsten in landgebruik, bodem en Gt (zie bijlage 3).



Figuur 3.3 De ligging van de geselecteerde STONE plots in het stroomgebied van de Drentse Aa (in grijs zijn de delen van het gebied weergegeven waarvoor geen simulaties zijn uitgevoerd)

In figuur 3.3 zijn de geselecteerde STONE plots voor het stroomgebied van de Drentse Aa ruimtelijk weergegeven. Dat ondanks de fijnere ruimtelijke schematisatie voor het stroomgebied de Drentse Aa slechts de helft van het aantal plots voorkomen vergeleken met het aantal STONE plots in dit studiegebied (148 plots in fase 2 tegen 302 plots in fase 1) wordt veroorzaakt doordat in fase 2 de bodemtypen worden geclassificeerd in 21 PAWN-bodemeenheden, terwijl in de ruimtelijke schematisatie van STONE (fase 1) het aantal bodemeenheden oplopen tot 1682 verschillende combinaties (zie bijlage 1).

Van de 148 geselecteerde STONE plots in het stroomgebied van de Drentse Aa komen slechts 44 plots overeen met de 302 STONE plots van het fase 1 modelsysteem (Roelsma et al., 2006). Dit betekent dat ruim tweederde van het aantal unieke combinaties in de regionale schematisatie van het fase 2 modelsysteem niet overeenkomen met de nationale schematisatie van STONE voor het gebied de Drentse Aa. Een oorzaak hiervoor is de grove resolutie van de ruimtelijke schematisatie van STONE (250 * 250 meter) en het reduceren van het aantal plots in STONE (zie bijlage 1).

In het fase 2 modelsysteem zijn de rekenresultaten gebaseerd op de modelparametrisatie van de STONE plots. Voor de STONE plots welke buiten het studiegebied zijn geselecteerd kan de parametrisatie voor de bemesting, de nutriëntenconcentraties in kwelwater, infiltratiewater en atmosferische depositie afwijken van de plots welke in het stroomgebied van de Drentse Aa liggen. Hiervoor was het nodig om voor de STONE plots, welke buiten het stroomgebied van de Drentse Aa liggen, de invoerbestanden met bemestingsgegevens en gegevens over kwel, infiltratie en atmosferische depositie over te nemen van plots welke in het stroomgebied liggen. Een aantal representatieve STONE plots in het stroomgebied zijn daarvoor gekozen (zie bijlage 3).

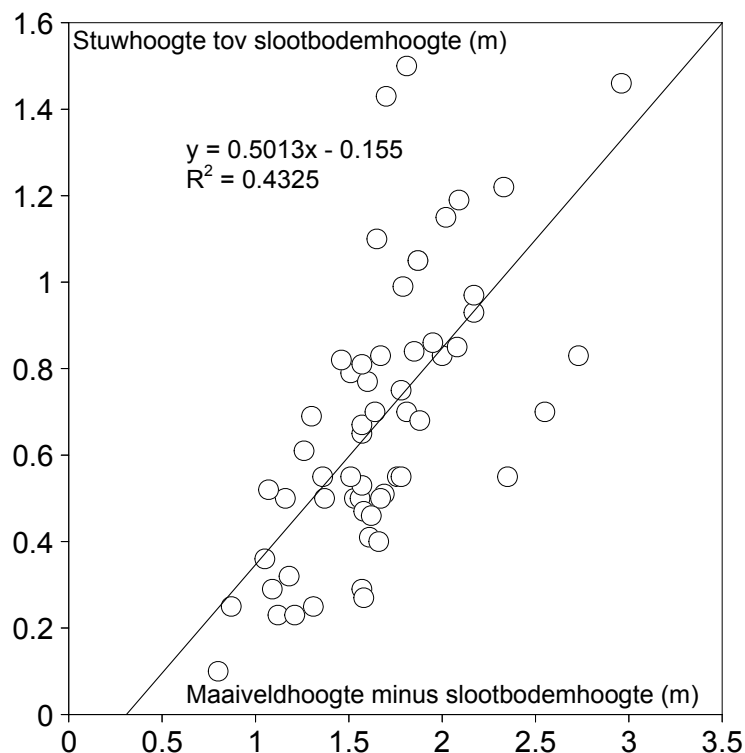
3.3.2 Schematisatie oppervlaktewatersysteem

De schematisatie van het oppervlaktewatersysteem wordt gedefinieerd door de leggergegevens van de waterlopen, zoals aangeleverd door waterschap Hunze en Aa's. Bij controle van de leggergegevens werd een groot aantal gebreken geconstateerd. Deze gebreken in de leggergegevens zijn teruggekoppeld met waterschap Hunze en Aa's. In 2006 zal door het waterschap de leggergegevens van de waterlopen van het stroomgebied van de Drentse Aa worden geactualiseerd.

De huidige leggergegevens hebben de basis gevormd voor een vereenvoudigd waterlopenbestand. De originele leggergegevens zijn zodanig aangepast dat geen gebreken meer werden geconstateerd. Hierbij zijn de volgende aanpassingen uitgevoerd:

- Begin- en eindpunten van secties van waterlopen welke niet op elkaar aansloten zijn met elkaar verbonden.
- Kleine secties van waterlopen zijn samengevoegd tot 1 sectie van minimaal 10 meter lengte.
- Voor een groot aantal secties van waterlopen is de stromingsrichting omgedraaid.
- Voor een groot aantal waterlopen geldt dat de bovenstroomse en benedenstroomse bodemhoogten waren verwisseld. Dit is hersteld door de bodemhoogten om te draaien. Er is vervolgens een correctie in de bodemhoogten doorgevoerd, waardoor de bodemhoogten in benedenstroomse richting afnemen.
- Voor een aantal stuwen mistte er gegevens, zoals stuwbreedte, zomer- en winterpeil en lag de stuw op grote afstand van de waterlopen.

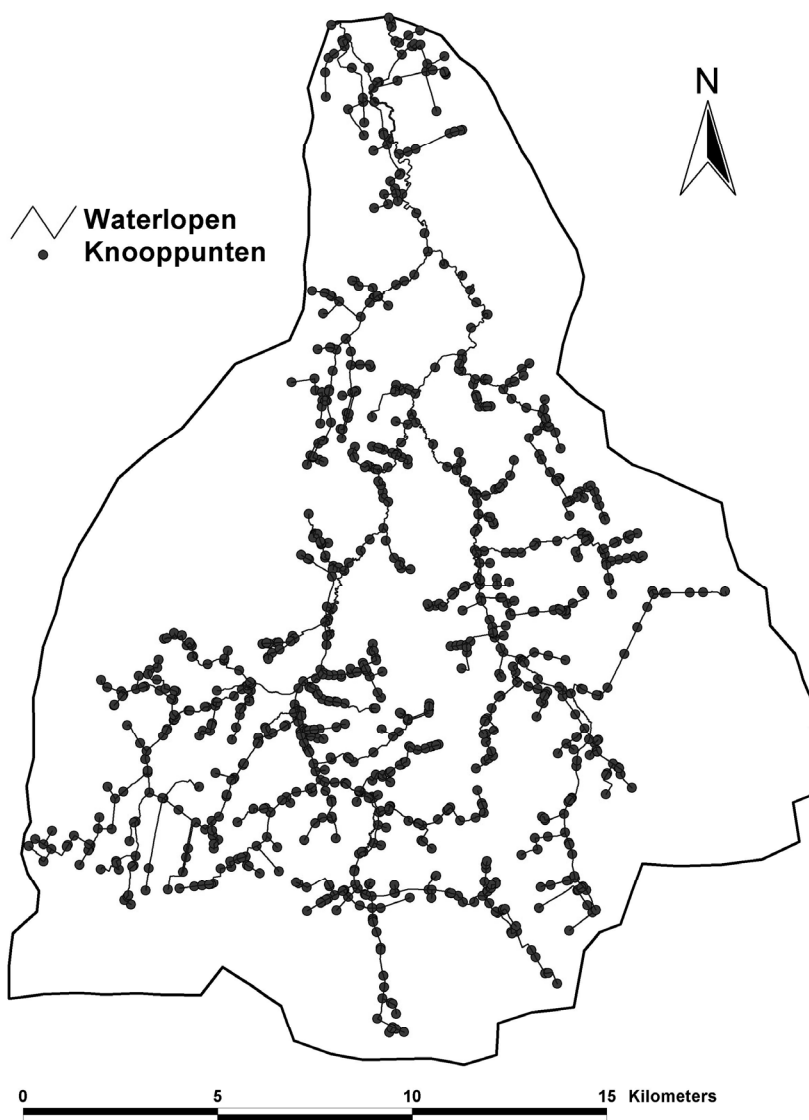
- Stuwen op te grote afstand van waterlopen zijn buiten beschouwing gelaten.
- Stuwhoogten die ontbraken zijn bepaald op basis van een afgeleide relatie tussen het verschil in maaiveldhoogte en slootbodemoogte op de locatie van de stuw en de stuwhoogte ten opzichte van de slootbodemoogte (figuur 3.4). De zomerpeilen zijn in het gebied gemiddeld 25 cm hoger dan de winterpeilen. Dit is gebruikt voor het verschil tussen zomer- en winterpeilen voor de stuwen waarvoor de gegevens ontbreken.
- Stuwbreedten die ontbraken zijn op 2 meter gezet. Voor kleine waterlopen is dat vrij breed en voor de wat grotere waterlopen is het voldoende voor de afvoer van het water. Voor waterlopen is de stuwhoogte vaak belangrijker dan de stuwbreedte, zolang ze maar voldoende groot gedimensioneerd zijn.
- Alle stuwen en gemalen staan op maximaal 5 meter afstand van het benedenstroomse knooppunt.
- Voor de aanslagpeilen van de gemalen is dezelfde relatie gebruikt als voor de stuwen.



Figuur 3.4 Relatie tussen stuwhoogte en maaiveldhoogte voor stuwen in het stroomgebied van de Drentse Aa

Met dit vereenvoudigd bestand zijn de waterlopen van de Drentse Aa geschematiseerd. Deze schematisatie leverde 978 knooppunten in het oppervlaktewaterstelsel op (figuur 3.5). Voor elk van deze knooppunten zijn berekeningen met de oppervlaktewaterkwantiteitsmodule en -kwaliteitsmodule uitgevoerd. De koppeling tussen de modellen van het landsysteem en de oppervlaktewatermodellen wordt gerealiseerd via de afwateringseenheden. Iedere

afwateringseenheid heeft een uitlaatpunt (zie bijlage 2) welke wordt gekoppeld aan het dichtsbijzijnde knooppunt van het geschematiseerde oppervlaktewaterstelsel. Stikstof- en fosforvrachten vanuit het landsysteem kunnen op deze wijze worden doorgegeven aan het oppervlaktewaterstelsel.



Figuur 3.5 Geschematiseerde waterlopen en de knooppunten in het stroomgebied van de Drentse Aa

4 Resultaten fase 2 modelsysteem

Voor de 148 geselecteerde STONE plots in het stroomgebied van de Drentse Aa zijn berekeningen van de uitspoeling van nutriënten uitgevoerd, gebruikmakende van de modelinvoergegevens welke in STONE zijn vastgelegd. De berekeningen zijn uitgevoerd voor de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode STONE).

De toetsing van het modelsysteem wordt modulair uitgevoerd. Eerst zijn de modules voor het landsysteem worden getoetst en vervolgens de modules voor het oppervlaktewatersysteem. Binnen deze deelsystemen kan weer onderscheid worden gemaakt in modules voor de waterkwantiteit en modules voor de waterkwaliteit. De modules voor waterkwaliteit staan niet op zich, maar krijgen (een deel van) hun invoer vanuit de modules voor de waterkwantiteit. De volgorde van toetsing is:

1. waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem;
2. waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem;
3. waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem;
4. waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem.

De toetsing van de berekende waterafvoer en nutriëntenuitspoeling is op de geselecteerde meetpunten uitgevoerd (zie hoofdstuk 2). Hierbij wordt onderscheid gemaakt in bovenstroomse en benedenstroomse meetpunten en meetpunten welke worden beïnvloed door landbouwgebieden of natuurgebieden (zie hoofdstuk 2, tabel 2.4).

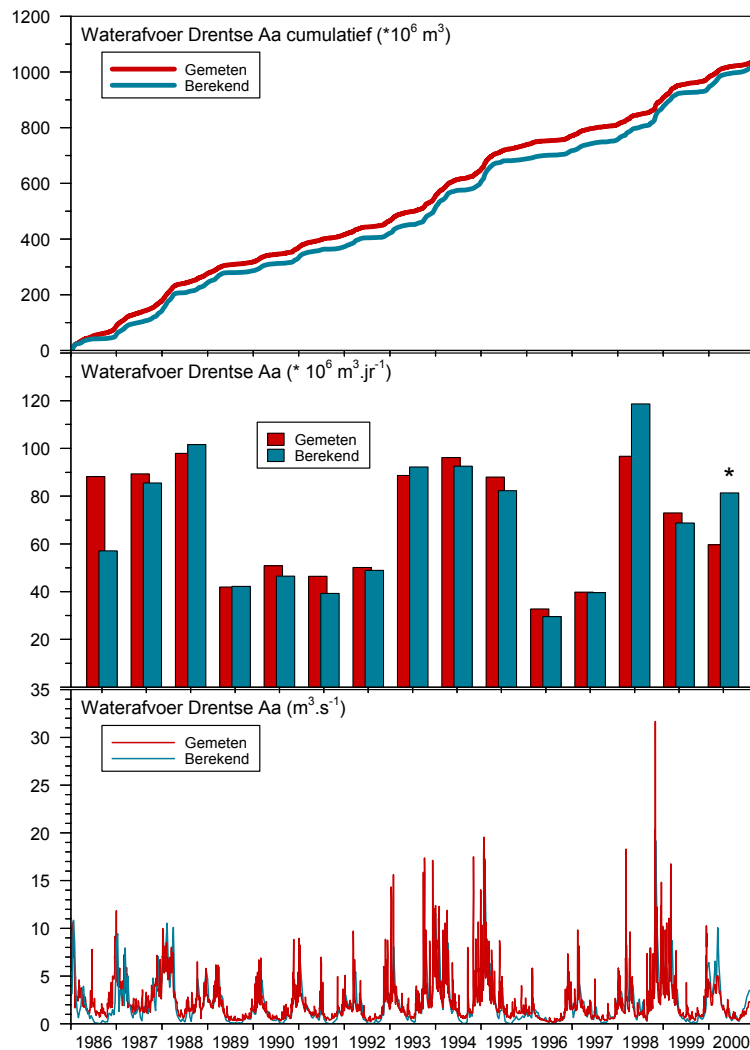
4.1 Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem

Voor de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode fase 2 modelsysteem) zijn voor vijf meetlocaties in de Drentse Aa meetgegevens beschikbaar (zie tabel 2.4). Dit zijn de meetpunten Anreperdiep, Amerdiep, Loon, Rolderdiep en Schipborg. Het meetpunt Loon (verdeelwerk Loon) bestaat uit twee meetlocaties, te weten Deuzerdiep (inlaat van het verdeelwerk Loon) en de noodoverlaat (zie ook paragraaf 2.2). De locaties van deze meetpunten zijn weergegeven in figuur 2.3. De meetpunten Anreperdiep, Amerdiep en Loon zijn onderdeel van de linkertak van het stroomgebied, namelijk het traject Anreperdiep-Amerdiep-Deuzerdiep, terwijl het meetpunt Rolderdiep onderdeel is van de rechtertak van het stroomgebied, namelijk het traject Andersche Diep-Rolderdiep. Benedenstrooms van meetpunt Schipborg komen deze twee takken samen.

In deze paragraaf worden de berekende waterafvoer van de waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem vergeleken met waargenomen afvoeren van een vanggebied. Doordat in dit onderdeel van het fase 2 modelsysteem (landsysteem) geen oppervlaktewatermodel wordt meegenomen worden de effecten van vertragingen in het oppervlaktewater niet meegenomen.

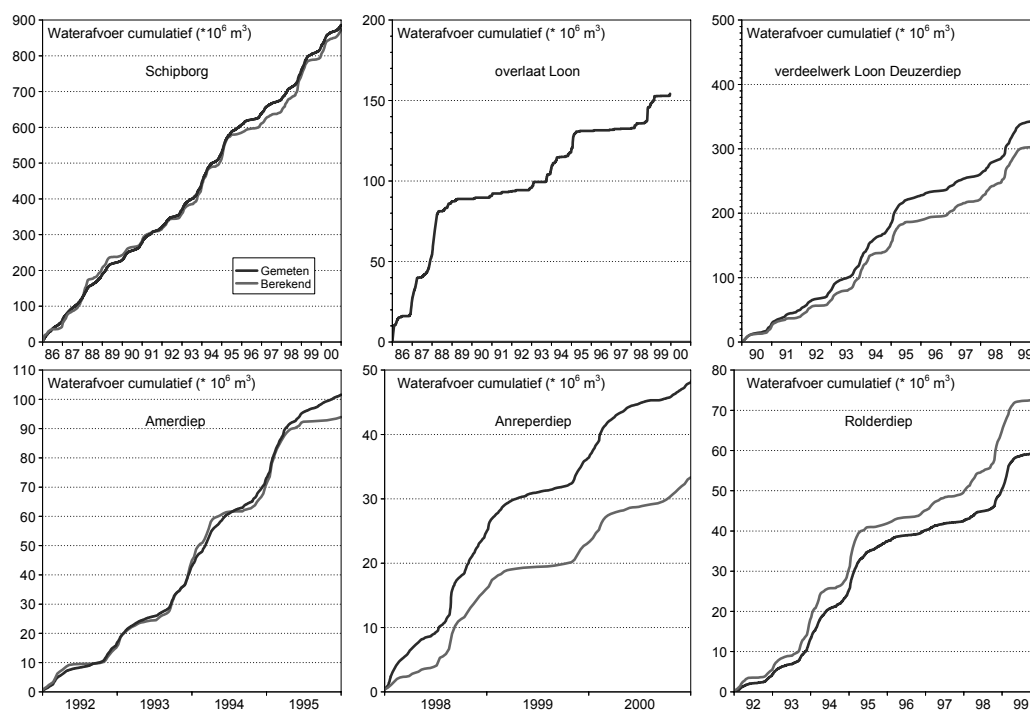
4.1.1 Toetsing

In figuur 4.1 zijn de gemeten en de door het fase 2 modelsysteem berekende waterafvoeren voor het stroomgebied van de Drentse Aa weergegeven. De gemeten waterafvoeren van de Drentse Aa is de som van de gemeten debieten in het meetpunt Schipborg en de gemeten debieten in de noodoverlaat van het verdeelwerk Loon (zie paragraaf 2.2).



Figuur 4.1 Gemeten en berekende waterafvoer voor het stroomgebied van de Drentse Aa cumulatief (boven), per jaar (midden) en per dag (onder); de gemeten waterafvoer van de Drentse Aa is de som van de gemeten waterafvoer in het meetpunt Schipborg en de gemeten waterafvoer in de noodoverlaat te Loon (* in het jaar 2000 zijn geen meetwaarden van waterafvoer in de noodoverlaat beschikbaar). De waterafvoer is berekend voor het modelgebied, welke groter is dan het vanggebied van meetpunt Schipborg (zie tekst)

Uit figuur 4.1 blijkt dat de gemiddelde berekende waterafvoer overeenkomt met de gemiddelde gemeten waterafvoer. Over de periode 1986 – 2000 wordt gemiddeld $68 * 10^6 \text{ m}^3$ berekend terwijl de som van de waargenomen afvoer te Schipborg en noodoverlaat te Loon over dezelfde periode gemiddeld $69 * 10^6 \text{ m}^3$ is. Wel worden in sommige jaren grote verschillen tussen de berekende en waargenomen waterafvoer gevonden (figuur 4.1). Ook binnen een jaar blijken er verschillen tussen de berekende en waargenomen waterafvoer op te treden. In de zomerperiode wordt doorgaans een lagere waterafvoer berekend dan waargenomen. Daarnaast dient nog te worden opgemerkt dat het meetpunt Schipborg niet geheel benedenstrooms ligt ten opzichte van het modelgebied van de Drentse Aa (zie hoofdstuk 2, figuur 2.3), maar voor de periode waarvoor het fase 2 modelsysteem uitvoer presenteert (1986 – 2000) zijn geen gemeten waterafvoeren geheel benedenstrooms aanwezig. Op basis van de berekende waterafvoeren kan worden bepaald dat de waterafvoer geheel benedenstrooms ca. 20 % hoger is dan op de locatie van meetpunt Schipborg. Dit betekent dat het fase 2 modelsysteem de waterafvoer voor het gehele stroomgebied (= geheel benedenstrooms + noodoverlaat) met ca. 17 % onderschat.



Figuur 4.2 Gemeten en berekende cumulatieve waterafvoer op meetpunt Schipborg (linksboven), noodoverlaat te Loon (middenboven), inlaat verdeelwerk Loon (rechtsboven), meetpunt Amerdiep (links onder), meetpunt Anreperdiep (middenonder) en meetpunt Rolderdiep (rechts onder); * in het jaar 2000 zijn geen meetwaarden van waterafvoer in de noodoverlaat beschikbaar

In figuur 4.2, 4.3 en 4.4 zijn de gemeten en berekende waterafvoeren voor de vijf meetpunten voor waterkwantiteit weergegeven. Figuur 4.2 geeft de cumulatieve waterafvoeren weer.

De berekende cumulatieve waterafvoer in het meest benedenstroomse meetpunt (Schipborg) komt goed overeen met de waargenomen afvoer. Omdat in het model

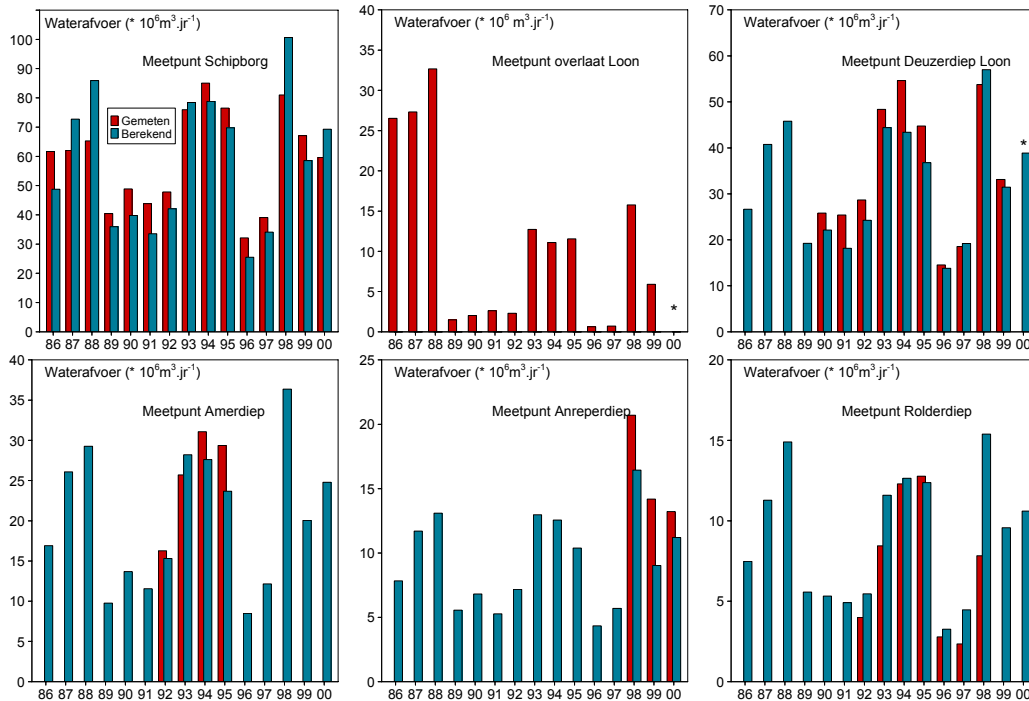
voor het landsysteem geen afvoer via de noodoverlaat wordt berekend, wordt in het modelsysteem al het water afgewenteld via het beekstelsel van de Drentse Aa benedenstrooms van het verdeelwerk Loon. Hierdoor wordt de waterafvoer door het modelsysteem voor dit traject overschat.

Voor meetlocatie in het Deuzerdiep (de inlaat van het verdeelwerk Loon) wordt de berekende cumulatieve waterafvoer voor de periode 1990 – 1999 met ca. 40 miljoen m³ water onderschat (figuur 4.2). Voor dezelfde periode wordt waargenomen dat ca. 65 miljoen m³ water via de noodoverlaat wordt afgevoerd (zie figuur 4.2). Omdat de noodoverlaat niet in het model voor het landsysteem is opgenomen betekent dit dus een onderschatting van 65 miljoen m³ voor deze meetlocatie. Gezamenlijk resulteert dit in een overschatting van de waterafvoer naar het beekstelsel van de Drentse Aa van $-40 + 65 = +25$ miljoen m³ water voor de periode 1990 – 1999. Dit komt overeen met ca. 10 % van de totale waterafvoer voor dit traject.

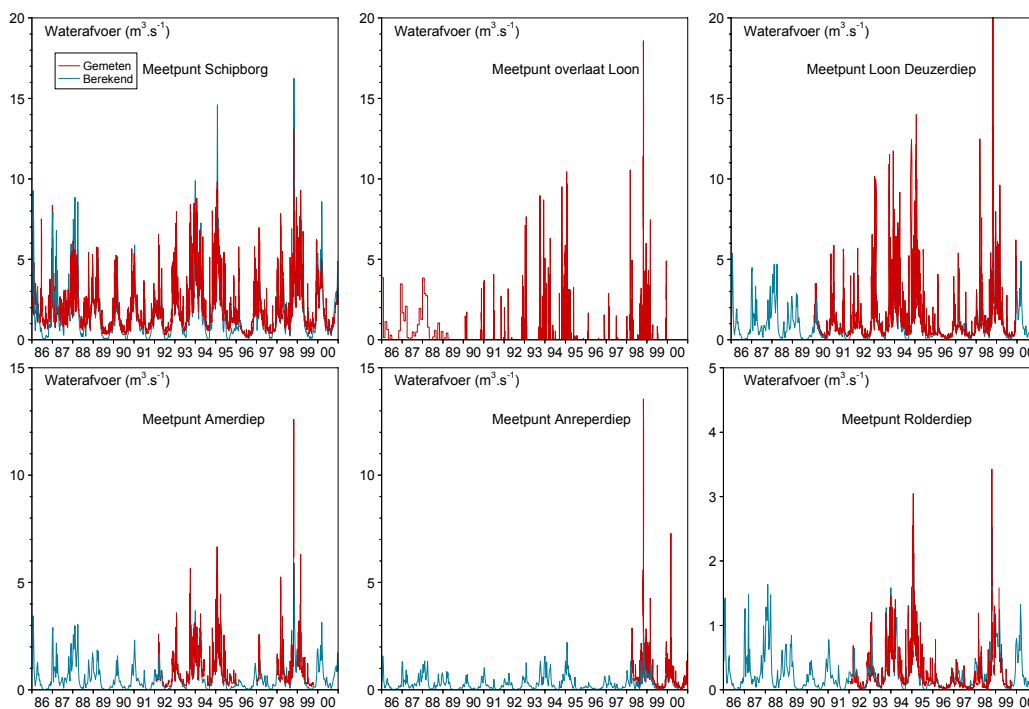
De berekende cumulatieve waterafvoer op meetpunt Amerdiep komt voor de periode 1992 – 1995 goed overeen met de waargenomen waterafvoer. Voor het waterkwantiteitsmeetpunt Anreperdiep (zijtak van het Amerdiep) wordt voor de periode 1998 – 2000 de berekende waterafvoer met ruim 30 % onderschat (figuur 4.2). Een mogelijke verklaring voor de onderschatting voor meetpunt Anreperdiep is dat de waterafvoer op deze locatie voor een gedeelte uit het bebouwd gebied van Assen komt en bebouwd gebied niet in de schematisatie van het fase 2 modelsysteem (en het model STONE) is opgenomen.

Voor het waterkwantiteitsmeetpunt Rolderdiep wordt voor de periode 1992 – 1999 de berekende waterafvoer met ruim 20 % overschat (figuur 4.2). Een mogelijke oorzaak hiervoor is dat het fase 2 modelsysteem een te geringe wegzijging voor het intrekgebied van dit meetpunt, welke voor een groot gedeelte op de hoger gelegen Hondsrug ligt, berekent.

Figuur 4.3 geeft de gemeten en berekende jaarlijkse waterafvoeren weer. Uit deze figuur valt af te leiden dat ondanks dat de cumulatieve berekende waterafvoer langjarig goed overeenkomt met de gemeten cumulatieve waterafvoer, jaarlijks (grotere) afwijkingen tussen de gemeten en berekende waterafvoeren kunnen voorkomen. Voor meetpunt Schipborg wordt voor jaren met hoge waargenomen waterafvoer de berekende waterafvoer overschat (1987, 1988 en 1998), terwijl de waterafvoer in droge jaren wordt onderschat (1989 t/m 1992, 1996 en 1997). Een zelfde patroon treedt op voor het verdeelwerk Loon (figuur 4.3). Voor het meetpunt in het Amerdiep wordt voor de periode dat er waarnemingen beschikbaar zijn (1992 – 1995) de waterafvoer voor drie van de vier jaren door het modelsysteem onderschat. Voor het meetpunt in het Anreperdiep wordt voor de periode dat er waarnemingen beschikbaar zijn (1998 – 2000) de berekende waterafvoer structureel onderschat. Voor het meetpunt in het Rolderdiep wordt voor de periode dat er waarnemingen beschikbaar zijn (1992 – 1998) de waterafvoer nagenoeg ieder jaar overschat (figuur 4.3). Ook hieruit blijkt dat de berekende afvoeren voor meetpunt Anreperdiep (onderschatting) en Rolderdiep (overschatting) verschillen ten opzichte van de andere meetpunten.



Figuur 4.3 Gemeten en berekende jaarlijkse waterafvoer op meetpunt Schipborg (linksboven), noodoverlaat te Loon (middenboven), inlaat verdeelwerk Loon (rechtsboven), meetpunt Amerdiep (linksonder), meetpunt Anreperdiep (middenonder) en meetpunt Rolderdiep (rechtsonder); * in het jaar 2000 zijn geen meetwaarden van waterafvoer in de noodoverlaat beschikbaar

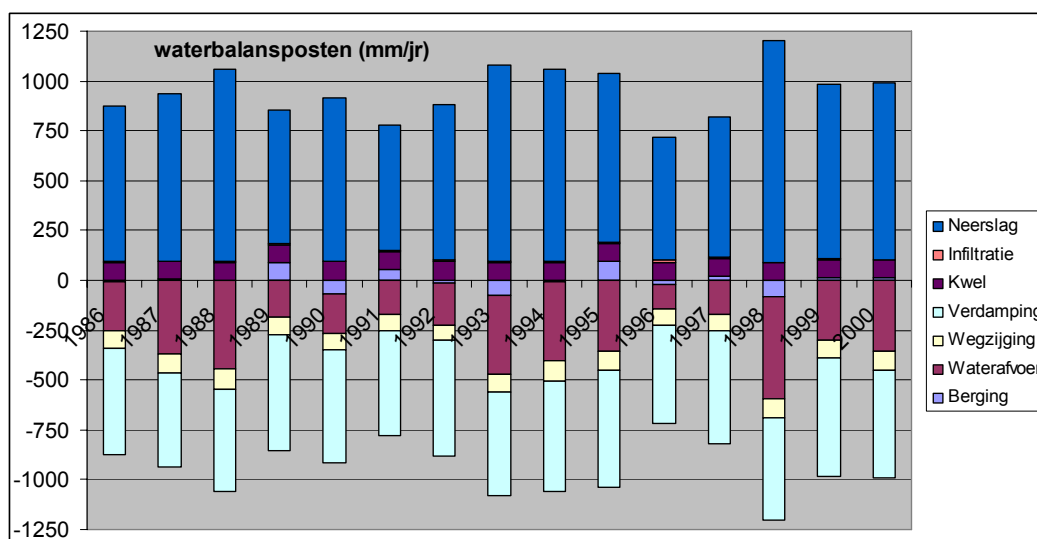


Figuur 4.4 Gemeten en berekende waterafvoer op meetpunt Schipborg (linksboven), noodoverlaat te Loon (middenboven), inlaat verdeelwerk Loon (rechtsboven), meetpunt Amerdiep (linksonder), meetpunt Anreperdiep (middenonder) en meetpunt Rolderdiep (rechtsonder); * in het jaar 2000 zijn geen meetwaarden van waterafvoer in de noodoverlaat beschikbaar

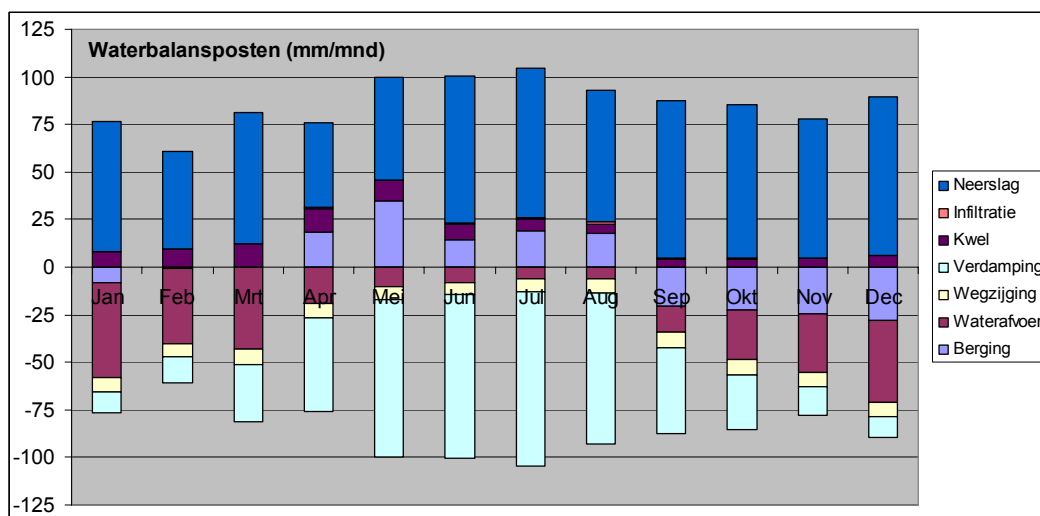
Figuur 4.4 geeft de gemeten en berekende waterafvoeren in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ weer. Uit deze figuur valt af te leiden dat ook binnen het jaar verschillen tussen gemeten en berekende waterafvoeren kunnen optreden. Opvallend zijn de lage berekende waterafvoeren in de zomerperiode voor het benedenstroomse meetpunt Schipborg in vergelijking tot de gemeten waterafvoeren. Deze lage berekende waterafvoer in de zomerperiode wordt ‘gecompenseerd’ door hogere berekende waterafvoer in perioden met verhoogde waterafvoer. Dit wordt veroorzaakt doordat in deze toetsing van het deel van het fase 2 modelsysteem het oppervlaktewatersysteem met bijbehorende kunstwerken (zoals de noodoverlaat Loon) buiten beschouwing is gelaten. De noodoverlaat zorgt er voor dat de pieken in de waterafvoer van het bovenstrooms gelegen gebied via het verdeelwerk direct worden afgevoerd naar het Noord-Willemskanaal (Roelsma et al., 2004a). Omdat voor deze toetsing geen rekening wordt gehouden met de noodoverlaat wordt voor het benedenstroomse deel van het stroomgebied meer pieken in de waterafvoer berekend dan waargenomen (figuur 4.4). Uit figuur 4.4 blijkt verder dat het fase 2 modelsysteem, in tegenstelling tot het fase 1 modelsysteem (Roelsma et al., 2006), in staat is om de temporele dynamiek binnen een jaar te kunnen voorspellen.

4.1.2 Waterbalans

In figuur 4.5 zijn de jaarlijkse posten van de berekende waterbalans voor de periode 1986 t/m 2000 weergegeven. Uit deze figuur blijkt dat sommige balansposten sterk in de tijd kunnen variëren (neerslag, infiltratie, oppervlakkig afvoer, ontwatering en berging), terwijl andere balansposten nagenoeg gelijk blijven (kwel, verdamping en wegzijging).

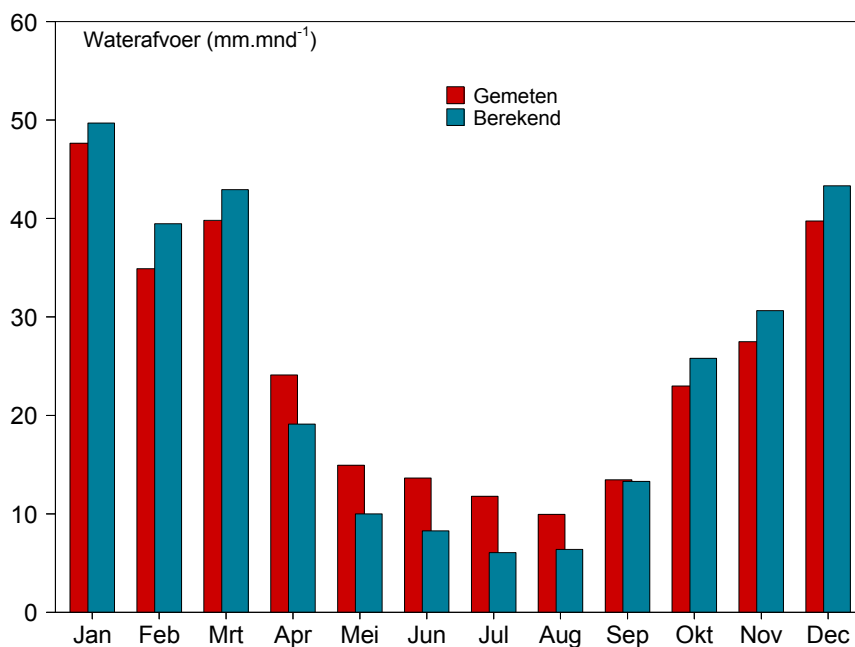


Figuur 4.5 Jaarlijkse waterbalansposten van het stroomgebied de Drentse Aa voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 2 modelsysteem



Figuur 4.6 Gemiddelde maandelijkse waterbalansposten van het stroomgebied de Drentse Aa voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 2 modelsysteem

In figuur 4.6 zijn de gemiddelde maandelijkse waterbalansposten voor de periode 1986 t/m 2000 weergegeven. De waterafvoer is in de wintermaanden vele malen groter is dan de afvoer in de zomermaanden. Wanneer de berekende gemiddelde maandelijkse waterafvoer wordt vergeleken met de gemeten gemiddelde maandelijkse waterafvoer dan blijkt het fase 2 modelsysteem met name de waterafvoer in de zomermaanden te onderschatten (figuur 4.7), terwijl de waterafvoer in de wintermaanden wordt overschat.



Figuur 4.7 Gemeten en berekende gemiddelde maandelijkse waterafvoer van het stroomgebied de Drentse Aa voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 2 modelsysteem

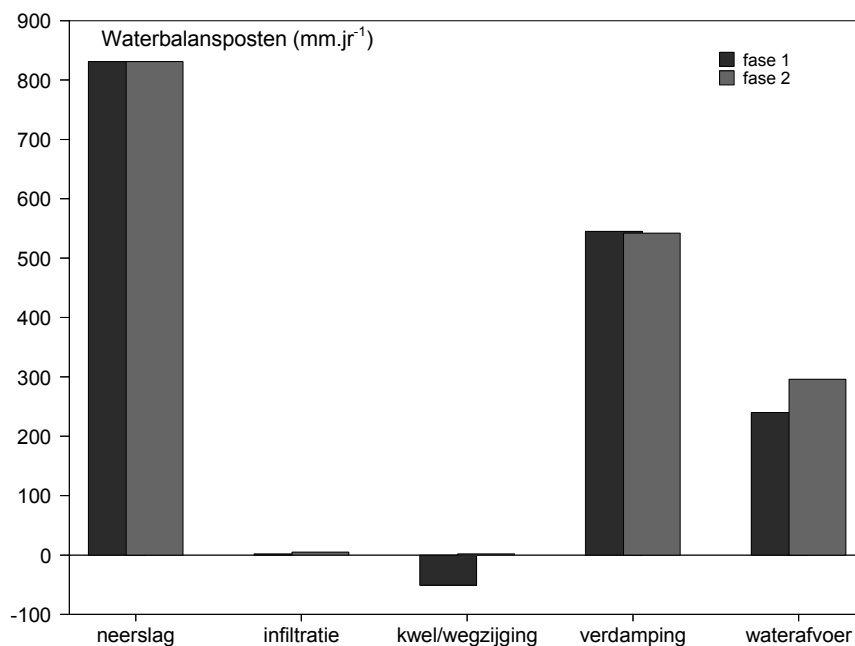
In tabel 4.1 is de waterbalans van het landsysteem voor het stroomgebied van de Drentse Aa, welke door het fase 2 modelsysteem wordt berekend, weergegeven. De balansposten zijn zowel in kubieke meters als in millimeters weergegeven. De waterbalans is opgesteld over de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode van het fase 2 modelsysteem).

Tabel 4.1 Waterbalans van het landsysteem voor het stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000		Oppervlakte balansgebied: 23 084 ha			
IN	10 ⁶ m ³	mm	UIT	10 ⁶ m ³	mm
Neerslag	191.8	831	Verdamping	125.1	542
Kwel	21.0	91	Wegzijging	20.7	89
Infiltratie	1.1	5	Waterafvoer	68.4	296
Totaal	213.9	927	Totaal	214.2	927
Berging				-0.3	0

Vergelijking van tabel 4.1 met de waterbalans uit het fase 1 modelsysteem (Roelsma et al., 2006) geeft aan dat de door het fase 2 modelsysteem berekende waterafvoer naar het oppervlaktewater met ca. 55 mm is toegenomen. Tevens blijkt dat in de situatie van het fase 2 modelsysteem een kleine netto kwel in het gebied wordt berekend (2 mm). Dit is een toename van de netto kwel van 53 mm ten opzichte van de waterbalans van het fase 1 modelsysteem. Aangezien de andere balansposten gelijk of nagenoeg gelijk blijven (neerslag, infiltratie, oppervlakkig afspoeling en verdamping), kan de hogere berekende waterafvoer in het fase 2 modelsysteem verklaard worden door de verandering in kwel en wegzijging. Door de verfijnde ruimtelijke schematisatie (zie hoofdstuk 3) is het areaal plots met een netto kwelsituatie toegenomen. In figuur 4.8 zijn de verschillen tussen de waterbalansposten van het fase 1 en 2 modelsysteem grafisch weergegeven. De door het fase 2 modelsysteem berekende waterafvoer komt goed overeen met de waterafvoer welke in de systeemverkenning (Roelsma et al., 2004a) is opgenomen (zie hoofdstuk 2, tabel 2.1), maar omdat het modelgebied groter is dan het vanggebied van meetpunt Schipborg wordt in wezen de berekende afvoer onderschat (zie boven).

Voor het vanggebied van de vijf waterkwantiteitsmeetpunten, welke in hoofdstuk 2 zijn beschreven, zijn eveneens waterbalansen opgesteld. Omdat het vanggebied van het meetpunt Schipborg ruim 80 % van het gehele stroomgebied beslaat, lijkt de waterbalans van het meetpunt Schipborg sterk op de waterbalans van het gehele stroomgebied. Om deze reden is de waterbalans van meetpunt Schipborg hier niet opgenomen. Geen van de vijf waterkwantiteitsmeetpunten wordt dominant beïnvloed door landbouw of natuur (zie hoofdstuk 2, tabel 2.4).



Figuur 4.8 Waterbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het fase 1 en 2 modelsysteem (een negatieve waarde voor de balanspost kwel/wegzijing duidt op een netto wegzijgingsituatie)

In tabel 4.2 is de waterbalans van het vanggebied, zoals bepaald voor het fase 2 modelsysteem, van het meetpunt Loon in het Deuzerdiep weergegeven. Uit tabel 4.2 blijkt dat voor het vanggebied van het meetpunt Deuzerdiep een relatief hoge kwel en een lagere wegzijging ten opzichte van de waterbalans voor het gehele stroomgebied wordt berekend. Dit resulteert voor het vanggebied van het meetpunt Deuzerdiep in een relatief hoge waterafvoer ten opzichte van het gehele stroomgebied. Voor het vanggebied van meetpunt Amerdiep en Anreperdiep wordt eenzelfde patroon gevonden (respectievelijk tabel 4.3 en 4.4), wat in de lijn der verwachting ligt aangezien het vanggebied van meetpunt Loon in het Deuzerdiep ruwweg overeenkomt met de vanggebieden van meetpunt Anreperdiep en Amerdiep bij elkaar opgeteld.

Tabel 4.2 Waterbalans van het landsysteem voor het vanggebied van meetpunt Deuzerdiep (verdeelwerk Loon) over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 9 265 ha		
IN	10 ⁶ m ³	mm	UIT	10 ⁶ m ³	mm
Neerslag	76.9	830	Verdamping	49.3	532
Kwel	9.7	105	Wegzijing	5.7	62
Infiltratie	0.4	4	Waterafvoer	32.1	347
Totaal	87.0	939	Totaal	87.1	941
Berging				-0.1	-2

Tabel 4.3 Waterbalans van het landsysteem voor het vanggebied van meetpunt Amerdiep over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 6 038 ha		
IN	10 ⁶ m ³	mm	UIT	10 ⁶ m ³	mm
Neerslag	50.1	830	Verdamping	32.0	531
Kwel	6.2	102	Wegzijging	4.1	68
Infiltratie	0.2	4	Waterafvoer	20.4	337
Totaal	56.5	936	Totaal	56.5	938
Berging				0.0	-2

Tabel 4.4 Waterbalans van het landsysteem voor het vanggebied van meetpunt Anreperdiep over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 2 511 ha		
IN	10 ⁶ m ³	mm	UIT	10 ⁶ m ³	mm
Neerslag	20.8	830	Verdamping	13.4	535
Kwel	3.0	120	Wegzijging	1.2	49
Infiltratie	0.1	5	Waterafvoer	9.3	372
Totaal	23.9	955	Totaal	23.9	956
Berging				0.0	-1

Tabel 4.5 Waterbalans van het landsysteem voor het vanggebied van meetpunt Rolderdiep over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

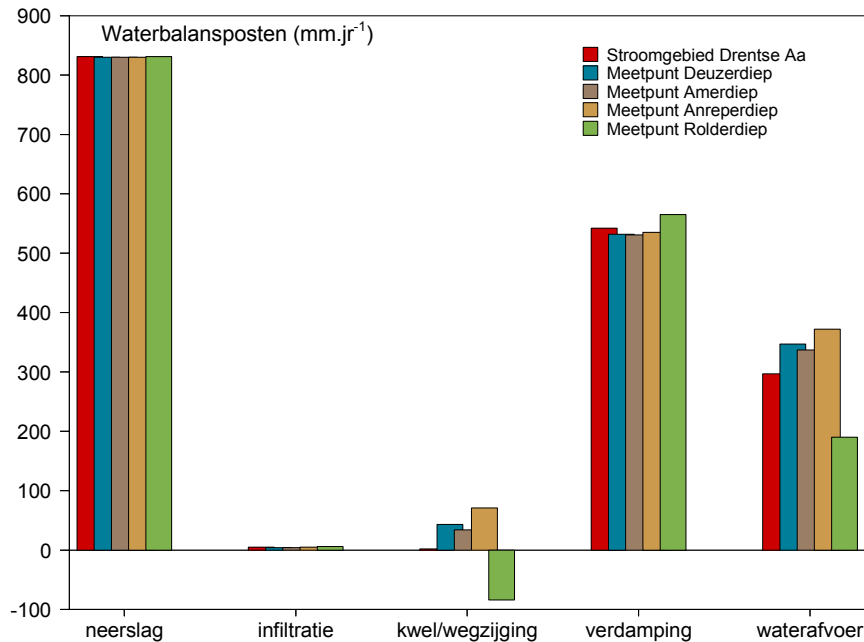
Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 4 903 ha		
IN	10 ⁶ m ³	mm	UIT	10 ⁶ m ³	mm
Neerslag	40.8	831	Verdamping	27.7	565
Kwel	2.4	50	Wegzijging	6.6	134
Infiltratie	0.3	6	Waterafvoer	9.3	190
Totaal	43.5	887	Totaal	43.6	889
Berging				-0.1	-2

In tabel 4.5 is de waterbalans van het vanggebied, zoals bepaald voor het fase 2 modelsysteem, van het meetpunt Rolderdiep weergegeven. Uit tabel 4.5 blijkt dat voor het vanggebied van het meetpunt Rolderdiep een relatief lage kwel en een hoge wegzijging wordt berekend. Dit resulteert voor het vanggebied van het meetpunt Rolderdiep in een relatief lagere waterafvoer ten opzichte van het gehele stroomgebied. De relatieve hoge wegzijging voor dit vanggebied komt door het grote areaal hoger gelegen gronden (Gt VII en VII*) op de Hondsrug (Roelsma et al., 2004a).

In figuur 4.9 worden de vier waterbalansen van het vanggebied van de meetpunten Deuzerdiep (verdeelwerk Loon), Amerdiep, Anreperdiep en Rolderdiep grafisch ten opzichte van de waterbalans van het gehele stroomgebied weergegeven. Hieruit blijkt dat de toe- of afname van de door het fase 2 modelsysteem berekende waterafvoer wordt veroorzaakt door een toe- of afname van de kwel- en wegzijgingssituatie.

Uit tabel 4.1 t/m 4.5 en figuur 4.9 blijkt dat de bovenstroomse deelstroomgebieden van de meetpunten Anreperdiep, Amerdiep en Loon sterker door kwel worden beïnvloedt dan het vanggebied van meetpunt Schipborg en meetpunt Rolderdiep.

In dit deel van de toetsing is de exacte bijdrage van de kwel voor de verschillende deelstroomgebieden door het modelsysteem niet gekwantificeerd. Hiervoor is een bronnenanalyse nodig, welke in fase 2 niet is uitgevoerd (zie ook hoofdstuk 6 Conclusies en aanbevelingen).



Figuur 4.9 Waterbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het fase 2 modelsysteem voor het gehele stroomgebied van de Drentse Aa en het vanggebied van de meetpunten Deuzerdiep (verdeelwerk Loon), Amerdiep, Anreperdiep en Rolderdiep (een negatieve waarde voor de balanspost kwel/wegzijing duidt op een netto wegzijgingssituatie)

4.2 Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem

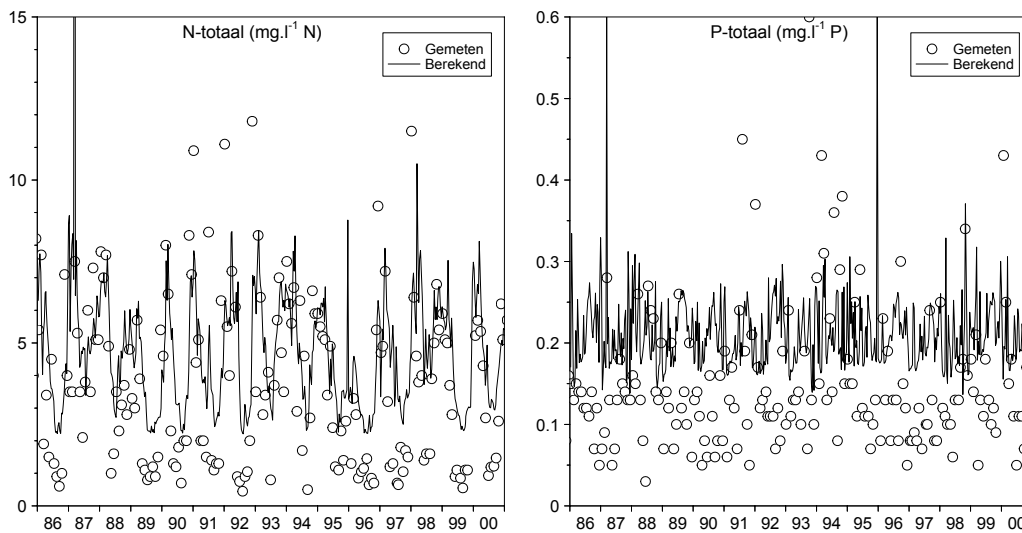
Voor de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode fase 2 modelsysteem) zijn voor 13 meetlocaties in de Drentse Aa meetgegevens beschikbaar (zie tabel 2.4). Ruim de helft van deze meetpunten liggen bovenstrooms (meetpunten 2204, 2207, 2209, 2211, 2213, 2216 en 2217). Vijf waterkwaliteitsmeetpunten liggen in de middenloop van het beekstelsel Drentse Aa (2205, 2206, 2210, 2212 en 2241), terwijl één meetpunt geheel benedenstrooms ligt (meetpunt 2101). De locaties van de waterkwaliteitsmeetpunten zijn weergegeven in figuur 2.3. Op basis van de meetplannen (Roelsma et al., 2004b; Roelsma et al., 2005) zijn de meetpunten 2204 en 2209 geselecteerd als zijnde meetpunten waarvan de waterkwaliteit hoofdzakelijk door landbouw wordt beïnvloedt. De meetpunten 2211 en 2213 zijn geselecteerd als zijnde meetpunten waarvan de waterkwaliteit hoofdzakelijk door natuurgebieden wordt beïnvloedt. Op meetpunt 2101 na worden de meetpunten eenmaal in de vier jaar bemonsterd. Meetpunt 2101 wordt ieder jaar bemonsterd. Alle meetpunten worden met een maandelijkse interval bemonsterd.

In deze paragraaf worden de berekende nutriëntconcentraties en -vrachten van de waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem vergeleken met waarnemingen in het

oppervlaktewater. Doordat in dit onderdeel van het fase 2 modelsysteem (landsysteem) geen oppervlaktewatermodel wordt meegenomen worden de processen in het oppervlaktewater niet meegenomen.

4.2.1 Toetsing

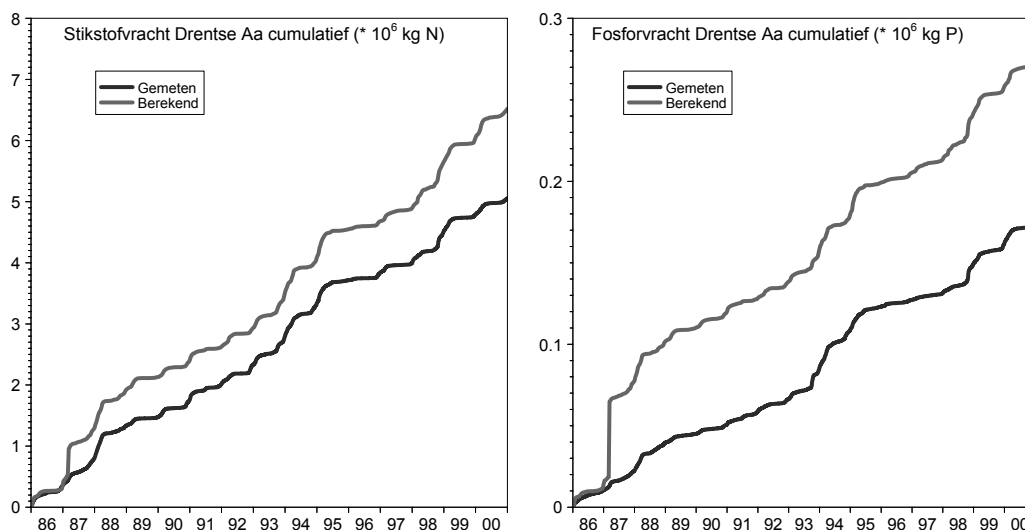
In figuur 4.10 zijn de gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties voor het benedenstroomse waterkwaliteitsmeetpunt 2101 weergegeven. De meetreeks van meetpunt 2101 kan worden beschouwd als de waargenomen nutriëntenconcentraties van het gehele stroomgebied de Drentse Aa (zie hoofdstuk 2). In figuur 4.11 zijn de gemeten en berekende stikstof en fosforvrachten voor meetpunt 2101 weergegeven. Deze vrachten zijn bepaald op basis van de som van de gemeten waterafvoer van meetpunt Schipborg en noodoverlaat Loon en de stikstof- en fosforconcentraties van meetpunt 2101 (Roelsma et al., 2005).



Figuur 4.10 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties voor meetpunt 2101

Uit figuur 4.10 en 4.11 valt af te leiden dat zowel de berekende stikstof- als de berekende fosforconcentraties en -vrachten hoger zijn dan de waarnemingen. De door het fase 2 modelsysteem berekende nutriëntenconcentraties en -vrachten voor de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem gelden voor dat deel van het water dat vanuit het landsysteem afwatert op het oppervlaktewatersysteem. In het algemeen zijn de stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater lager dan de concentraties in het afwaterende water vanuit het landsysteem. Dit komt doordat in het oppervlaktewater diverse processen een rol spelen (nutriëntenopname door algen en waterplanten, denitrificatie, vastlegging aan de waterbodem, etc.), waardoor stikstof en fosfor (tijdelijk) uit het oppervlaktewater verdwijnt. Dit wordt retentie genoemd. In deze paragraaf wordt het landsysteem getoetst. In deze berekeningen worden de (verdwin- en vastleggings)processen in het oppervlaktewater (retentie) niet meegenomen. Om deze reden mag worden verwacht dat de gesimuleerde concentraties en vrachten naar het oppervlaktewatersysteem hoger zijn dan de

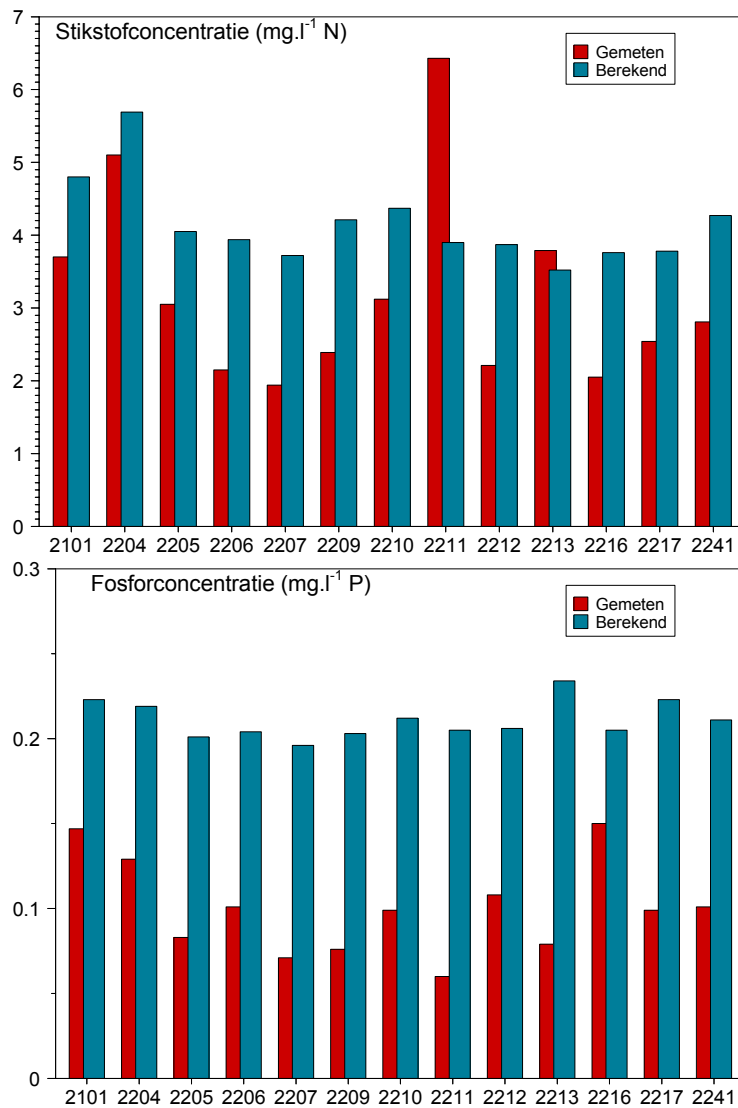
gemeten concentraties en vrachten in het oppervlaktewater, omdat in dit stroomgebied geen andere bronnen van nutriënten van betekenis zijn (Roelsma et al., 2004a). Voor de periode 1986 t/m 2000 wordt door het fase 2 modelsysteem een belasting van het oppervlaktewater van 4.8 mg.l⁻¹ N (fase 1 modelsysteem: 4.3 mg.l⁻¹ N) voor totaal-stikstof en 0.22 mg.l⁻¹ P (fase 1 modelsysteem: 0.28 mg.l⁻¹ P) voor totaal-fosfor berekend. Voor diezelfde periode werd in het meetpunt 2101 een 15-jaars gemiddelde concentratie van 3.7 mg.l⁻¹ N voor totaal-stikstof en 0.15 mg.l⁻¹ P voor totaal-fosfor waargenomen (figuur 4.10).



Figuur 4.11 Gemeten en berekende cumulatieve stikstof- en fosforvrachten voor meetpunt 2101

Dat zowel voor stikstof als voor fosfor hogere waarden worden gesimuleerd dan gemeten komt overeen met de verwachting omdat in dit onderdeel van het fase 2 modelsysteem de processen in het oppervlaktewater (retentie) niet worden meegenomen. Voor zowel de berekende stikstof- als fosforconcentraties geldt dat in het vroege voorjaar van 1987 een kortdurende piek in de concentraties wordt voorspeld, die niet is waargenomen (figuur 4.10). Voor de berekende fosforconcentraties komt dit nogmaals voor in het eind van 1995. Deze verhoogde berekende uitspoeling van stikstof en fosfor op deze tijdstippen komt overeen met perioden van hoge neerslag wat in het modelsysteem resulteert in een hoge oppervlakkige afvoer waardoor verhoogde afspoeling van nutriënten vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewatersysteem ontstaat. Een mogelijke reden waarom deze piek in stikstof- en fosforconcentratie niet is waargenomen kan worden verklaard doordat de piek wordt berekend binnen een periode van 10 dagen, terwijl de meetpunten met een maandelijks interval worden bemonsterd. Hierbij kunnen kortdurende pieken in concentraties in het oppervlaktewatersysteem worden gemist. Omgekeerd wordt in de periode 1991 – 1993 en 1997 – 1998 een aantal hoge waarden voor stikstof (met name in het jaar 1992) en fosfor waargenomen, terwijl deze niet door het fase 2 modelsysteem wordt voorspeld. Een reden hiervoor is dat verhoogde uitspoeling naar het oppervlaktewater kan worden veroorzaakt door kortdurende maar intensieve regenbuien. Doordat in het fase 2 modelsysteem de

simulaties worden uitgevoerd met een tijdstapgrootte van 10 dagen worden dit soort gebeurtenissen niet zichtbaar in het modelsysteem.



Figuur 4.12 Gemeten en berekende gemiddelde stikstof- (boven) en fosforconcentraties (onder) voor de 13 meetpunten in de Drentse Aa. De periode waarvoor waarnemingen beschikbaar zijn, en waarvoor de gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties zijn bepaald komen niet voor alle meetpunten overeen. Voor de meetpunten 2204, 2205, 2206, 2207, 2209, 2211, 2212, 2213, 2216 en 2217 is dit een gemiddelde waarde voor de jaren 1989, 1992 en 1996 (de jaren dat waarnemingen beschikbaar zijn). Voor de meetpunten 2210 en 2241 is dit een gemiddelde waarde voor de jaren 1989, 1992, 1996, 1999 en 2000 (voor deze twee meetpunten zijn ook in de jaren 1999 en 2000 waarnemingen beschikbaar). Voor het geheel benedenstroomse meetpunt 2101 zijn voor de gehele simulatieperiode (1986 – 2000) waarnemingen beschikbaar.

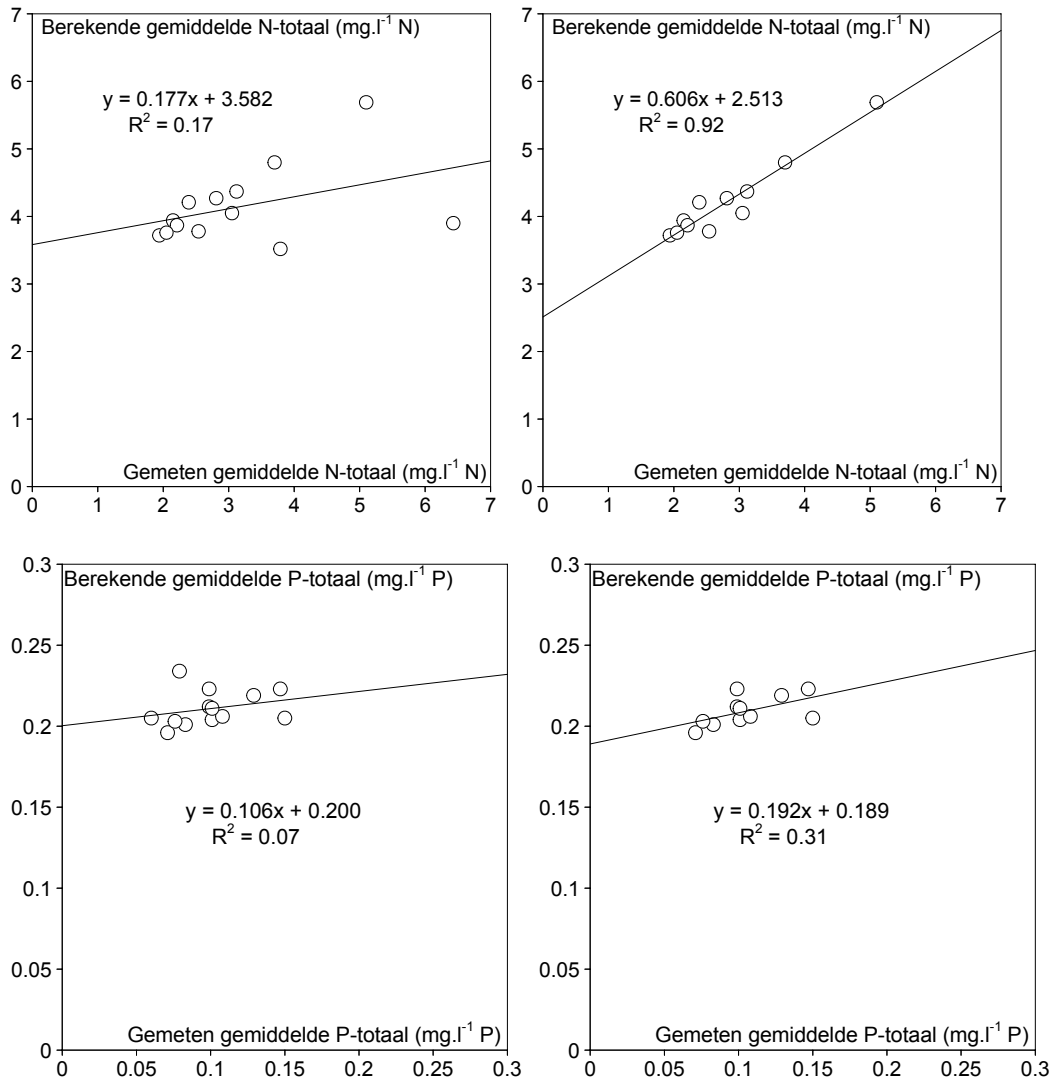
Wanneer het verschil tussen de gemeten en de berekende vracht beschouwd wordt als retentie, dan blijkt dat er meer fosfor verdwijnt door processen in het oppervlaktewater dan voor stikstof. Een dergelijke conclusie kan echter alleen worden getrokken wanneer geen structurele fouten in de gemeten en berekende vrachten zitten.

In bijlage 4 zijn de resultaten van het fase 2 modelsysteem voor alle 13 meetpunten in de Drentse Aa weergegeven.

In figuur 4.12 zijn de langjarige gemiddelde gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties over de periode met meetwaarden en simulaties weergegeven. Hieruit blijkt dat nagenoeg voor alle meetpunten de algemene tendens is dat de berekende stikstofconcentraties hoger zijn dan de waarnemingen. Alleen voor de meetpunten 2211 en 2213 zijn de berekende waarden kleiner dan de waarnemingen. Het meetpunt 2204 ligt in een bovenstrooms gebied waar landbouw dominant aanwezig is (zie tabel 2.4, hoofdstuk 2), wat in overeenstemming is met de hogere gemeten stikstofconcentraties in dit meetpunt. De berekeningen laten voor dit meetpunt ook hogere waarden zien, maar in mindere mate dan de waarnemingen.

Meetpunt 2213 is in het meetplan voor de Drentse Aa aangemerkt als een meetpunt waarvan de waterkwaliteit hoofdzakelijk wordt beïnvloedt door een bovenstrooms natuurgebied (Roelsma et al., 2005). Dit geldt tevens voor het meetpunt 2211. Met name meetpunt 2211, maar ook in mindere mate meetpunt 2213 laten hoge gemeten stikstofconcentraties zien, wat niet overeenkomt met de veronderstelling dat deze meetpunten in natuurgebieden liggen en alleen door deze gebieden worden beïnvloedt. Wanneer de gemeten en berekende gemiddelde stikstofconcentraties van de 13 meetpunten met elkaar worden gecorreleerd, dan wordt een zwakke relatie gevonden (figuur 4.13, linksboven). Deze zwakke relatie wordt grotendeels bepaald door de twee uitschieters van de twee 'natuurmeetpunten' 2211 en 2213. Wanneer deze twee meetpunten buiten beschouwing worden gelaten wordt een sterke relatie tussen de gemeten en berekende gemiddelde stikstofconcentraties gevonden (figuur 4.13, rechtsboven), wat aangeeft dat de regionale variatie in stikstofconcentraties, welke in de metingen wordt waargenomen, op het schaalniveau van deze gebieden goed door het fase 2 modelsysteem wordt voorspeld. Uit figuur 4.12 en 4.13 blijkt verder dat de (regionale) variatie in de waargenomen stikstofconcentraties groter is dan in de berekende waarden.

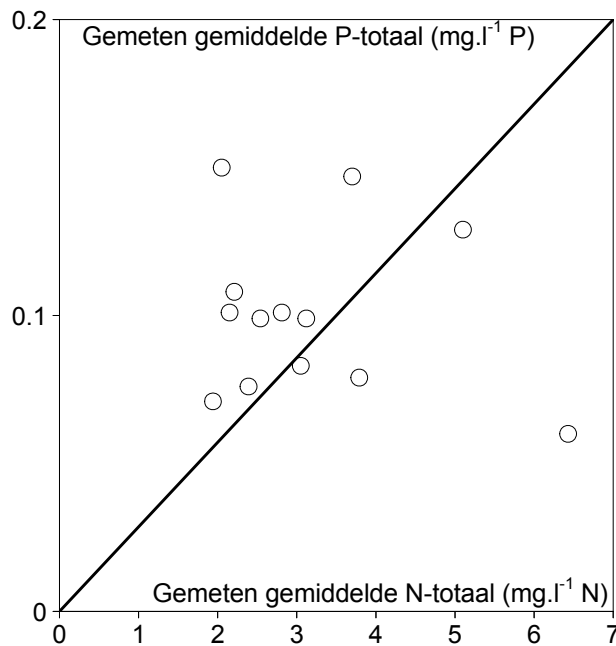
Uit figuur 4.12 blijkt dat de berekende fosforconcentraties hoger zijn dan de meeste waarnemingen. Uitschieters in waargenomen fosforconcentraties worden niet altijd door het fase 2 modelsysteem voorspeld (bijlage 4). Uit figuur 4.12 blijkt dat voor alle meetpunten de berekende gemiddelde fosforconcentraties hoger zijn dan de gemiddelde waarnemingen. In tegenstelling tot bij de gemeten stikstofconcentraties wordt voor fosfor lage concentraties waargenomen voor meetpunt 2211 (figuur 4.12). Voor meetpunt 2216 wordt echter hoge fosforconcentraties gemeten, terwijl dit meetpunt weer lage waargenomen stikstofconcentraties laat zien.



Figuur 4.13 Relatie tussen gemeten en berekende gemiddelde stikstof- (boven) en fosforconcentraties (onder) voor de 13 meetpunten met beschouwing van de twee 'natuurmeetpunten' (links) en de twee 'natuurmeetpunten' buiten beschouwing gelaten (rechts)

Wanneer de gemeten en berekende gemiddelde fosforconcentraties van de 13 meetpunten met elkaar worden gecorreleerd, wordt er nauwelijks een relatie gevonden (figuur 4.13, linksonder). Wanneer de twee 'natuurmeetpunten' buiten beschouwing worden gelaten wordt een betere, maar nog steeds een zwakke relatie tussen de gemeten en berekende gemiddelde fosforconcentraties gevonden (figuur 4.13, rechtsonder). Uit figuur 4.12 en 4.13 blijkt dat de (regionale) variatie in de waargenomen fosforconcentraties groter is dan in de berekende waarden.

In figuur 4.14 zijn de gemeten gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties met elkaar gecorreleerd. Hieruit blijkt dat er geen relatie is tussen de gemeten gemiddelde stikstofconcentraties en de gemeten gemiddelde fosforconcentraties ($R^2 = 0.02$). Ook tussen de berekende gemiddelde stikstofconcentraties en de berekende gemiddelde fosforconcentraties blijkt geen relatie te bestaan ($R^2 = 0.04$).



Figuur 4.14 Relatie tussen de gemeten gemiddelde stikstofconcentratie en gemeten gemiddelde fosforconcentratie

In bijlage 4 zijn tevens de gemeten en berekende minerale en opgelost organische deel van de stikstof- en fosforconcentraties weergegeven. De door de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem berekende waarden voor het opgelost organische deel van stikstof en fosfor zijn in het algemeen in dezelfde orde van grootte als de waarnemingen. Voor N-organisch wordt voor het geheel benedenstroomse meetpunt (2101) een langjarig gemiddelde concentratie waargenomen van $1.2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$, terwijl door de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem van het fase 2 modelsysteem voor deze locatie een langjarig gemiddelde concentratie van $1.4 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ wordt voorspeld. Voor P-organisch is dit respectievelijk 0.12 (waargenomen) en 0.10 (berekend) $\text{mg.l}^{-1} \text{ P}$. Voor de overige 12 meetpunten, welke in de midden- en bovenlopen van het beekstelsysteem zijn gelegen, wordt een gemiddelde N-organisch en P-organisch, voor de periode waarin metingen beschikbaar zijn, van respectievelijk $0.9 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ en $0.07 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$ waargenomen. Voor dezelfde locaties en periode wordt door de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem van het fase 2 modelsysteem een gemiddelde waarde voor N-organisch en P-organisch van respectievelijk $1.2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ en $0.09 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$ voorspeld.

Voor het minerale deel van de uitgespoelde stikstof (N-mineraal) geldt dat met name de gemeten concentraties in de zomerperiode lager zijn dan de berekende waarden (zie bijlage 4). Een reden hiervoor is dat in dit onderdeel van het fase 2 modelsysteem (landsysteem) geen processen in het oppervlaktewater worden meegenomen. Met name in de zomerperiode spelen de verdwijningsprocessen (denitrificatie, opname) in het oppervlaktewater een belangrijke rol. Voor P-mineraal

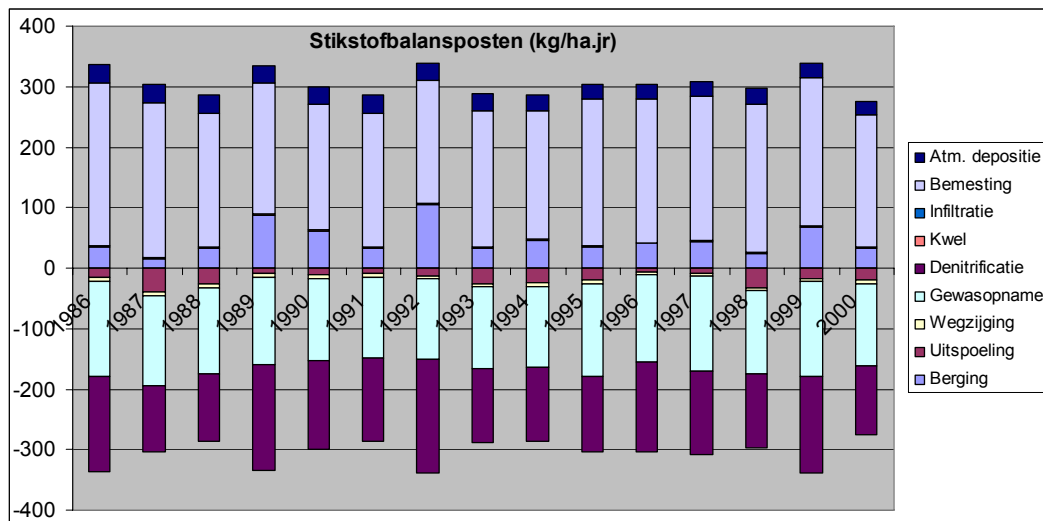
zijn er geen duidelijke seizoensinvloeden waarneembaar. De uitspoeling van fosfor lijkt meer afhankelijk te zijn van het optreden van intensieve regenbuien.

Omdat voor de 12 meetpunten in de boven- en middenloop geen continue reeks van waarnemingen beschikbaar zijn (meetpunten zijn slechts eenmaal in de vier jaar bemonsterd) in combinatie met het feit dat voor de meeste locaties van de meetpunten geen gemeten debieten beschikbaar zijn, kunnen voor deze meetpunten geen stikstof- en fosforvruchten worden bepaald.

4.2.2 Nutriëntenbalansen

4.2.2.1 Stikstof

In figuur 4.15 zijn de jaarlijkse posten van de berekende stikstofbalans voor de periode 1986 t/m 2000 weergegeven. Hieruit blijkt dat sommige balansposten sterk variëren (bemesting, infiltratie, oppervlakkige afspoeling, denitrificatie, uitspoeling, wegzijging en berging), terwijl andere posten nagenoeg gelijk blijven (atmosferische depositie, kwel en gewasopname).



Figuur 4.15 Jaarlijkse stikstofbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 2 modelsysteem

In tabel 4.6 is de stikstofbalans van het landsysteem voor het stroomgebied van de Drentse Aa, welke door het fase 2 modelsysteem wordt berekend, weergegeven. De balansposten zijn zowel in kilogram als in kilogram per hectare weergegeven. De balansen zijn opgesteld over de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode van het fase 2 modelsysteem). Uit tabel 4.6 blijkt dat ca. 7 % van de totale aanvoer van stikstof via oppervlakkige afspoeling en uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt, terwijl ca. 2 % naar het (diepe) grondwater uitspoelt. Het resterende deel van de stikstofafvoer is toe te schrijven aan denitrificatie (53 %) en netto gewasopname (55

%). De gezamenlijke verliesposten voor stikstof over de periode 1986 t/m 2000 zijn groter dan de aanvoer van stikstof. Over deze periode wordt een negatieve berging (netto afbraak van organisch materiaal in de bodem) van ca. -18 % berekend.

Tabel 4.6 Stikstofbalans van het landsysteem voor het gehele stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000		Oppervlakte balansgebied: 23 084 ha			
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Atmosferische depositie	624.7	27.1	Ammoniakvervluchtiging	0.0	0.0
Bemesting	5321.1	230.5	Denitrificatie	3196.7	138.5
Kwel	46.8	2.0	Netto gewasonttrekking	3309.6	143.4
Infiltratie	1.3	0.1	Wegzijging	119.3	5.2
			Belasting opp. water	434.5	18.9
Totaal	5993.9	259.7	Totaal	7060.1	306.0
Bergingsverandering				-1066.2	-46.3

De met het fase 2 modelsysteem berekende stikstofbelasting van het oppervlaktewater (19 kg.ha⁻¹ N) is hoger dan zowel de met het fase 1 modelsysteem berekende stikstofbelasting van het oppervlaktewater (11 kg.ha⁻¹ N) als de geschatte stikstofafvoer uit de systeemverkenning (14 kg.ha⁻¹ N). De toename van de uitspoeling naar het oppervlaktewater in het fase 2 modelsysteem wordt veroorzaakt doordat minder stikstof uitspoelt naar het (diepe) grondwater. In het fase 2 model spoelt 2 % van de totale aanvoer van stikstof naar het (diepe) grondwater tegen 17 % in het fase 1 modelsysteem. Dit wordt veroorzaakt door de kleinere gesimuleerde wegzijgingsflux van het fase 2 modelsysteem (zie paragraaf 4.1). Een ander verschil met het fase 1 modelsysteem is de hogere aanvoer van stikstof door bemesting. De reden hiervoor is dat het areaal landbouw door het fase 1 modelsysteem wordt onderschat. Volgens de schematisatie van het fase 1 modelsysteem is 47 % van het stroomgebied landbouwgrond en 53 % natuurgrond, terwijl de schematisatie van het fase 2 modelsysteem, welke is gebaseerd op het landsdekkend bestand Landgebruik Nederland (LGN4), met een ruimtelijke resolutie van 25 * 25 meter, aangeeft dat 58 % van het gebied wordt gebruikt als landbouwgrond en 42 % als natuurgrond. Door het groter areaal landbouw nemen ook de gesimuleerde stikstofonttrekking door het gewas en de denitrificatie toe. De totale verliezen voor stikstof over de periode 1986 t/m 2000 zijn groter dan de aanvoer van stikstof, dat veroorzaakt een negatieve bergingsverandering (netto afbraak van organisch materiaal in de bodem) van -46 kg.ha⁻¹ N berekend. Dit komt neer op -18 % van de totale stikstofaanvoer, tegen -20 % in het fase 1 modelsysteem (Roelsma et al., 2006).

Net als voor het fase 1 modelsysteem blijkt dat de atmosferische depositie, welke is aangenomen in het fase 2 modelsysteem, ruim 25 % lager is dan op basis van de verzamelde gebiedsgegevens van de systeemverkenning (Roelsma et al., 2004a).

Om een schatting van de bijdrage vanuit landbouw evenals de belasting vanuit natuurgebieden te kunnen geven zijn in tabel 4.7 en 4.8 stikstofbalansen voor het landsysteem met als landgebruik respectievelijk landbouw en natuur weergegeven.

Tabel 4.7 Stikstofbalans van het landsysteem van het stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 voor landgebruik landbouw zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

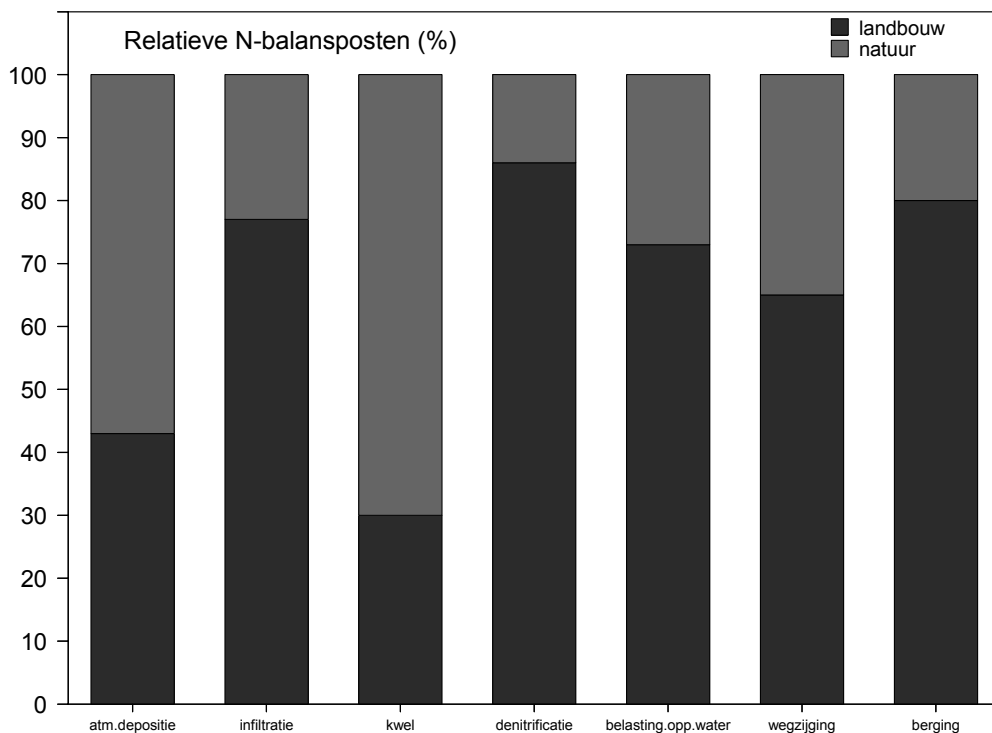
Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 13 452 ha		
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Atmosferische depositie	269.2	20.0	Ammoniakvervluchtiging	0.0	0.0
Bemesting	5321.1	395.6	Denitrificatie	2756.3	204.9
Kwel	13.9	1.0	Netto gewasonttrekking	3310.0	246.1
Infiltratie	1.0	0.1	Wegzijging	77.6	5.8
			Belasting opp. water	317.9	23.6
Totaal	5605.2	416.7	Totaal	6461.8	480.4
Bergingsverandering				-856.6	-63.7

Tabel 4.8 Stikstofbalans van het landsysteem van het stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 voor landgebruik natuur zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 9 632 ha		
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Atmosferische depositie	355.5	36.9	Ammoniakvervluchtiging	0.0	0.0
Bemesting	0.0	0.0	Denitrificatie	440.4	45.7
Kwel	32.8	3.4	Netto gewasonttrekking	-0.4	-0.1
Infiltratie	0.3	0.0	Wegzijging	41.7	4.3
			Belasting opp. water	116.6	12.1
Totaal	388.6	40.3	Totaal	598.3	62.0
Bergingsverandering				-209.7	-21.7

De verliezen naar het grond- en oppervlaktewater, welke zijn aangegeven in tabel 4.7, mogen niet worden geïnterpreteerd als verliezen veroorzaakt door landbouw, maar zijn de verliezen van de som van landbouw en ‘natuurlijke’ bronnen (achtergrondwaarde).

In figuur 4.16 zijn de bijdrage van de posten van de stikstofbalans aan landbouw en natuur voor de periode 1986 t/m 2000 relatief weergegeven. Hierbij zijn de balansposten bemesting en netto gewasopname buiten beschouwing gelaten omdat deze 100 % voor landgebruik landbouw worden verondersteld. Op deze wijze kan op een eenvoudige manier de relatieve bijdrage vanuit het landgebruik landbouw en natuur worden verkregen. Uit figuur 4.16 kan worden opgemaakt dat volgens het fase 2 modelsysteem atmosferische depositie en kwel met name voor de natuurgebieden van belang zijn, terwijl infiltratie, denitrificatie, uitspoeling naar het oppervlaktewater, wegzijging en berging met name voor de landbouwgebieden van belang zijn.



Figuur 4.16 Relatieve bijdrage van de stikstofbalansposten uitgesplitst naar landgebruik landbouw en natuur voor de periode 1986 – 2000

Uit de toetsing van de resultaten van de waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem (paragraaf 4.2.1) is gebleken dat de waterkwaliteit van meetpunt 2204 grotendeels wordt beïnvloedt door het bovenstrooms gelegen landbouwgebied. Dit komt overeen met het feit dat landbouwgronden dominant aanwezig zijn in het vanggebied van dit meetpunt (zie tabel 2.4, hoofdstuk 2). De waterkwaliteit van meetpunt 2207 lijkt echter vooral beïnvloedt te worden door bovenstrooms gelegen natuurgebieden. Dit komt overeen met het feit dat natuurgronden dominant aanwezig zijn in het vanggebied van dit meetpunt (zie hoofdstuk 2, tabel 2.4). Voor het vanggebied van deze twee bovenstroomse waterkwaliteitsmeetpunten zijn eveneens stikstofbalansen opgesteld. In tabel 4.9 is de stikstofbalans van het vanggebied van meetpunt 2204 (landbouwmeetpunt) weergegeven. Uit deze balans blijkt dat de aanvoer van stikstof door bemesting in dezelfde orde van grootte is als in de balansen voor het landgebruik landbouw (tabel 4.7). Hetzelfde geldt voor de balanspost belasting naar het oppervlaktewater en voor netto gewasonttrekking. De balanspost denitrificatie is hoger dan voor het gemiddelde stroomgebied met landgebruik landbouw, de balanspost wegzijging is lager. Beiden duiden op het feit dat het vanggebied van meetpunt 2204 natter is dan het gemiddelde stroomgebied met landgebruik landbouw.

Tabel 4.9 Stikstofbalans van het landsysteem voor het vanggebied van meetpunt 2204 over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

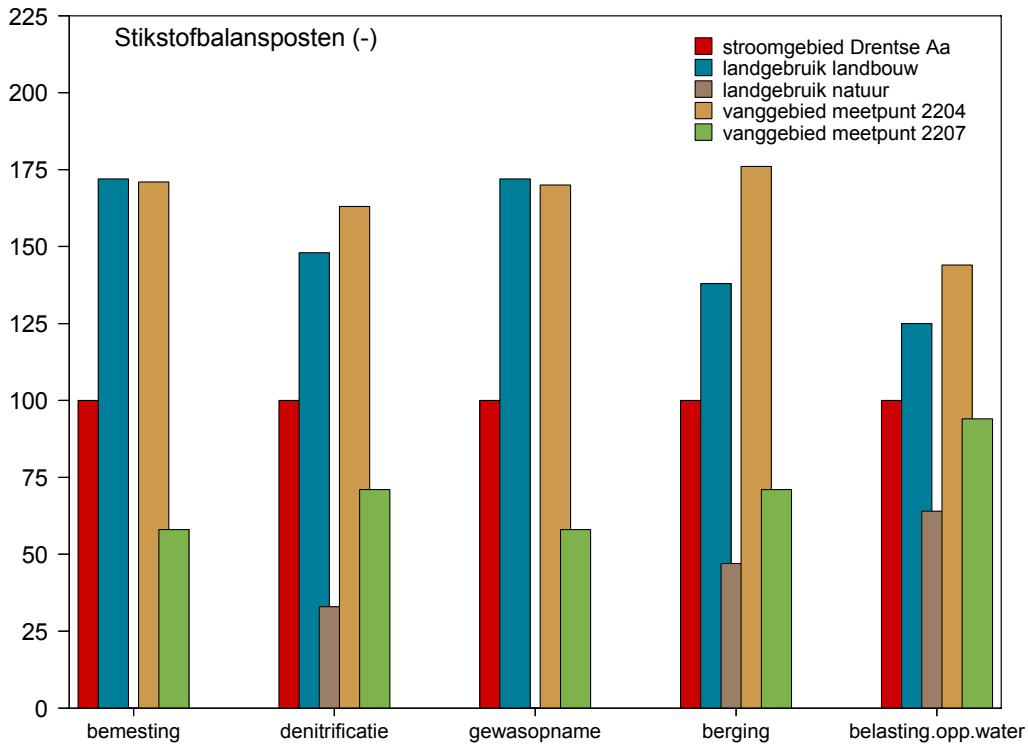
Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 1 248 ha		
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Atmosferische depositie	27.7	22.2	Ammoniakvervluchtiging	0.0	0.0
Bemesting	491.0	393.6	Denitrificatie	282.3	226.3
Kwel	1.2	0.9	Netto gewasonttrekking	303.8	243.5
Infiltratie	0.0	0.0	Wegzijging	1.6	1.3
			Belasting opp. water	33.9	27.2
Totaal	519.9	416.7	Totaal	621.6	498.3
Bergingsverandering				-101.7	-81.6

In tabel 4.10 is de stikstofbalans van het vanggebied van meetpunt 2207 (natuurmeetpunt) weergegeven. Uit deze balans blijkt dat de aanvoer van stikstof door bemesting lager is dan de gemiddelde bemesting voor het gehele stroomgebied (tabel 4.6), maar dat de bemesting niet nul is zoals in een gebied welke uitsluitend uit natuur bestaat. Ook uit de andere balansposten (bv. denitrificatie, netto gewasonttrekking en belasting oppervlaktewater) blijkt dat, volgens het fase 2 modelsysteem, de beïnvloeding door landbouw in het vanggebied van meetpunt 2207 kleiner is dan het gemiddelde in het gehele stroomgebied, maar dat er beïnvloeding van de waterkwaliteit is door landbouw in dit vanggebied.

Tabel 4.10 Stikstofbalans van het landsysteem voor het vanggebied van meetpunt 2207 over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 2 843 ha		
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Atmosferische depositie	87.7	30.8	Ammoniakvervluchtiging	0.0	0.0
Bemesting	382.2	134.4	Denitrificatie	278.8	98.1
Kwel	7.6	2.7	Netto gewasonttrekking	234.6	82.6
Infiltratie	0.2	0.1	Wegzijging	7.2	2.5
			Belasting opp. water	50.6	17.8
Totaal	477.7	168.0	Totaal	571.2	201.0
Bergingsverandering				-93.5	-33.0

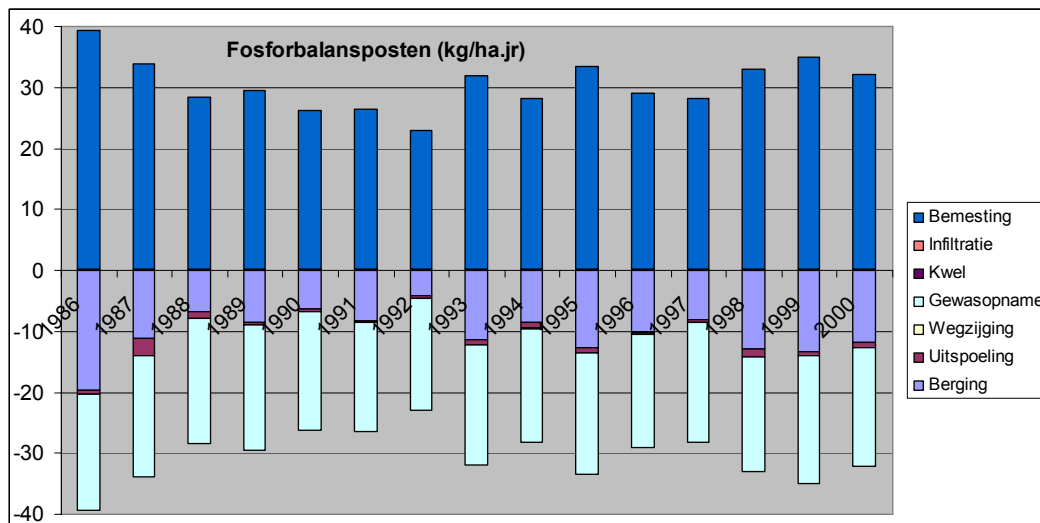
In figuur 4.17 zijn een aantal balansposten van de stikstofbalans van het vanggebied van de meetpunten 2204 (landbouwmeetpunt) en 2207 (natuurmeetpunt), de balansposten van het gehele stroomgebied evenals de balansposten van landgebruik landbouw en landgebruik natuur weergegeven. Hieruit blijkt mede dat de eigenschappen van het vanggebied van meetpunt 2204 vrijwel overeenkomen met de eigenschappen van landgebruik landbouw van het stroomgebied de Drentse Aa. Daarnaast blijkt dat de eigenschappen van het vanggebied van meetpunt 2207 meer overeenkomen met de eigenschappen van landgebruik natuur van het stroomgebied de Drentse Aa.



Figuur 4.17 Stikstofbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het landstelsel van het fase 2 modelstelsel voor het gehele stroomgebied van de Drentse Aa, voor het landgebruik landbouw en natuur van het stroomgebied en voor het vanggebied van de meetpunten 2204 (landbouwmeetpunt) en 2207 (natuurmeetpunt); de balansposten voor het gehele stroomgebied de Drentse Aa zijn geïndexeerd op 100

4.2.2.2 Fosfor

In figuur 4.18 zijn de jaarlijkse posten van de berekende fosforbalans voor de periode 1986 t/m 2000 weergegeven. Sommige fosforbalansposten kunnen jaarlijks sterk variëren (bemesting, infiltratie, oppervlakkige afspoeling, denitrificatie, uitspoeling, wegzijging en berging), terwijl andere balansposten nagenoeg gelijk blijven (kwel en gewasopname).



Figuur 4.18 Jaarlijkse fosforbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 2 modelsysteem (verschil tussen ingaande en uitgaande termen is berging)

In tabel 4.11 is de fosforbalans van het landsysteem voor het stroomgebied van de Drentse Aa, welke door het fase 2 modelsysteem wordt berekend, weergegeven. De balansposten zijn zowel in kilogram als in kilogram per hectare weergegeven.

Tabel 4.11 Fosforbalans van het landsysteem voor het gehele stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000		Oppervlakte balansgebied: 23 084 ha			
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Bemesting	686.8	29.8	Netto gewasonttrekking	442.6	19.1
Kwel	6.7	0.3	Wegzijing	0.8	0.0
Infiltratie	0.0	0.0	Belasting opp.water	18.4	0.8
Totaal	693.5	30.1	Totaal	461.8	19.9
Bergingsverandering				231.7	10.2

Uit tabel 4.11 blijkt dat ca. 3 % van de totale aanvoer van fosfor via oppervlakkige afspoeling en uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt, terwijl slechts 0.1 % naar het (diepe) grondwater uitspoelt. Het resterende deel van de fosforafvoer is toe te schrijven aan netto gewasopname (64 %). De gezamenlijke verliesposten voor fosfor over de periode 1986 t/m 2000 zijn kleiner dan de aanvoer van fosfor. Over deze periode wordt een netto berging (ophoping van fosfaat in de bodem) van circa 33 % berekend.

Vergelijken van tabel 4.11 met de fosforbalans uit de systeemanalyse fase 1 Drentse Aa (Roelsma et al., 2006) en met de fosforbalans uit de systeemverkenning Drentse Aa (hoofdstuk 2, tabel 2.3) laat zien dat de met het fase 2 modelsysteem berekende fosforbelasting van het oppervlaktewater (0.8 kg.ha⁻¹ P) hoger is dan zowel de met het fase 1 modelsysteem berekende fosforbelasting van het oppervlaktewater (0.7 kg.ha⁻¹ P) als de geschatte fosforafvoer uit de systeemverkenning (0.5 kg.ha⁻¹ P). De reden voor de toename van de uitspoeling naar het oppervlaktewater is dat er in het fase 2 modelsysteem een hogere aanvoer van fosfor door bemesting plaatsvindt. Dit

is in overeenstemming met de verhoogde stikstofuitspoeling (zie paragraaf 4.2.2.1). Daar staat echter tegenover dat in het fase 2 modelsysteem de netto fosfortrekking door het gewas ook groter is, aangezien het areaal landbouwgrond in deze fase groter is (zie paragraaf 4.2.2.1). De gezamenlijke verliesposten voor fosfor over de periode 1986 t/m 2000 zijn kleiner dan de aanvoer van fosfor. Over deze periode wordt jaarlijks een netto berging (fosfaatophoping in de bodem) van $10.2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ P}$ berekend. Dit komt neer op 33 % van de totale fosforaanvoer, tegen 38 % in het fase 1 modelsysteem.

Om een schatting van de bijdrage vanuit landbouw en de belasting vanuit natuurgebieden te kunnen geven zijn in tabel 4.12 en 4.13 de fosforbalansen voor het landsysteem met als landgebruik respectievelijk landbouw en natuur weergegeven. De verliezen naar het grond- en oppervlaktewater, welke zijn aangegeven in tabel 4.12, mogen niet worden geïnterpreteerd als verliezen veroorzaakt door landbouw, maar zijn de verliezen van de som van landbouw en ‘natuurlijke’ bronnen (achtergrondwaarde).

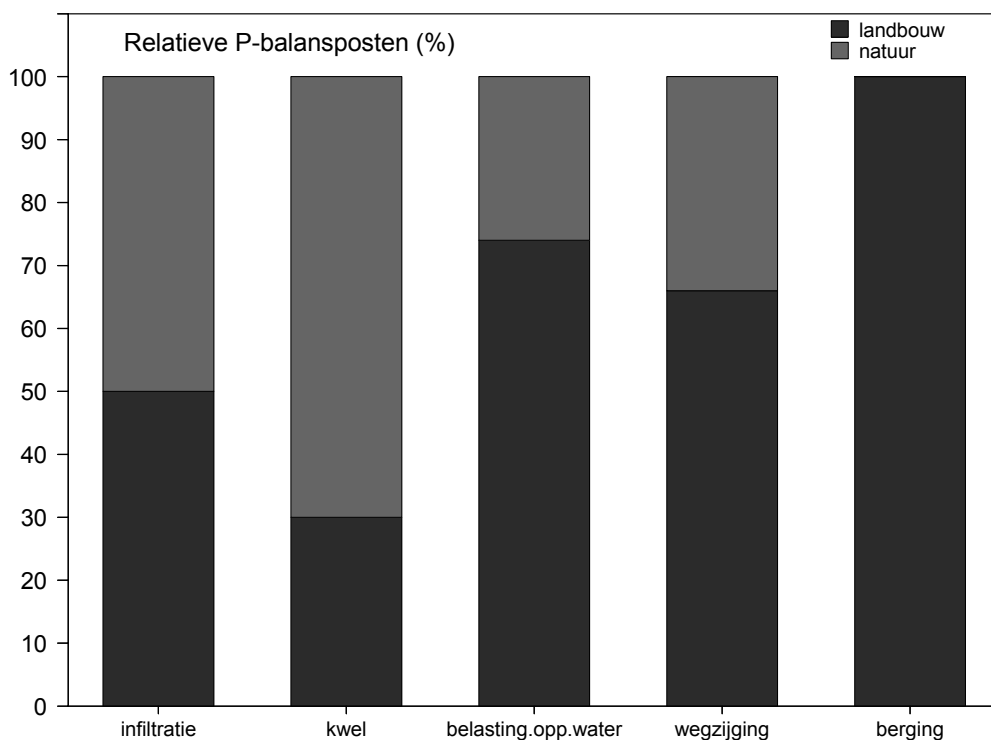
Tabel 4.12 Fosforbalans van het landsysteem van het stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 voor landgebruik landbouw zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 13 452 ha		
IN	10^3 kg	$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	UIT	10^3 kg	$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$
Bemesting	686.8	51.1	Netto gewasonttrekking	442.5	32.9
Kwel	2.0	0.1	Wegzijging	0.6	0.0
Infiltratie	0.0	0.0	Belasting opp. water	13.7	1.0
Totaal	688.8	51.2	Totaal	456.8	33.9
Bergingsverandering				232.0	17.3

Tabel 4.13 Fosforbalans van het landsysteem van het stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 voor landgebruik natuur zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 9 632 ha		
IN	10^3 kg	$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	UIT	10^3 kg	$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$
Bemesting	0.0	0.0	Netto gewasonttrekking	0.1	0.1
Kwel	4.7	0.5	Wegzijging	0.3	0.0
Infiltratie	0.0	0.0	Belasting opp. water	4.7	0.5
Totaal	4.7	0.5	Totaal	5.1	0.6
Bergingsverandering				-0.4	-0.1

In figuur 4.19 zijn de bijdragen van de posten van de fosforbalans aan landbouw en natuur voor de periode 1986 t/m 2000 relatief weergegeven. Hierbij zijn de balansposten bemesting en netto gewasopname buiten beschouwing gelaten omdat deze 100 % voor landgebruik landbouw worden verondersteld. Op deze wijze kan op een eenvoudige manier de relatieve bijdrage vanuit het landgebruik landbouw en natuur worden verkregen. Uit figuur 4.19 kan worden opgemaakt dat volgens het fase 2 modelsysteem kwel met name voor de natuurgebieden van belang is, terwijl uitspoeling naar het oppervlaktewater, wegzijging en berging met name uit de landbouwgebieden afkomstig is.



Figuur 4.19 Relatieve bijdrage van de fosforbalansposten uitgesplitst naar landgebruik landbouw en natuur voor de periode 1986 – 2000

Voor de vanggebieden van de twee bovenstroomse meetpunten 2204 (landbouwmeetpunt) en 2207 (natuurmeetpunt) zijn eveneens fosforbalansen opgesteld (tabel 4.14 en 4.15). De aanvoer van fosfor door bemesting is voor het vanggebied van meetpunt 2204 in dezelfde orde van grootte is als in de balans voor het landgebruik landbouw (tabel 4.12). Hetzelfde geldt voor de balanspost belasting van het oppervlaktewater en voor netto gewasonttrekking.

Tabel 4.14 Fosforbalans van het landsysteem voor het vanggebied van meetpunt 2204 (landbouwmeetpunt) over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

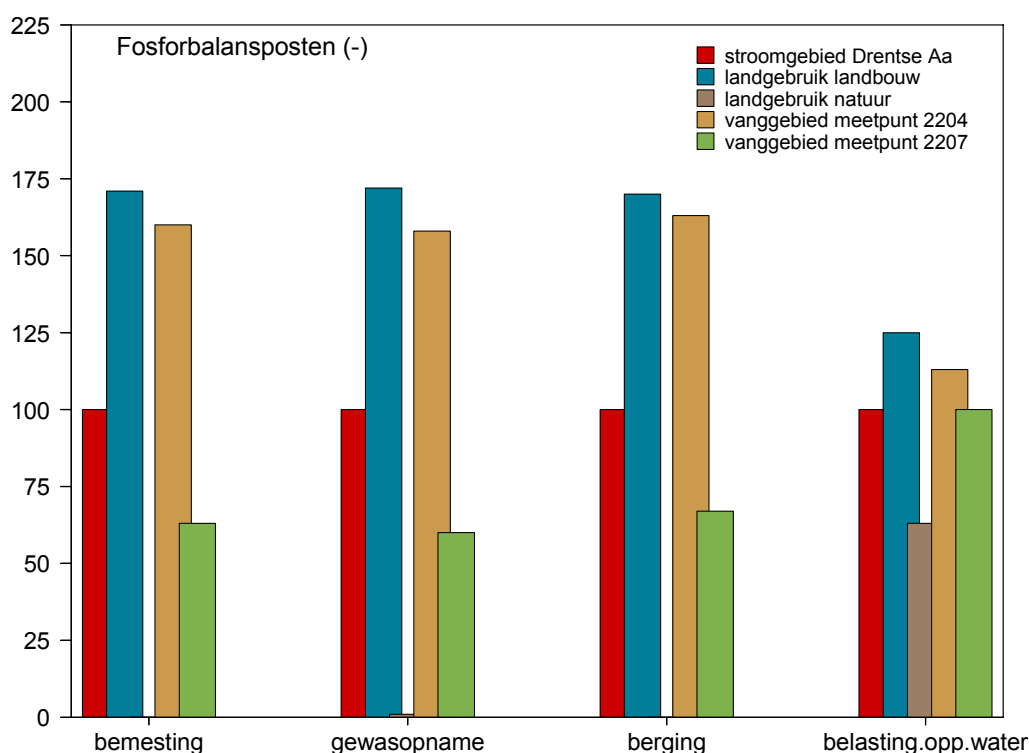
Balansperiode: 1986-2000	Oppervlakte balansgebied: 1 248 ha				
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Bemesting	59.4	47.6	Netto gewasonttrekking	37.6	30.2
Kwel	0.2	0.1	Wegzijging	0.0	0.0
Infiltratie	0.0	0.0	Belasting opp. water	1.2	0.9
Totaal	59.6	47.7	Totaal	38.8	31.1
Bergingsverandering				20.8	16.6

De aanvoer van fosfor door bemesting is voor het vanggebied van meetpunt 2207 lager dan de gemiddelde bemesting voor het gehele stroomgebied (tabel 4.15), maar de bemesting is niet nul zoals in een natuurgebied. Ook uit de andere balansposten blijkt dat de beïnvloeding door landbouw in het vanggebied van meetpunt 2207 kleiner is dan het gemiddelde in het gehele stroomgebied, maar dat er in dit vanggebied wel beïnvloeding van de waterkwaliteit is door landbouw.

Tabel 4.15 Fosforbalans van het landsysteem voor het vanggebied van meetpunt 2207 (natuurmeetpunt) over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 2 843 ha		
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Bemesting	53.4	18.8	Netto gewasonttrekking	32.8	11.5
Kwel	1.1	0.4	Wegzijging	0.1	0.1
Infiltratie	0.0	0.0	Belasting opp. water	2.1	0.8
Totaal	54.5	19.2	Totaal	35.0	12.4
Bergingsverandering				19.5	6.8

In figuur 4.20 zijn een aantal balansposten van de fosforbalans van het vanggebied van de meetpunten 2204 (landbouwmeetpunt) en 2207 (natuurmeetpunt), de balansposten van het gehele stroomgebied evenals de balansposten van landgebruik landbouw en landgebruik natuur weergegeven. Hieruit blijkt mede dat de eigenschappen van het vanggebied van meetpunt 2204 vrijwel overeenkomen met de eigenschappen van landgebruik landbouw van het stroomgebied de Drentse Aa. Daarnaast blijkt dat de eigenschappen van het vanggebied van meetpunt 2207 meer overeenkomen met de eigenschappen van landgebruik natuur van het stroomgebied de Drentse Aa.



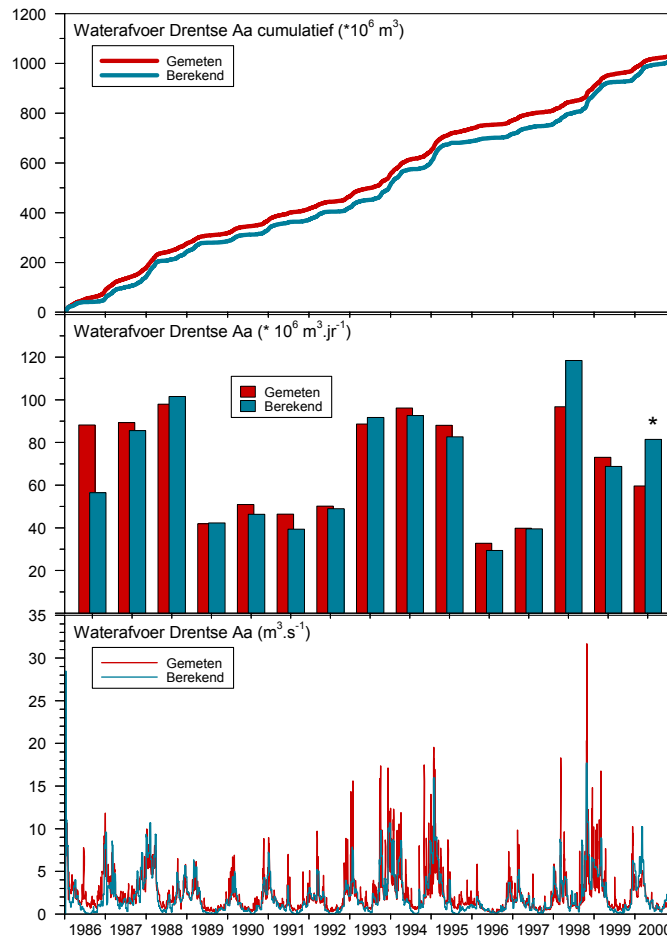
Figuur 4.20 Fosforbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 2 modelsysteem voor het gehele stroomgebied van de Drentse Aa, voor het landgebruik landbouw en natuur van het stroomgebied en voor het vanggebied van de meetpunten 2204 (landbouwmeetpunt) en 2207 (natuurmeetpunt); de balansposten voor het gehele stroomgebied de Drentse Aa zijn geïndexeerd op 100

4.3 Waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem

In deze paragraaf worden de berekende waterafvoer van de waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem vergeleken met waargenomen afvoeren van een vanggebied. Doordat in dit onderdeel van het fase 2 modelsysteem (oppervlaktewatersysteem) een oppervlaktewatermodel is meegenomen kunnen de effecten van vertragingen in het oppervlaktewater worden meegenomen.

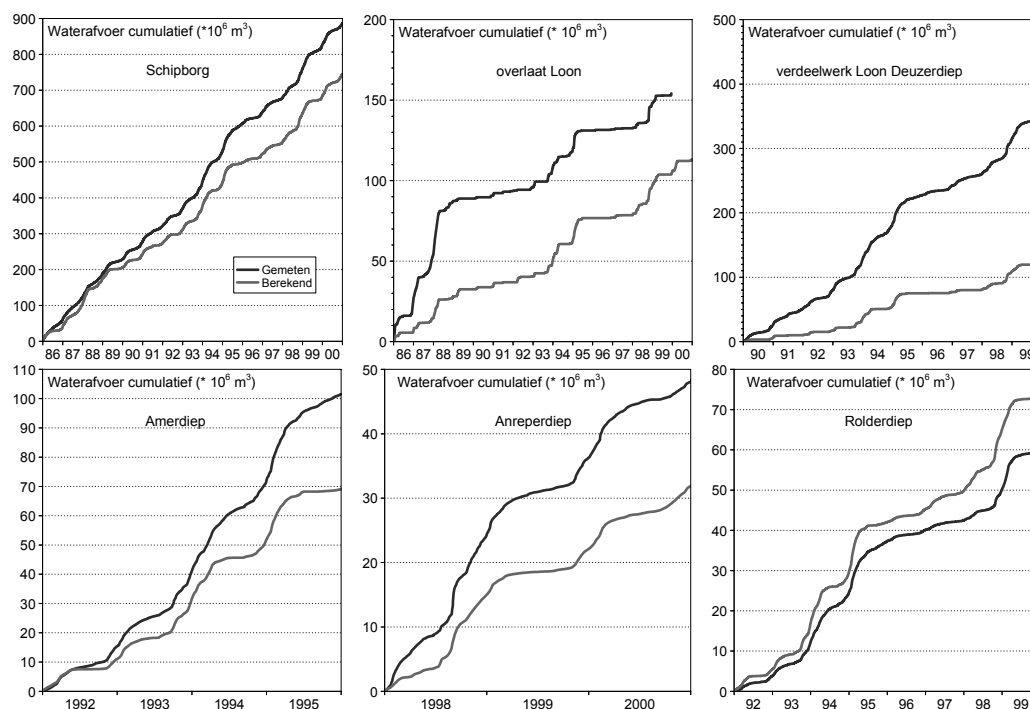
4.3.1 Toetsing

In figuur 4.21 zijn de gemeten en berekende waterafvoer van het fase 2 modelsysteem, inclusief de module voor het oppervlaktewatersysteem, voor het stroomgebied van de Drentse Aa weergegeven. Hieruit blijkt dat de door dit onderdeel berekende waterafvoer vrijwel identiek is aan de berekende waterafvoer vanuit het landsysteem (zie figuur 4.1, paragraaf 4.1.1). Dit komt overeen met de verwachting, aangezien er geen oppervlaktewater wordt geborgen in het stroomgebied in de tijdperiode waarover wordt getoetst (1986 – 2000).



Figuur 4.21 Gemeten en berekende waterafvoer voor het stroomgebied van de Drentse Aa cumulatief (boven), per jaar (midden) en per dag (onder); de gemeten waterafvoer van de Drentse Aa is de som van de gemeten waterafvoer in het meetpunt Schipborg en de gemeten waterafvoer in de noodoverlaat te Loon (* in het jaar 2000 zijn geen meetwaarden van waterafvoer in de noodoverlaat beschikbaar)

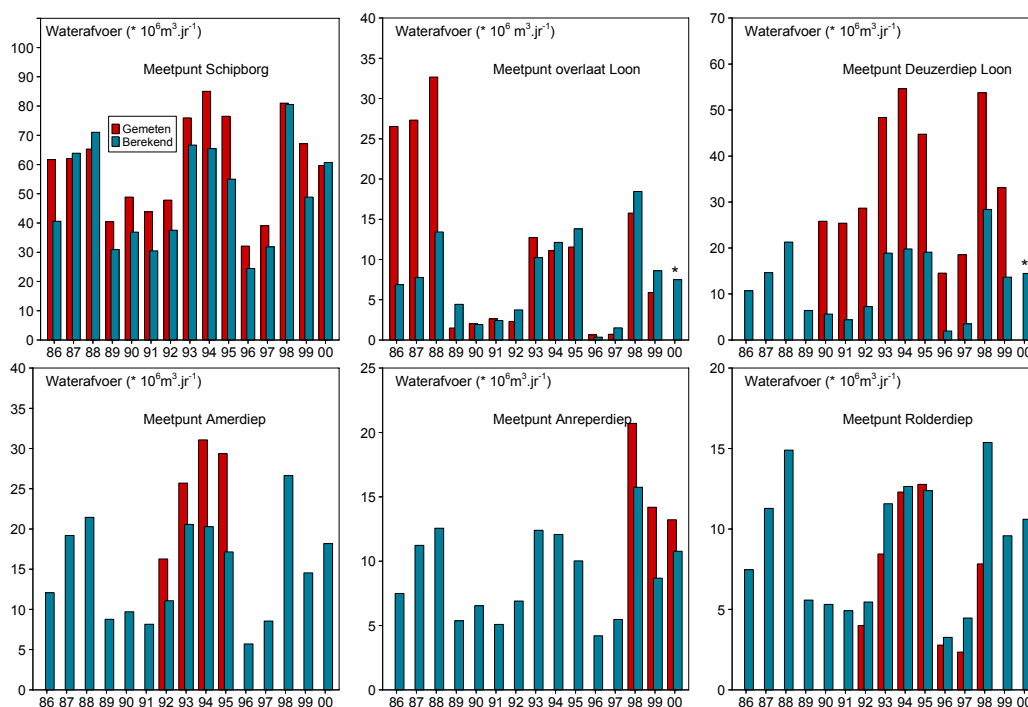
In figuur 4.22, 4.23 en 4.24 zijn de gemeten en berekende waterafvoeren voor de vijf meetlocaties voor waterkwantiteit weergegeven. Conform de gemeten en berekende waterafvoer vanuit het landsysteem zijn de gemeten en berekende waterafvoer in het oppervlaktewatersysteem eveneens cumulatief (figuur 4.22), per jaar (figuur 4.23) en per dag (figuur 4.24) weergegeven. Uit de cumulatieve waterafvoer blijkt dat de berekende waterafvoeren voor de meetlocaties Anreperdiep en Rolderdiep vergelijkbaar zijn met de berekende waterafvoer vanuit het landsysteem (zie figuur 4.2, paragraaf 4.1.1) en wordt de berekende waterafvoer respectievelijk onderschat en overschat. De berekende waterafvoer voor meetpunt Amerdiep, verdeelwerk Loon en meetpunt Schipborg wijken echter af van de berekende waterafvoer vanuit het landsysteem. De waterkwantiteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem berekent ca. 15 % lagere waterafvoer in het meest benedenstroomse meetpunt (Schipborg) ten opzichte van de waterkwantiteitsmodule van het landsysteem. De lagere berekende waterafvoer voor Schipborg wordt veroorzaakt doordat in dit onderdeel van het fase 2 modelsysteem kunstwerken in het oppervlaktewatersysteem zijn meegenomen, waardoor in deze module ruim 100 miljoen m³ water in de periode 1986 – 2000 via de noodoverlaat naar het Noord-Willems kanaal wordt afgevoerd.



Figuur 4.22 Gemeten en berekende cumulatieve waterafvoer op meetpunt Schipborg (linksboven), noodoverlaat te Loon (middenboven), inlaat verdeelwerk Loon (rechtsboven), meetpunt Amerdiep (linksonder), meetpunt Anreperdiep (middenonder) en meetpunt Rolderdiep (rechtsonder); * in het jaar 2000 zijn geen meetwaarden van waterafvoer in de noodoverlaat beschikbaar

Dat de berekende waterafvoer in de noodoverlaat (verdeelwerk Loon) wordt onderschat ten opzichte van de waargenomen waterafvoer is terug te voeren op de gegevens ten aanzien van de dimensionering van de kunstwerken, welke zijn gebruikt voor de module van het oppervlaktewatersysteem. Op basis van deze gegevens wordt

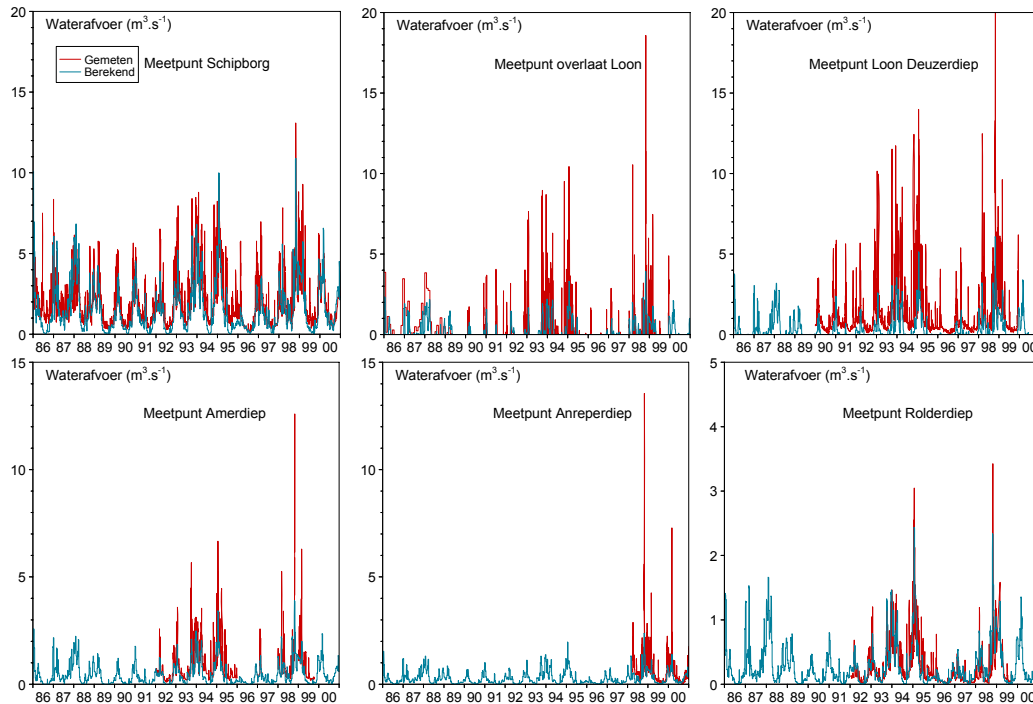
bij een stuw ca. 700 meter stroomopwaarts van het verdeelwerk Loon (zie ook hoofdstuk 2) voor de periode 1986 – 2000 ruim 300 miljoen m³ water via de parallelle beek afgevoerd: ca. 70 % van de totale waterafvoer van Deuzerdiep. Dit is bijna driemaal zoveel als werkelijk via deze waterloop wordt afgevoerd. Gevolg is dat de berekende waterafvoer op locatie Deuzerdiep van het verdeelwerk Loon wordt onderschat (figuur 4.22). De onderschatting van de waterafvoer op meetlocatie Deuzerdiep van het verdeelwerk Loon resulteert uiteindelijk in een verlaagde afvoer via de noodoverlaat naar het Noord-Willemskanaal en in een verlaagde afvoer via hetzelfde verdeelwerk naar het beekstelsel de Drentse Aa (figuur 4.22, meetlocatie Loon Drentse Aa). De berekende waterafvoer van meetpunt Amerdiep wordt eveneens onderschat ten opzichte van de waargenomen waterafvoer en berekende waterafvoer van de waterkwantiteitsmodule van het landsysteem (zie figuur 4.2). De verklaring voor deze onderschatting moet gezocht worden in de methode voor het vaststellen van afwatingseenheden (zie bijlage 2). Dit probleem wordt nader toegelicht in hoofdstuk 5 (Discussie).



Figuur 4.23 Gemeten en berekende jaarlijkse waterafvoer op meetpunt Schipborg (linksboven), noodoverlaat te Loon (middenboven), inlaat verdeelwerk Loon (rechtsboven), meetpunt Amerdiep (links onder), meetpunt Anreperdiep (middenonder) en meetpunt Rolderdiep (rechts onder); * in het jaar 2000 zijn geen meetwaarden van waterafvoer in de noodoverlaat beschikbaar

In figuur 4.23 zijn de gemeten en berekende jaarlijkse waterafvoeren van de waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem van het fase 2 modelsysteem weergegeven. Hieruit blijkt dat de jaarlijkse berekende afvoeren voor de meeste meetpunten dezelfde trend vertonen als in de waterkwantiteitsmodule van het landsysteem (zie figuur 4.3). Verder blijkt dat de berekende waterafvoer van de noodoverlaat Loon met name in de jaren 1986 – 1988 wordt onderschat. Zoals in de

stelsysteemverkenning is aangegeven, is in eind 1988 het beheer van de noodoverlaat aangepast, waardoor na 1988 minder water via de noodoverlaat naar het Noord-Willemskanaal wordt afgevoerd (Roelsma et al., 2004a). De situatie voor deze ingreep is niet vertaald naar de (model)gegevens van de noodoverlaat, met als gevolg dat de periode 1986 – 1988 wordt onderschat. De berekende waterafvoer in de periode 1989 – 2000 is ruim 15 % hoger dan de waargenomen waterafvoer, ondanks het feit dat de berekende waterafvoer in het meetpunt Deuzerdiep (inlaat verdeelwerk Loon) wordt onderschat. Dit geeft aan dat de parameters van het verdeelwerk Loon ook voor de periode na het veranderde beheer niet correct zijn.



*Figuur 4.24 Gemeten en berekende waterafvoer op meetpunt Schipborg (linksboven), noodoverlaat te Loon (middenboven), inlaat verdeelwerk Loon (rechtsboven), meetpunt Amerdiep (links onder), meetpunt Anreperdiep (middenonder) en meetpunt Rolderdiep (rechts onder); * in het jaar 2000 zijn geen meetwaarden van waterafvoer in de noodoverlaat beschikbaar*

Figuur 4.24 geeft de dagelijks gemeten en berekende waterafvoeren in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ weer. Ook hier wordt voor de berekende waterafvoer voor de meeste meetpunten dezelfde trend vertoond als in de waterkwantiteitsmodule van het landsysteem (zie figuur 4.4). Een opvallend verschil van dit onderdeel van het fase 2 modelsysteem met de waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem is het ontbreken van berekende kortdurige hoge waterafvoeren (pieken) in het benedenstroomse meetpunt Schipborg. Een verklaring hiervoor is dat deze pieken van waterafvoer in dit onderdeel van het fase 2 modelsysteem worden afgevoerd via de noodoverlaat naar het Noord-Willemskanaal, wat overeenkomt met de waargenomen waterafvoeren op deze locaties. Verder blijkt uit figuur 4.24 dat het fase 2 modelsysteem, in tegenstelling tot het fase 1 modelsysteem (Roelsma et al., 2006), goed in staat is om de temporele dynamiek binnen een jaar te kunnen voorspellen.

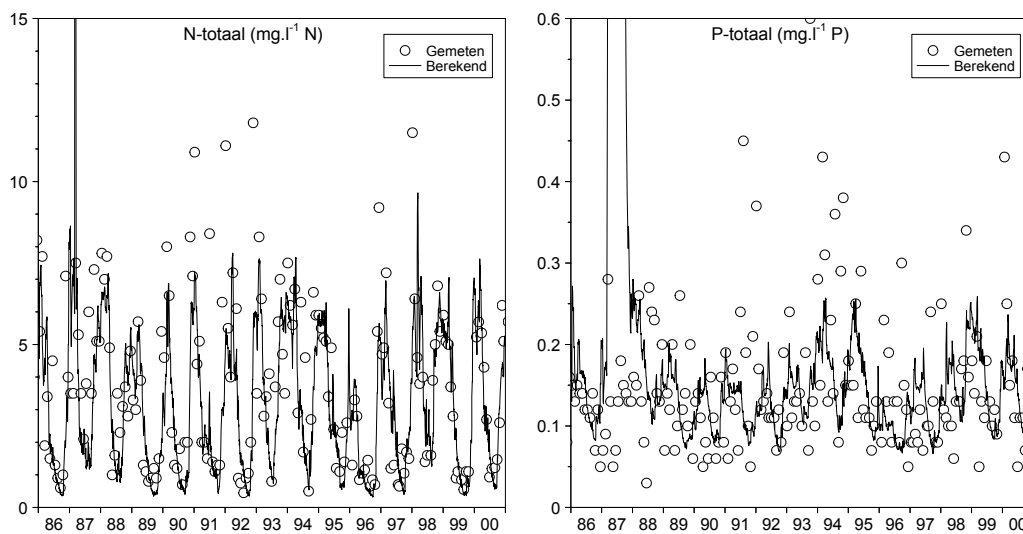
4.3.2 Waterbalans

De waterbalans voor het gehele oppervlaktewatersysteem is gelijk aan het afgevoerde water vanuit het landsysteem (ingående term) en het oppervlaktewater wat wordt afgevoerd uit het stroomgebied de Drentse Aa (uitgaande term). Voor het gehele stroomgebied is voor de periode 1986 – 2000 de ingaande term van de waterbalans (gemiddeld 68.4 miljoen m³ per jaar) identiek aan de uitgaande term, aangezien er in deze periode geen oppervlaktewater wordt geborgen of onttrokken in het stroomgebied van de Drentse Aa. In deze fase van het modelsysteem is neerslag op het oppervlaktewater en verdamping van het oppervlaktewater buiten beschouwing gelaten.

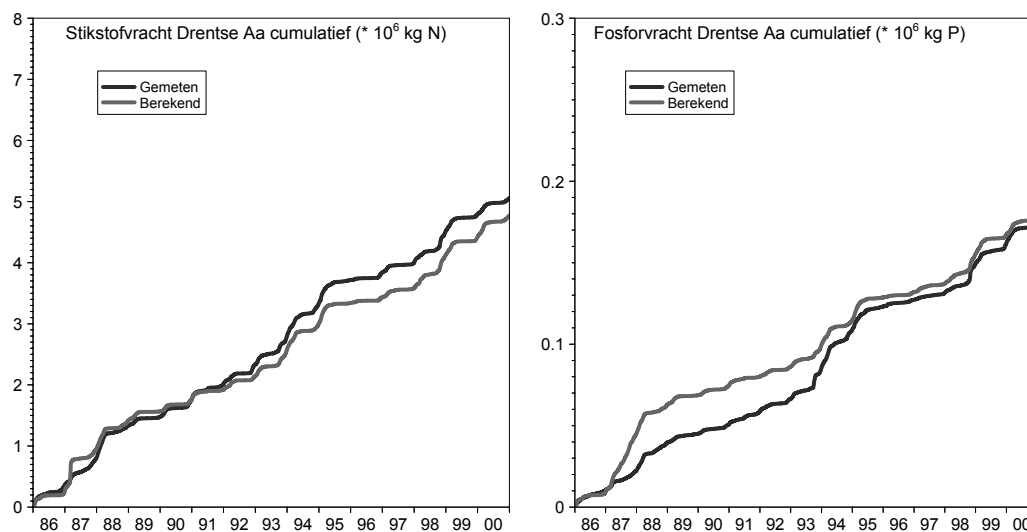
4.4 Waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem

4.4.1 Toetsing

In figuur 4.25 zijn de gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties voor het benedenstroomse meetpunt 2101 weergegeven. Het meetpunt 2101 kan worden beschouwd als de waargenomen nutriëntenconcentraties van het gehele stroomgebied de Drentse Aa (zie hoofdstuk 2).



Figuur 4.25 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties voor meetpunt 2101



Figuur 4.26 Gemeten en berekende cumulatieve stikstof- en fosforvrachten voor meetpunt 2101

In figuur 4.26 zijn de gemeten en berekende stikstof- en fosforvrachten voor meetpunt 2101 weergegeven. Deze vrachten zijn bepaald op basis van de som van de gemeten waterafvoer van meetpunt Schipborg en noodoverlaat Loon en de stikstof- en fosforconcentraties van meetpunt 2101 (Roelsma et al., 2005). Uit figuur 4.25 en 4.26 valt af te leiden dat zowel de berekende stikstof- als de berekende fosforconcentraties en -vrachten goed overeenkomen met of in dezelfde orde van grootte zijn als de waarnemingen.

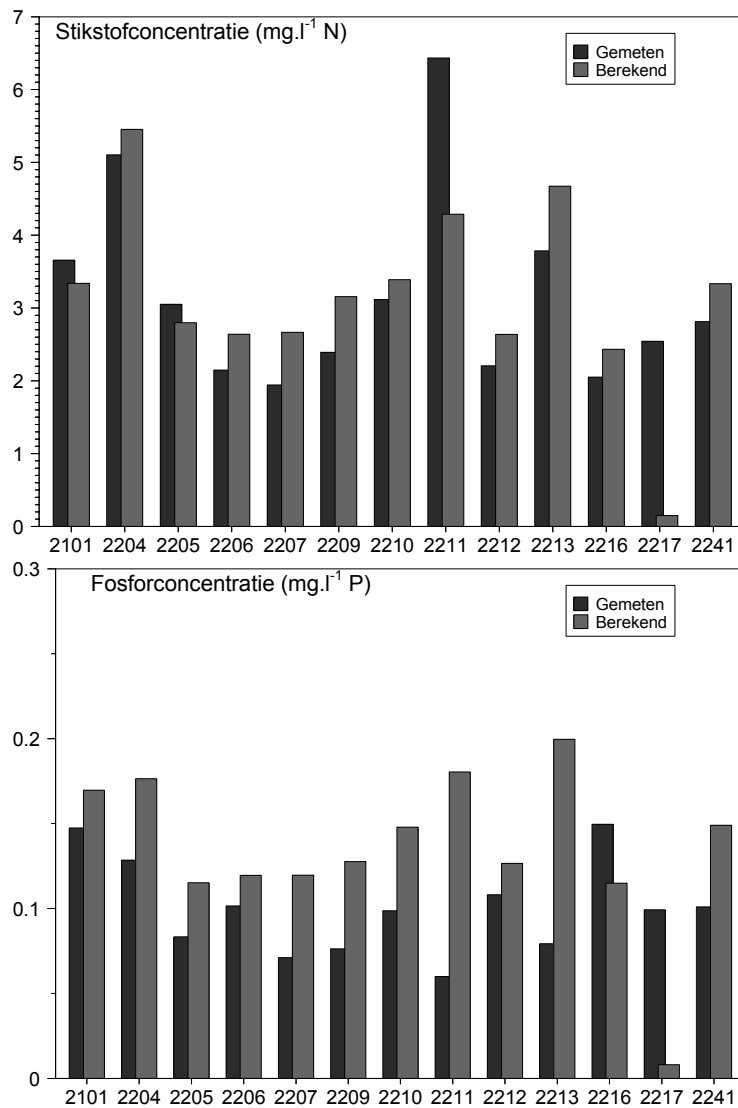
Voor de periode 1986 t/m 2000 wordt een concentratie in het oppervlaktewater van $3.3 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ voor totaal-stikstof en $0.17 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$ voor totaal-fosfor berekend. Voor dezelfde periode werd in het meetpunt 2101 een 15-jaars gemiddelde concentratie van $3.7 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ voor totaal-stikstof en $0.15 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$ voor totaal-fosfor waargenomen (figuur 4.27). Voor de berekende stikstofconcentraties in het oppervlaktewater geldt dat in het vroege voorjaar van 1987 een piek in de concentraties wordt voorspeld die wordt waargenomen (figuur 4.25). Voor fosfor worden vanaf het vroege voorjaar van 1987 tot het eind van 1987 hoge concentraties in het oppervlaktewater berekend. Dit wordt mede veroorzaakt door een hoge fosfaatbelasting van het oppervlaktewater vanuit het landsysteem in het vroege voorjaar van 1987 (zie figuur 4.10).

Voor de periode 1986 t/m 2000 wordt voor het stroomgebied de Drentse Aa een stikstofretentie van 16 % berekend, terwijl voor fosfor voor het gehele stroomgebied van de Drentse Aa een retentie van 25 % wordt berekend.

In bijlage 5 zijn de resultaten van het fase 2 modelsysteem voor alle 13 meetpunten in de Drentse Aa weergegeven.

In figuur 4.27 zijn de gemeten en berekende gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties over de periode met meetwaarden en simulaties weergegeven. Hieruit blijkt dat de door de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem

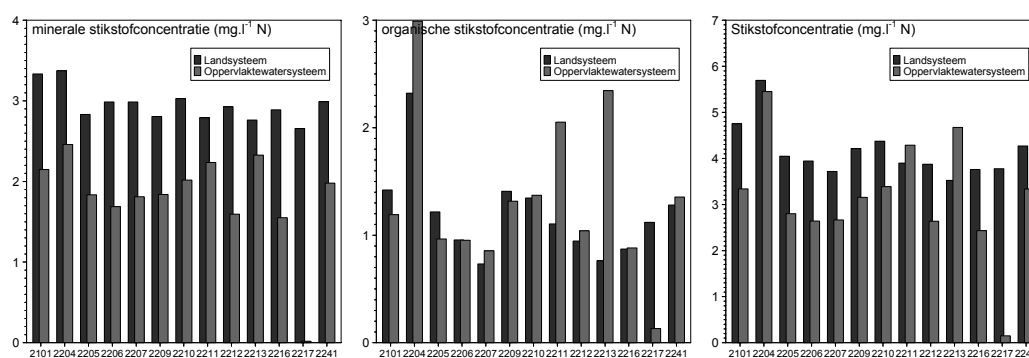
berekende stikstof- en fosforconcentraties lager zijn dan de concentraties berekend door de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem (zie paragraaf 4.2.1).



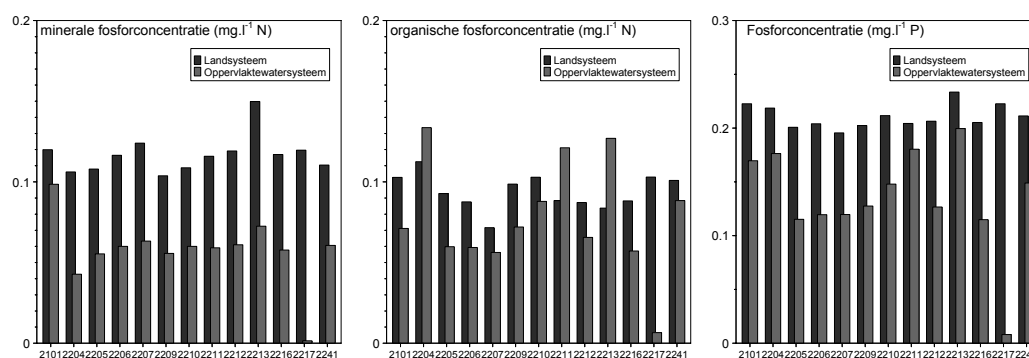
Figuur 4.27 Gemeten en berekende gemiddelde stikstof- (boven) en fosforconcentraties (onder) voor de 13 meetpunten in de Drentse Aa. De periode waarvoor waarnemingen beschikbaar zijn, en waarvoor de gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties zijn bepaald komen niet voor alle meetpunten overeen. Voor de meetpunten 2204, 2205, 2206, 2207, 2209, 2211, 2212, 2213, 2216 en 2217 is dit een gemiddelde waarde voor de jaren 1989, 1992 en 1996 (de jaren dat waarnemingen beschikbaar zijn). Voor de meetpunten 2210 en 2241 is dit een gemiddelde waarde voor de jaren 1989, 1992, 1996, 1999 en 2000 (voor deze twee meetpunten zijn ook in de jaren 1999 en 2000 waarnemingen beschikbaar). Voor het geheel benedenstroomse meetpunt 2101 zijn voor de gehele simulatieperiode (1986 – 2000) waarnemingen beschikbaar.

Voor stikstof geldt dat met name in de zomerperiode de berekende concentraties lager zijn dan wordt berekend in de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem. De verklaring hiervoor is dat de processen in het oppervlaktewater, welke zijn opgenomen in de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem, voor stikstof met name in de zomerperiode een rol spelen.

De door de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem berekende stikstofconcentraties zijn in dezelfde orde van grootte als de waarnemingen (figuur 4.27). Ook in dit onderdeel van het fase 2 modelsysteem wordt de stikstofconcentratie in meetpunt 2211 en in mindere mate meetpunt 2213, beiden aangemerkt als meetpunten waarvan de waterkwaliteit hoofdzakelijk wordt beïnvloed door een bovenstrooms natuurgebied (Roelsma et al., 2005), niet goed voorspeld. Anders dan in de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem, waar de stikstofconcentratie in beide meetpunten werd onderschat, wordt in dit onderdeel van het fase 2 modelsysteem meetpunt 2211 eveneens onderschat, maar wordt meetpunt 2213 overschat ten opzichte van de waarnemingen (figuur 4.27). Dit wordt veroorzaakt doordat voor het vanggebied van meetpunt 2211 en 2213 hogere opgeloste organische stikstof- en fosforconcentraties worden berekend, ten opzichte van de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem (figuur 4.28 en 4.29). Ook voor het vanggebied van meetpunt 2204 (landbouwmeetpunt) worden hoge opgeloste organische stikstof- en fosforconcentraties berekend. De reden voor deze hoge organische stikstof- en fosforconcentraties voor deze drie meetpunten moet gezocht worden in de biomassa-productie in de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem.



Figuur 4.28 Berekende gemiddelde minerale stikstof- (links), organische stikstof- (midden) en totale stikstofconcentraties (rechts) voor de 13 meetpunten in de Drentse Aa met de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem en met de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem



Figuur 4.29 Berekende gemiddelde minerale fosfor- (links), organische fosfor- (midden) en totale fosforconcentraties (rechts) voor de 13 meetpunten in de Drentse Aa met de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem en met de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem

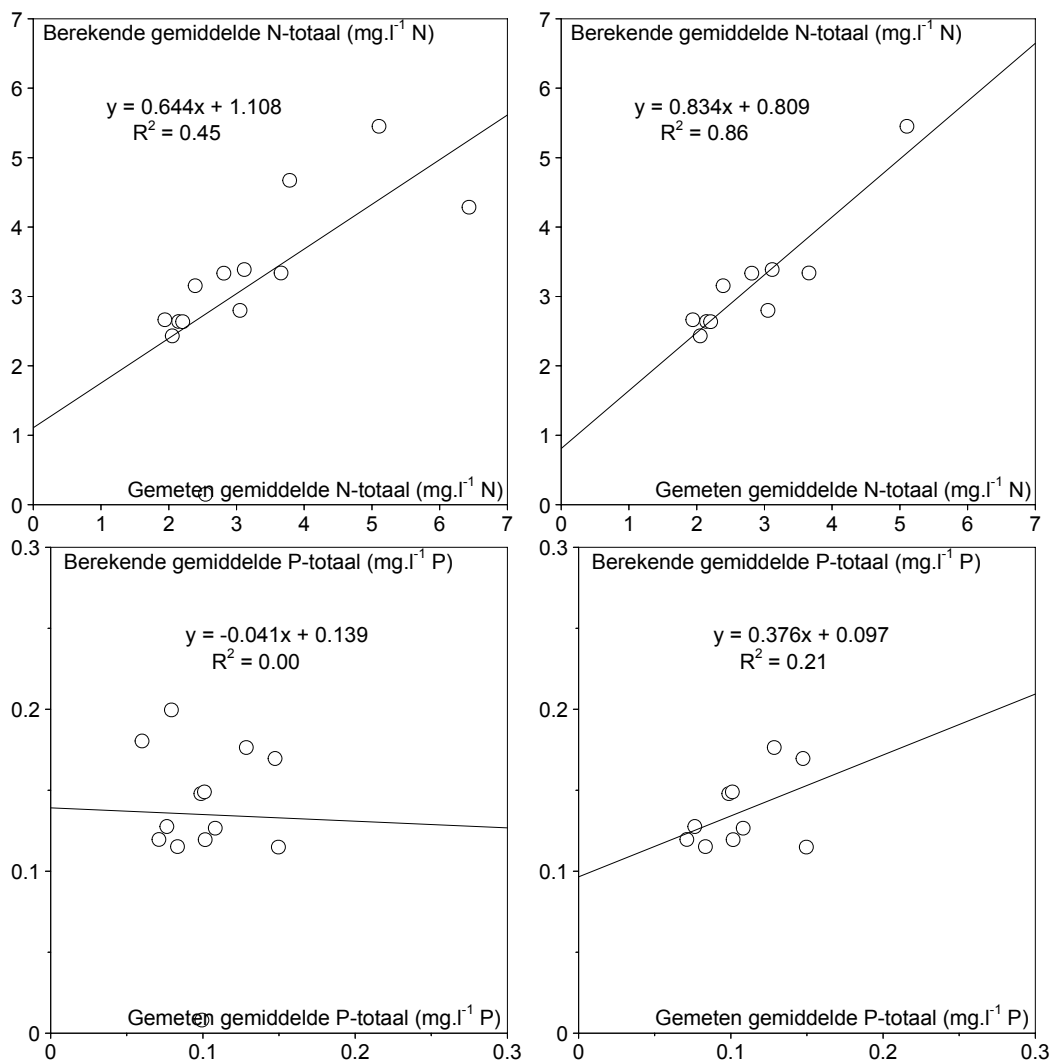
De biomassa-productie bestaat uit twee delen, namelijk biomassa-productie van zwevende en drijvende planten (zoals algen en eendekroos) en biomassa-productie van vast wortelende planten. De productie en mortaliteit van de biomassa wordt in de waterkwaliteitsmodule vertaald naar een hoeveelheid biomassa per concentratie. Omdat de productie wordt vertaald naar concentratie is de waterdiepte van het beekstelsysteem bepalend. Uit de waterkwantiteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem blijkt dat voor de meetpunten 2204, 2211 en 2213 een lage gemiddelde waterdiepte worden berekend (een 15-jaarsgemiddelde van respectievelijk 16, 13 en 4 cm waterdiepte). Dit betekent dat voor deze drie meetpunten een hoge biomassa-productie, uitgedrukt in kg droge stof per m³, wordt aangenomen. Deze hoge biomassa-productie per m³ wordt volledig bepaald door de biomassa-productie van wortelende planten.

De door de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem berekende fosforconcentraties zijn voor de meeste meetpunten hoger dan de waarnemingen (figuur 4.27). Alleen voor meetpunt 2216 en 2217 wordt een lagere gemiddelde fosforconcentratie berekend ten opzichte van de gemiddelde waargenomen concentratie. De grootste overschattingen komen voor rekening van de meetpunten 2211 en 2213, beiden aangemerkt als meetpunten waarvan de waterkwaliteit hoofdzakelijk wordt beïnvloedt door een bovenstrooms natuurgebied (Roelsma et al., 2005). Hiermee zijn de resultaten, met betrekking tot meetpunt 2211, voor fosfor (overschatting) omgekeerd met de resultaten voor stikstof (onderschatting). De reden voor de hoge berekende waarden voor meetpunt 2211 en 2213 moet gezocht worden in de biomassa-productie van de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem in relatie tot waterdiepte (zie hierboven).

Uitschieters in de waargenomen fosforconcentraties worden niet altijd door de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem van het fase 2 modelsysteem voorspeld (zie figuur 4.25).

Een andere opmerkelijk verschil met de resultaten van de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem zijn de lage berekende stikstof- en fosforconcentraties voor meetpunt 2217 (figuur 4.27). De verklaring hiervoor moet gezocht worden in de methode voor het vaststellen van afwatingseenheden (zie bijlage 2). Dit probleem wordt nader toegelicht in hoofdstuk 5 (Discussie).

Wanneer de gemeten en berekende gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties van de 13 meetpunten met elkaar worden gecorreleerd, dan wordt voor stikstof een matige en voor fosfor geen relatie gevonden (figuur 4.30, links). Wanneer de twee 'natuurmeetpunten' (2211 en 2213) en meetpunt 2217 buiten beschouwing worden gelaten wordt een betere relatie tussen de gemeten en berekende gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties gevonden (figuur 4.30, rechts).

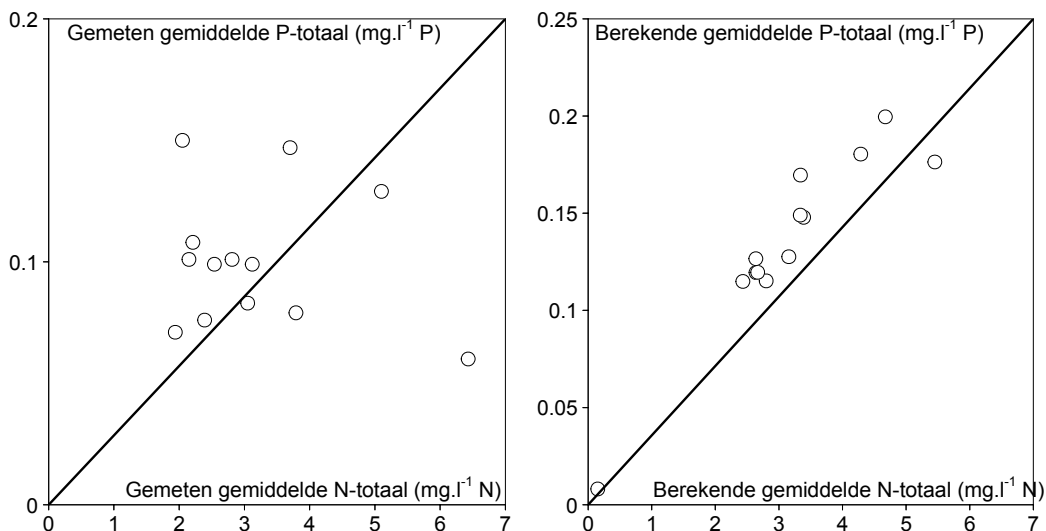


Figuur 4.30 Relatie tussen gemeten en berekende gemiddelde stikstof- (boven) en fosforconcentraties (onder) voor de 13 meetpunten met beschoeiwing van de twee 'natuurmeetpunten' 2211 en 2213 en meetpunt 2217 (links) en de twee 'natuurmeetpunten' en meetpunt 2217 buiten beschoeiwing gelaten (rechts)

Uit figuur 4.27 en 4.30 blijkt verder dat de (regionale) variatie in de waargenomen stikstofconcentraties in dezelfde orde van grootte is als de variatie in de berekende waarden. Daarnaast blijkt dat de (regionale) variatie in de waargenomen fosforconcentraties even groot is als in de berekende waarden.

In figuur 4.31 zijn de door de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem berekende gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties met elkaar gecorreleerd. Tevens is de correlatie van de gemeten gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties ter referentie in figuur 4.31 opgenomen. Al eerder bleek dat er geen relatie werd gevonden tussen de waargenomen gemiddelde stikstofconcentraties en de waargenomen gemiddelde fosforconcentraties en tussen de door de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem berekende gemiddelde stikstofconcentraties en de berekende gemiddelde fosforconcentraties (zie paragraaf 4.2.1). Uit

figuur 4.31 blijkt echter een relatie te bestaan tussen de berekende gemiddelde stikstofconcentraties en de berekende gemiddelde fosforconcentraties ($R^2 = 0.88$; $R^2=0.69$ als de twee 'natuurmeetpunten' 2211 en 2213 en meetpunt 2217 buiten beschouwing worden gelaten).



Figuur 4.31 Relatie tussen de gemeten gemiddelde stikstofconcentratie en gemeten gemiddelde fosforconcentratie (links) en relatie tussen de berekende gemiddelde stikstofconcentratie en berekende gemiddelde fosforconcentratie (rechts)

In bijlage 5 zijn de gemeten en berekende minerale en opgelost organische deel van de stikstof- en fosforconcentraties weergegeven. De berekende waarden voor het opgelost organische deel van stikstof en fosfor zijn in het algemeen in hetzelfde orde van grootte als de waarnemingen (zie bijlage 5), behalve voor de meetpunten 2204, 2211, 2213 en 2217 (zie hierboven). Voor N-organisch wordt voor het geheel benedenstroomse meetpunt (2101) een langjarig gemiddelde concentratie waargenomen van 1.2 mg.l⁻¹ N en wordt door de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem eveneens een langjarig gemiddelde concentratie van 1.2 mg.l⁻¹ N berekend. Voor P-organisch is dit respectievelijk 0.12 en 0.07 mg.l⁻¹ P. Voor de overige 12 meetpunten, welke in de midden- en bovenlopen van het beekstelsysteem zijn gelegen, wordt een gemiddelde N-organisch waargenomen en berekend van respectievelijk 0.9 en 1.4 mg.l⁻¹ N. Wanneer de meetpunten 2204, 2211, 2213 en 2217 buiten beschouwing worden gelaten daalt de gemiddelde berekende waarde voor N-organisch naar 1.1 mg.l⁻¹ N. Voor P-organisch wordt voor de overige 12 meetpunten een langjarig gemiddelde concentratie van 0.07 mg.l⁻¹ P waargenomen. Door de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem wordt voor deze 12 meetpunten een langjarig gemiddelde concentratie van 0.08 mg.l⁻¹ P voor het organisch opgeloste deel berekend. Wanneer de meetpunten 2204, 2211, 2213 en 2217 buiten beschouwing worden gelaten daalt de gemiddelde berekende waarde voor P-organisch naar 0.07 mg.l⁻¹ P, en is daarmee in overeenstemming met de gemiddelde waargenomen waarden voor P-organisch.

Voor het minerale deel van de stikstofconcentraties in het oppervlaktewater geldt dat de door de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem berekende

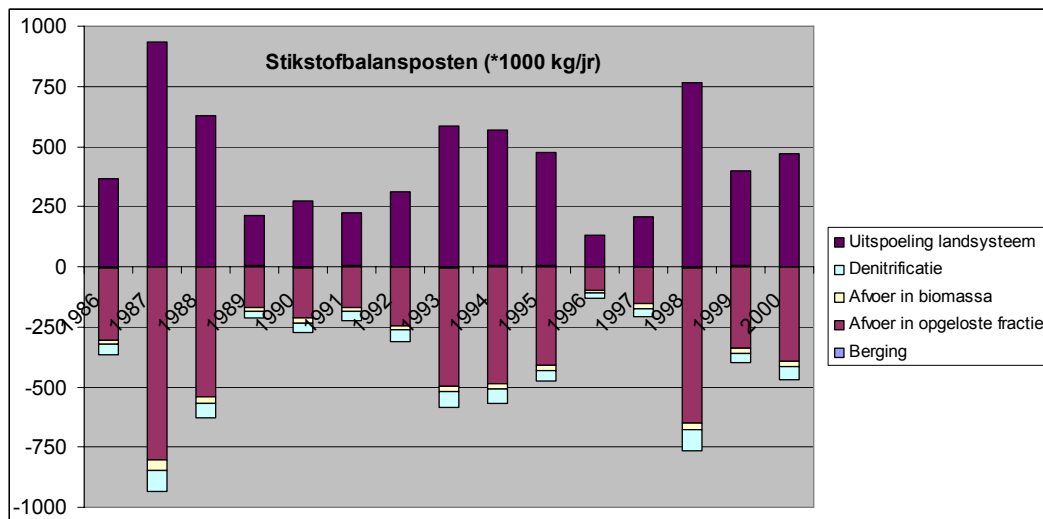
waarden ook in de zomerperiode goed overeenkomen met de waarnemingen (zie bijlage 5). Hierin wijken de resultaten van de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem (het meest) af in vergelijking met de resultaten van de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem. De resultaten laten voor P-mineraal, in tegenstelling tot de waarnemingen, wel een duidelijke seizoensfluctuatie zien: hoge concentraties in de winterperiode en lage concentraties in de zomerperiode. Daarbij is het verschil tussen de hoge en lage waarden in respectievelijk de winter- en zomerperiode van veel kleinere orde dan voor N-mineraal (zie bijlage 5).

Voor N-mineraal en P-organisch worden voor bepaalde perioden hoge waarden waargenomen, die niet worden gesimuleerd. Hiermee wijkt de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem niet af van de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem. Een reden hiervoor is al reeds besproken in de toetsing van de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem (zie paragraaf 4.2.1), namelijk de grove temporele resolutie van de tijdstapsgrootte van 10 dagen van het modelsysteem in combinatie met lage fosfaatuitspoeling vanuit het landsysteem op deze momenten.

4.4.2 Nutriëntenbalansen

4.4.2.1 Stikstof

In figuur 4.32 zijn de jaarlijkse posten van de berekende stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem voor de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode van het fase 2 modelsysteem) weergegeven. Hieruit blijkt dat alle balansposten sterk variëren.



Figuur 4.32 Jaarlijkse stikstofbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het oppervlaktewatersysteem van het fase 2 modelsysteem

In tabel 4.16 is de stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem voor het stroomgebied van de Drentse Aa, welke door de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem van het fase 2 modelsysteem wordt berekend, weergegeven.

De balans is opgesteld over de periode 1986 t/m 2000. De ingaande term voor de stikstofbalans (uitspoeling landsysteem) is gelijk aan de uitgaande term (belasting oppervlaktewater) van de stikstofbalans van het landsysteem (zie paragraaf 4.2.2). Door middel van de stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem kan meer inzicht worden verkregen in de lotgevallen van de nutriënten in het oppervlaktewater. Uit de stikstofbalans van het stroomgebied de Drentse Aa blijkt dat ca. 70 000 kg N (= 16 %) van de totale stikstofbelasting van het oppervlaktewater uit het oppervlaktewatersysteem verdwijnt. Hiervan komt bijna driekwart voor rekening van denitrificatie en ruim een kwart van biomassa wat netto uit het oppervlaktewatersysteem verdwijnt (afvoer van eendekroos en algen).

Tabel 4.16 Stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem van het gehele stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			
IN	10 ³ kg	UIT	10 ³ kg
Uitspoeling landsysteem	434.6	Afvoer in opgeloste fractie	363.4
		Afvoer in biomassa	20.6
		Denitrificatie	50.2
Totaal	434.6		434.2
Berging			0.4

Uit de toetsing van de resultaten van de waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem (paragraaf 4.2.1) is gebleken dat de waterkwaliteit van meetpunt 2204 grotendeels wordt beïnvloedt door het bovenstrooms gelegen landbouwgebied. De waterkwaliteit van meetpunt 2207 daarentegen lijkt met name beïnvloedt te worden door bovenstrooms gelegen natuurgebieden. Voor het vanggebied van deze twee bovenstroomse meetpunten zijn eveneens stikstofbalansen voor het oppervlaktewatersysteem opgesteld. In tabel 4.17 is de stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem van het vanggebied van meetpunt 2204 (landbouwmeetpunt) weergegeven. Uit deze stikstofbalans blijkt dat de afvoer van stikstof in de opgeloste fractie (dat deel wat overeenkomt met de bemonstering van het oppervlaktewater) bijna even groot is als de aanvoer van stikstof vanuit het landsysteem (uitspoeling landsysteem). Op basis van de stikstofbalans wordt voor het vanggebied van meetpunt 2204 (landbouwmeetpunt) een retentie van 4 % berekend. Net als voor het gehele stroomgebied wordt de retentie in het vanggebied grotendeels door denitrificatie bepaald.

Tabel 4.17 Stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem voor het vanggebied van meetpunt 2204 (landbouwmeetpunt) over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			
IN	10 ³ kg	UIT	10 ³ kg
Uitspoeling landsysteem	30.7	Afvoer in opgeloste fractie	29.6
		Afvoer in biomassa	0.3
		Denitrificatie	0.8
Totaal	30.7		30.7
Berging			0.0

In tabel 4.18 is de stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem van het vanggebied, zoals bepaald voor het fase 2 modelsysteem, van meetpunt 2207 (natuurmeetpunt) weergegeven. Op basis van de stikstofbalans wordt voor het

vanggebied van meetpunt 2207 een retentie van 8 % berekend. Net als voor het gehele stroomgebied en het vanggebied van meetpunt 2204 wordt de retentie in het vanggebied van meetpunt 2207 grotendeels door denitrificatie bepaald (tabel 4.18).

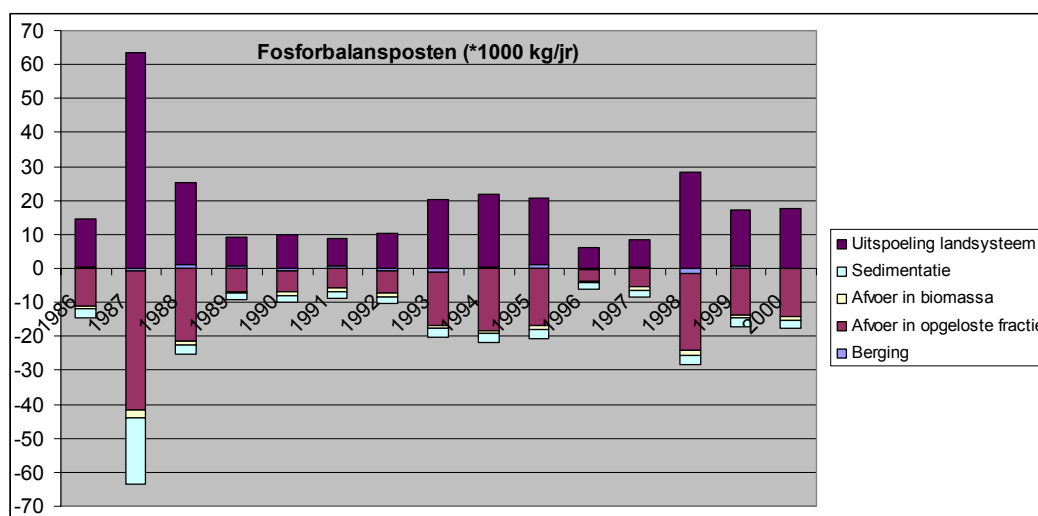
Tabel 4.18 Stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem voor het vanggebied van meetpunt 2207 (natuurmeetpunt) over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			
IN	10 ³ kg	UIT	10 ³ kg
Uitspoeling landsysteem	47.2	Afvoer in opgeloste fractie	43.5
		Afvoer in biomassa	1.0
		Denitrificatie	2.6
Totaal	47.2		47.1
Berging			0.1

Zowel de balanspost stikstofuitspoeling vanuit het landsysteem voor het vanggebied van meetpunt 2204 (ingående term tabel 4.17) als de balanspost stikstofuitspoeling vanuit het landsysteem voor het vanggebied van meetpunt 2207 (ingående term tabel 4.18) zijn lager dan de balanspost belasting van het oppervlaktewater door de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem (uitgaande term van tabel 4.9 en 4.10). Deze inconsistentie wordt veroorzaakt door de methode voor het vaststellen van de afwateringseenheden (zie bijlage 2). Bij deze methode ligt het uitstroompunt van de meest benedenstroomse afwateringseenheid van een vanggebied van een meetpunt doorgaans meer benedenstrooms ten opzichte van de ligging van het meetpunt. Hierdoor wordt de oppervlakte van het vanggebied van een meetpunt door de modules van het landsysteem overschat. Dit probleem wordt nader toegelicht in hoofdstuk 5 (Discussie).

4.4.2.2 Fosfor

In figuur 4.33 zijn de jaarlijkse posten van de berekende fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem voor de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode van het fase 2 modelsysteem) weergegeven. Hieruit blijkt dat alle balansposten sterk variëren.



Figuur 4.33 Jaarlijkse fosforbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het oppervlaktewatersysteem van het fase 2 modelsysteem

Voor het jaar 1987 wordt vanuit het landsysteem door het fase 2 modelsysteem een hoge fosfaatbelasting van het oppervlaktewatersysteem berekend (figuur 4.33). Uit de jaarlijkse fosforbalansposten voor het landsysteem van het fase 2 modelsysteem (figuur 4.18) is af te leiden dat dit wordt veroorzaakt door de hoge oppervlakkige afspoeling van fosfor in dat specifieke jaar, welke weer wordt veroorzaakt door intensieve neerslag in het vroege voorjaar van 1987. De berekende oppervlakkige afvoer van fosfor is in 1987 bijna driekwart van de totale uitspoeling vanuit het landsysteem, terwijl andere jaren de bijdrage van de oppervlakkige afspoeling op de totale fosforuitspoeling vanuit het landsysteem gemiddeld minder dan 1 % is. Ook voor stikstof wordt een dergelijk patroon gevonden, al is de bijdrage van oppervlakkige afvoer van stikstof op de totale uitspoeling in 1988 minder groot (ca. 45 %) dan bij fosfor (figuur 4.15). Uit figuur 4.33 blijkt dat de hoge fosforvrucht vanuit het landsysteem in het jaar 1988 voor een groot deel sedimenteert. Hierdoor wordt het effect van een hoge fosforbelasting vanuit het landsysteem op de fosforafvoer in de opgeloste fractie of biomassa enigszins gedempt.

In tabel 4.19 is de fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem voor het stroomgebied van de Drentse Aa, welke door de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem van het fase 2 modelsysteem wordt berekend, weergegeven. De balans is opgesteld over de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode). De ingaande term voor de fosforbalans (uitspoeling landsysteem) is gelijk aan de uitgaande term (belasting oppervlaktewater) van de fosforbalans van het landsysteem (zie paragraaf 4.2.2). Door middel van de fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem kan meer inzicht worden verkregen in de lotgevallen van de nutriënten in het oppervlaktewater. Uit de fosforbalans van het stroomgebied de Drentse Aa blijkt dat ca. 4 500 kg P (= 25 %) van de totale fosforbelasting van het oppervlaktewater uit het oppervlaktewatersysteem verdwijnt. Hiervan komt ruim driekwart voor rekening van sedimentatie van fosfaat en bijna eenkwart van biomassa wat netto uit het oppervlaktewatersysteem verdwijnt (afvoer van eendekroos en algen).

Tabel 4.19 Fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem van het gehele stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			
IN	10 ³ kg	UIT	10 ³ kg
Uitspoeling landsysteem	18.4	Afvoer in opgeloste fractie	13.9
		Afvoer in biomassa	1.0
		Sedimentatie	3.5
Totaal	18.4		18.4
Berging			0.0

In tabel 4.20 is de fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem van het vanggebied, zoals bepaald door het fase 2 modelsysteem, van meetpunt 2204 (landbouwmeetpunt) weergegeven. Uit deze fosforbalans blijkt dat de afvoer van fosfor in de opgeloste fractie (dat deel wat overeenkomt met de bemonstering van het oppervlaktewater) bijna even groot is als de aanvoer van fosfor vanuit het landsysteem (uitspoeling landsysteem). Op basis van de fosforbalans wordt voor het vanggebied van meetpunt 2204 (landbouwmeetpunt) een retentie van 8 % berekend.

Net als voor het gehele stroomgebied wordt de fosforretentie in het vanggebied hoofdzakelijk bepaald door sedimentatie.

Tabel 4.20 Fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem voor het vanggebied van meetpunt 2204 over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			
IN	kg	UIT	kg
Uitspoeling landsysteem	1083	Afvoer in opgeloste fractie	992
		Afvoer in biomassa	14
		Sedimentatie	81
Totaal	1083		1086
Berging			-3

In tabel 4.21 is de fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem van het vanggebied, zoals bepaald door het fase 2 modelsysteem, van meetpunt 2207 (natuurmeetpunt) weergegeven. Op basis van deze fosforbalans wordt voor het vanggebied van meetpunt 2207 een retentie van 12 % berekend. Net als voor het gehele stroomgebied en het vanggebied van meetpunt 2204 wordt de fosforretentie in het vanggebied van meetpunt 2207 hoofdzakelijk bepaald door sedimentatie (tabel 4.21).

Tabel 4.21 Fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem voor het vanggebied van meetpunt 2207 over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 2 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			
IN	kg	UIT	kg
Uitspoeling landsysteem	1941	Afvoer in opgeloste fractie	1700
		Afvoer in biomassa	50
		Sedimentatie	194
Totaal	1941		1944
Berging			-3

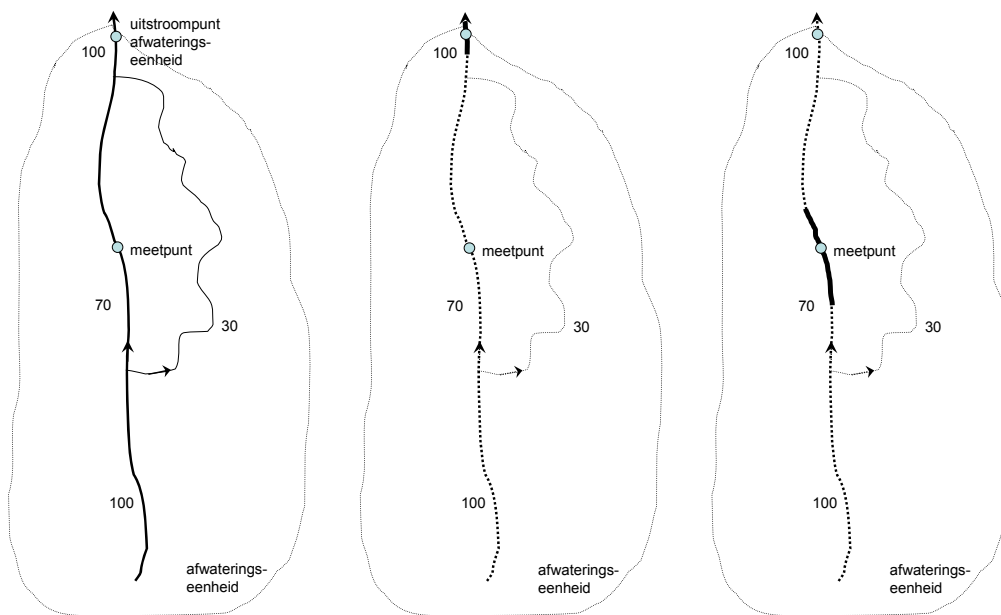
Zowel de fosforuitspoeling vanuit het landsysteem voor het vanggebied van meetpunt 2204 (tabel 4.20) als voor meetpunt 2207 (tabel 4.21) is lager dan de berekende belasting van het oppervlaktewater door de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem (zie tabel 4.14 en 4.15). Dit wordt veroorzaakt door de methode voor het vaststellen van de afwateringseenheden (zie bijlage 2). Bij deze methode ligt het uitstroompunt van de meest benedenstroomse afwateringseenheid van een vanggebied van een meetpunt doorgaans meer benedenstrooms ten opzichte van de ligging van het meetpunt. Hierdoor wordt de oppervlakte van het vanggebied van een meetpunt door de modules van het landsysteem overschat. Dit probleem wordt nader toegelicht in hoofdstuk 5 (Discussie).

5 Discussie

5.1 Waterkwantiteit

Koppeling landsysteem met het oppervlaktewatersysteem

De waterkwantiteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem (paragraaf 4.3) lijkt de waterafvoer sterker te onderschatten dan de waterkwantiteitsmodule van het landsysteem (paragraaf 4.1). Deze onderschatting heeft vooral betrekking op de meetlocaties Amerdiep en Deuzerdiep. Echter, de resultaten van het landsysteem en oppervlaktewatersysteem kunnen niet direct met elkaar worden vergeleken. Het verschil tussen de resultaten van het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem is de wijze waarop de koppeling tussen het landsysteem en oppervlaktewatersysteem wordt gelegd. Deze koppeling wordt in landsysteem gerealiseerd door middel van het bepalen van afwateringseenheden (zie hoofdstuk 3 en bijlage 2).



Figuur 5.1 Denkebeeldige begrenzing van een afwateringseenheid en waterloopsecties met een meetpunt in de hoofdwaterloop; van de totale wateraanvoer bovenstrooms wordt 70 % via de hoofdwaterloop waar het meetpunt ligt afgevoerd en 30 % via een parallel beekje (links); de locatie waarop de rekenresultaten van de waterkwantiteitsmodule van het landsysteem betrekking heeft is met een vet doorgetrokken lijn aangegeven (midden); de locatie waarop de rekenresultaten van de waterkwantiteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem betrekking heeft is met een dun doorgetrokken lijn aangegeven (rechts)

De gehele afvoer van water (en nutriënten) van een afwateringseenheid wordt via het uitstroompunt van een afwateringseenheid toegekend aan de dichtsbijzijnde waterloopsectie. De afzonderlijke waterloopsecties *binnen* in de afwateringseenheid worden dus buiten beschouwing gelaten. Afhankelijk van de locatie van een

meetpunt voor de waterafvoer kan dit een probleem opleveren. In figuur 5.1 is dit voor een denkbeeldig deelstroomgebied en afwateringseenheid weergegeven.

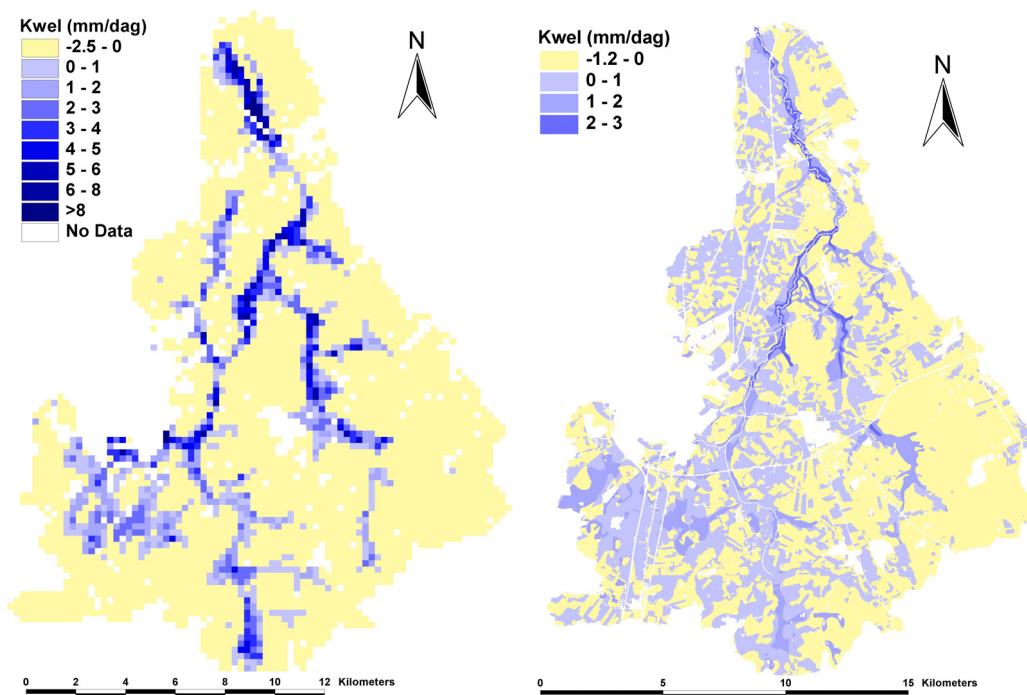
Voor zowel de meetlocatie Amerdiep als Deuzerdiep levert de koppeling tussen het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem, zoals gerealiseerd in het fase 2 modelsysteem, een probleem op (zie ook figuur 2.4, hoofdstuk 2). Voor beide meetlocaties geldt dat binnen in een afwateringseenheid verschillende (parallele) waterloopsecties worden onderscheiden, waarvan in één van de twee parallele waterloopsecties een meetpunt ligt. Bij de toetsing van het landsysteem is dus de gezamenlijke waterafvoer van alle waterloopsecties binnen in de afwateringseenheid getoetst aan de waterafvoer van slechts één waterloopsectie waar het meetpunt ligt. Afzonderlijke toetsing van waterloopsecties binnen in een afwateringseenheid is voor het landsysteem van het fase 2 modelsysteem niet mogelijk vanwege de bepaling van de grenzen van een afwateringseenheid (zie bijlage 2). Dit betekent dat voor zowel meetlocatie Amerdiep als voor meetlocatie Deuzerdiep de waterkwantiteitsmodule van het landsysteem een overschatting van de waterafvoer ten opzichte van de waarnemingen op deze locaties moet opleveren. Bij de toetsing van de waterkwantiteitsmodule van het landsysteem bleek echter dat de berekende afvoer op meetlocatie Amerdiep in dezelfde orde van grootte was als de waargenomen afvoer en de berekende afvoer op meetlocatie Deuzerdiep met ca. 10 % wordt onderschat ten opzichte van de waargenomen afvoer (figuur 4.2). De waterafvoer voor deze twee meetlocaties wordt dus door de waterkwantiteitsmodule van het landsysteem onderschat. Voor meetlocatie Amerdiep geldt dat ca. 60 % van de totale waterafvoer via de waterloopsectie waar het meetpunt ligt wordt afgevoerd en ca. 40 % door het parallele beekje, maar zou in de praktijk wat lager kunnen zijn (30-40 %) in verband met begroeiing van waterplanten in met name het parallele beekje (pers. med. Geert Nijhof, Waterschap Hunze en Aa's). Aannemende dat de gemiddelde waterafvoer in de hoofdloop van het Amerdiep, waar het meetpunt Amerdiep is gesitueerd, ca. 65 % is kan voor de periode 1992 – 1995 de totale waargenomen waterafvoer voor het Amerdiep en het parallele beekje gezamenlijk op $39 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ worden gesteld. Dit betekent een onderschatting van de waterafvoer van ca. 40 % van de waterkwantiteitsmodule van het landsysteem voor het Amerdiep. Op dezelfde wijze kan ook voor meetlocatie Deuzerdiep een totale waterafvoer worden bepaald. De verdeling van waterafvoer hoofdwaterloop (met meetpunt) en parallele waterloop is ca. 75 en 25 % (pers. med. Geert Nijhof, Waterschap Hunze en Aa's). De totale waterafvoer voor het Deuzerdiep en de parallele beek tezamen kan op $46 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ worden gesteld. Dit komt neer op een onderschatting van de waterafvoer van ca. 35 % van de waterkwantiteitsmodule van het landsysteem voor het Deuzerdiep. Uit de berekeningen van de waterkwantiteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem kan de berekende waterafvoer van ieder afzonderlijk waterloopsectie wel worden geanalyseerd. Uit deze berekeningen blijkt dat van de totale waterafvoer van het Amerdiep ca. 70 % voor de hoofdwaterloop en 30 % voor de parallele beek wordt gerealiseerd. Dit lijkt in overeenstemming met de waarnemingen. De onderschatting van de waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem van de totale waterafvoer voor het Amerdiep is gelijk aan de onderschatting van de waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem, namelijk 40 %. Uit de berekeningen voor het Deuzerdiep blijkt dat voor deze locatie de totale waterafvoer van het

Deuzerdiep ca. 30 % voor de hoofdwaterloop (waar het meetpunt is gevestigd) en 70 % voor de parallelle beek wordt gerealiseerd. Hieruit blijkt dat de waterafvoer van het Deuzerdiep door de waterkwantiteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem sterk wordt onderschat en de waterafvoer van het parallelle beekje sterk wordt overschat. Dit wordt vermoedelijk veroorzaakt door onjuiste gegevens met betrekking tot dimensionering van de kunstwerken (invoergegevens voor het oppervlaktewatersysteem). Deze gegevens zijn via de digitale leggergegevens door waterschap Hunze en Aa's aangeleverd (zie paragraaf 3.3.3, hoofdstuk 3). De onderschatting van de waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem van de totale waterafvoer voor het Deuzerdiep is gelijk aan de onderschatting van de waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem, namelijk 35 %.

Kwel en wegzijging

Uit de resultaten van het fase 1 (Roelsma et al., 2006) en fase 2 modelsysteem blijkt dat de hoeveelheid waterafvoer vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewatersysteem sterk wordt bepaald door de kwel en wegzijging, welke als randvoorwaarde aan het modelsysteem wordt opgelegd. Net als in het fase 1 modelsysteem wordt in het fase 2 modelsysteem gerekend met een bodemkolom van 13 meter. De basis van de mate van kwel en wegzijging op de onderkant van de bodemkolom komt uit de landelijke modelberekeningen met NAGROM voor de verzadigde zone en MOZART en SWAP voor de onverzadigde zone (Kroon et al., 2001). Met behulp van deze modellen is een zogenaamde kwelkaart berekend. Deze kwelkaart betreft de flux van het eerste watervoerende pakket naar het hydrologisch topsysteem met een ruimtelijke resolutie van 250 meter. De kwelkaart betreft de gemiddelde kwel en wegzijging over de periode 1979 t/m 1985. In figuur 5.2 is links de kwelkaart voor het stroomgebied van de Drentse Aa weergegeven. Met behulp van het model NAGROM wordt voor het studiegebied voor de periode 1979 t/m 1985 153 mm kwel berekend. Over diezelfde periode wordt 266 mm wegzijging berekend. Dit komt neer op een netto wegzijging in het stroomgebied van ca. 113 mm. Voor dezelfde periode wordt aan het fase 2 modelsysteem zowel een kwel- als wegzijgingsflux van 82 mm opgelegd; een netto wegzijging van 0 mm. In figuur 5.2 is ook de door het fase 2 modelsysteem berekende kwel en wegzijging voor de periode 1979 – 1985 ruimtelijk weergegeven. Hieruit blijkt de locatie van kwel en wegzijging met name buiten de beekdalen niet goed overeenkomt met de kwelkaart. Voor het linkergedeelte van het stroomgebied van de Drentse Aa wordt nu een kwelsituatie verondersteld, terwijl voor dit gebied door de kwelkaart een wegzijgingssituatie wordt verondersteld (figuur 5.2). Zichtbaar is ook dat zowel de door STONE berekende kwel als wegzijging geringer is dan verondersteld in de kwelkaart. De netto kwel (kwel-wegzijging) in het fase 2 modelsysteem is met meer dan 100 mm toegenomen ten opzichte van de kwelkaart (Kroon et al., 2001) en met meer dan 50 mm ten opzichte van de netto kwel in het fase 1 modelsysteem (Roelsma et al., 2006). Deze toename van de netto kwel in het fase 2 modelsysteem resulteert in een hogere berekende waterafvoer benedenstrooms, welke beter overeenkomt met de waarnemingen. Op basis van deze toetsing is niet aan te geven of de gemiddelde kwel- en wegzijgingssituatie, welke in het fase 2 modelsysteem is gebruikt, correct is. Daarvoor is het ook nodig om de andere waterbalansposten welke de waterafvoer voor het stroomgebied bepalen (zoals neerslag en verdamping) in beschouwing te

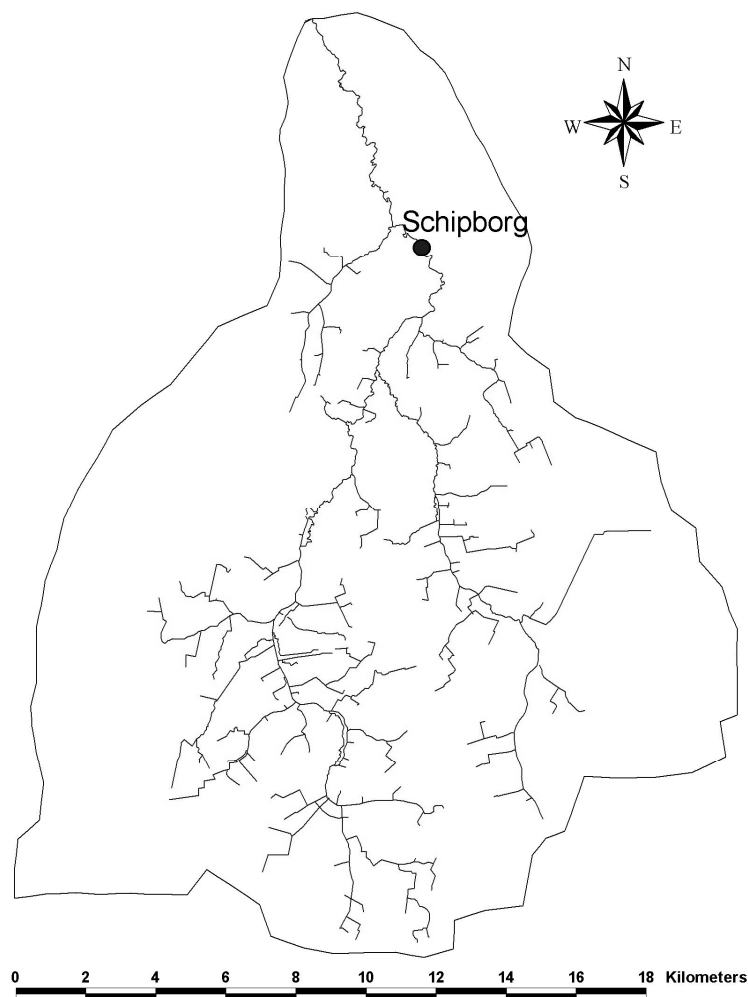
nemen. Hiervoor is het nodig om het ruimtelijke schaalniveau van deze gegevens in overeenstemming te brengen met het modelsysteem (regionaal parametriseren).



Figuur 5.2 Berekende kwel en wegzijging in het stroomgebied van de Drentse Aa voor de periode 1979-1985 volgens de kwelkaart (links; Kroon et al., 2001) en volgens het fase 2 modelsysteem (rechts)

Benedenstrooms meetpunt waterafvoer

In de systeemanalyse van het fase 1 modelsysteem (Roelsma et al., 2006) is al melding gemaakt van het feit dat voor waterkwantiteit voor de simulatieperiode (1986 – 2000) geen meetpunt geheel benedenstrooms aanwezig is (figuur 5.3). In fase 1 is de som van de gemeten afvoeren van meetpunt Schipborg en de nooduitlaat beschouwd als toetsingsgegevens voor waterkwantiteit voor het gehele stroomgebied van de Drentse Aa. Met behulp van het fase 2 modelsysteem kan worden geanalyseerd wat de toename van de waterafvoer tussen meetpunt Schipborg en geheel benedenstrooms is, vooropgesteld dat de waterkwantiteitsmodule de benedenstroomse gebieden (met name de invloed van kwel op de waterafvoer) correct simuleert. Voor het uitstroompunt van het stroomgebied de Drentse Aa wordt een waterafvoer berekend welke ruim 20 % hoger is dan op de locatie van meetpunt Schipborg. Op basis van deze berekening kan een totale waterafvoer van het stroomgebied de Drentse Aa (waterafvoer geheel benedenstroom + waterafvoer nooduitlaat Loon) van ca. $80 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{jr}^{-1}$ water langjarig gemiddeld over de periode 1986 – 2000 worden aangenomen. De onderschatting van de waterafvoer van het stroomgebied van de Drentse Aa is voor fase 2 (20 %) kleiner dan de onderschatting voor fase 1 (35 %). Dit effect wordt geheel veroorzaakt door een meer gedetailleerde ruimtelijke schematisering (zie paragraaf 3.3). De modelparameters zijn in fase 2 immers niet aangepast.



Figuur 5.3 Locatie van het waterkwantiteitsmeetpunt Schipborg

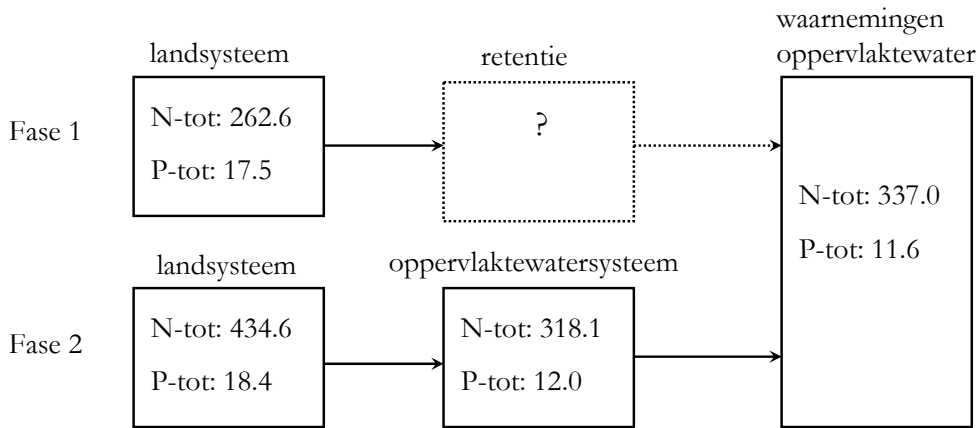
5.2 Waterkwaliteit

Vergelijking resultaten belasting van het oppervlaktewater van het fase 1 en fase 2 modelsysteem

Uit de toetsing van de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem blijkt dat de berekende langjarige gemiddelde (periode 1986 – 2000) stikstof- en forforvrucht van het meest benedenstroomse meetpunt (meetpunt 2101) goed overeenkomt met de waarnemingen (afwijking tussen berekende waarden en waarnemingen in de orde van 3-5 %). De resultaten van het fase 1 modelsysteem konden niet met de waarnemingen worden getoetst vanwege het ontbreken van een waterkwaliteitsmodule welke de retentie in het oppervlaktewater berekent (Roelsma et al., 2006). Aangezien het fase 2 modelsysteem bestaat uit een module voor het landsysteem én een module voor het oppervlaktewatersysteem biedt dit de mogelijkheid om de resultaten van het fase 1 modelsysteem (resultaten landsysteem) te vergelijken met de resultaten voor het landsysteem van het fase 2 modelsysteem

(figuur 5.4). Als er vanuit wordt gegaan dat het fase 2 modelsysteem de retentie voor het gehele stroomgebied correct simuleert kan worden gesteld dat de stikstofuitspoeling van het fase 1 modelsysteem met ruim 40 % wordt onderschat, terwijl de fosforuitspoeling met ca. 2 % wordt onderschat (figuur 5.4).

Resultaten in 10^3 kg.jr^{-1} N of P



Figuur 5.4 Gemeten en berekende langjarige gemiddelde (periode 1986 – 2000) stikstof- en fosforvrucht voor het meest benedenstroomse meetpunt van het stroomgebied de Drentse Aa voor het fase 1 en het fase 2 modelsysteem

Vergelijking stikstof- en fosforbalansen landstelsel van het fase 1 en fase 2 modelsysteem

Uit de stikstofbalans van het fase 1 modelsysteem (Roelsma et al., 2006) en het fase 2 modelsysteem blijkt dat in het fase 1 modelsysteem 6 % van de totale aanvoer van stikstof via uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt, tegen 7 % in fase 2 modelsysteem (tabel 5.1). De totale stikstofverliezen naar grond- en oppervlaktewater is voor het fase 1 modelsysteem bijna 25 % van de totale stikstofaanvoer, tegen bijna 10 % voor het fase 2 modelsysteem. De hogere procentuele stikstofverliezen in het fase 1 modelsysteem ten opzichte van het fase 2 modelsysteem lijkt te worden veroorzaakt door lagere denitrificatie en gewasonttrekking. Deze lagere denitrificatie en gewasonttrekking wordt mede veroorzaakt doordat in het fase 1 modelsysteem een kleiner areaal landbouwgrond wordt aangehouden dan aangenomen in LGN4 (zie paragraaf 4.2.2.1). Net als in het fase 1 modelsysteem wordt ook in het fase 2 modelsysteem een negatieve voorraadverandering (afbraak van organisch materiaal) van bijna 20 % ten opzichte van de totale aanvoer van stikstof berekend.

Tabel 5.1 Stikstofbalans van het landsysteem voor het gehele stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 1 en fase 2 modelsysteem in procenten ten opzichte van de totale stikstofaanvoer (100 % voor fase 1 komt overeen met 190 kg.ha⁻¹ N; 100 % voor fase 2 komt overeen met 260 kg.ha⁻¹ N)

Balansperiode: 1986-2000			Stikstoftermen in %		
IN	fase 1	fase 2	UIT	fase 1	fase 2
Atmosferische depositie	14	10	Ammoniakvervluchtiging	0	0
Bemesting	84	89	Denitrificatie	47	53
Infiltratie	0	0	Netto gewasonttrekking	50	55
Kwel	1	1	Wegzijging	17	2
			Belasting opp. water	6	7
Totaal	100	100	Totaal	120	118
Berging				-20	-18

De relatieve fosforbelasting van het oppervlaktewater vanuit het landsysteem is voor het fase 1 modelsysteem gelijk aan de relatieve fosforbelasting van het oppervlaktewater van het fase 2 modelsysteem (tabel 5.2). Net als voor de stikstofbalans is ook in de fosforbalans van het fase 2 modelsysteem een toename van de fosforonttrekking door gewasopname zichtbaar. De reden hiervoor is dezelfde als genoemd bij de stikstofbalans, namelijk een groter areaal landbouwgrond welke in de schematisatie voor het fase 2 modelsysteem is aangehouden ten opzichte van het fase 1 modelsysteem (zie paragraaf 4.2.2.1). De hogere gewasonttrekking resulteert in lagere berekende fosfaatophoping in de bodem voor het fase 2 modelsysteem (tabel 5.2).

Tabel 5.2 Fosforbalans van het landsysteem voor het gehele stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 1 en fase 2 modelsysteem in procenten ten opzichte van de totale fosforaanvoer (100 % voor fase 1 komt overeen met 24 kg.ha⁻¹ P; 100 % voor fase 2 komt overeen met 30 kg.ha⁻¹ P)

Balansperiode: 1986-2000			Fosfortermen in %		
IN	fase 1	fase 2	UIT	fase 1	fase 2
Bemesting	99	99	Netto gewasonttrekking	59	64
Infiltratie	0	0	Wegzijging	0	0
Kwel	1	1	Belasting opp. water	3	3
Totaal	100	100	Totaal	62	67
Berging				38	33

Koppeling landsysteem met het oppervlaktewatersysteem

Uit de toetsing van de waterkwaliteitsmodule van het oppervlaktewatersysteem (paragraaf 4.4) blijkt dat voor één van de meetpunten in de bovenloop (meetpunt 2217) nagenoeg geen stikstof- en fosforconcentraties te worden berekend (zie figuur 4.29 en 4.30). De reden hiervoor moet gezocht worden in de wijze waarop in het fase 2 modelsysteem de koppeling tussen het landsysteem en oppervlaktewatersysteem wordt gelegd. Deels is dit al besproken in de discussie voor waterkwantiteit (paragraaf 5.1). De berekende afvoer van water en nutriënten van een afwateringseenheid wordt via het uitstroompunt van een afwateringseenheid toegekend aan de waterloopsectie in de directe nabijheid van het uitstroompunt. In figuur 5.5 is de locatie van meetpunt 2217 en het uitstroompunt van de afwateringseenheid weergegeven. De afwateringseenheid waarin meetpunt 2217 ligt is een geheel bovenstrooms gelegen afwateringseenheid en krijgt geen water- en nutriëntenaanvoer van bovenstroomse gelegen gebieden. In het fase 2 modelsysteem wordt de afvoer van water en nutriënten vanuit het landsysteem bovenstrooms van

meetpunt 2217 aan het oppervlaktewatersysteem toegevoegd. Aangezien het aan het oppervlaktewatersysteem toegevoegde water en nutriënten afstroomt naar lager gelegen gebieden (deelgebieden benedenstrooms van het uitstroompunt) wordt er voor de waterloopsectie waarin meetpunt 2217 ligt geen water- en nutriëntenaanvoer geregistreerd en worden er ook geen nutriëntconcentraties voor dit punt berekend.



Figuur 5.5 Locatie van waterkwaliteitsmeetpunt 2217 en het uitstroompunt van de bijbehorende afwateringseenheid

6 Conclusies

Op basis van de resultaten van het fase 2 modelsysteem kunnen de volgende conclusies worden getrokken. Daartoe worden de resultaten van fase 2 (gedetailleerde ruimtelijk schematisering en toevoegen van een oppervlakte-watermodel) vergeleken met de resultaten van fase 1 (STONE).

Met het fase 2 modelsysteem zijn de water-, stikstof- en fosforbalansen uit de systeemverkenning Drentse Aa (Roelsma et al., 2004a) sluitend gemaakt.

De door het fase 2 modelsysteem berekende waterafvoer voor het gehele stroomgebied de Drentse Aa wordt met ca. 20 % onderschat ten opzichte van de totale waargenomen waterafvoer. Het fase 1 modelsysteem onderschat deze waterafvoer met ca. 35 % (Roelsma et al., 2006). De berekende waterafvoer komt voor de meetpunten in de bovenloop en middenloop niet overeen met de waarnemingen. Voor het traject Amerdiep – Deuzerdiep (meetlocaties Anreperdiep, Amerdiep, verdeelwerk Loon) wordt de waterafvoer onderschat, terwijl voor het traject Anderse Diep – Rolderdiep de waterafvoer wordt overschat. Geheel benedenstrooms resulteert dit in een onderschatting van de waterafvoer. Een mogelijke verklaring hiervoor is de onderschatting van de kwel en bijdrage vanuit bebouwde gebieden voor het traject Amerdiep – Deuzerdiep en onderschatting van de wegzijgingssituatie voor het traject Anderse Diep – Rolderdiep.

Op een aantal locaties in stroomgebied van de Drentse Aa (bijvoorbeeld voor meetlocatie Deuzerdiep) zijn incorrecte invoergegevens met betrekking tot de dimensionering van kunstwerken door het waterschap aangeleverd. Dit heeft geleid tot een verkeerde verdeling van de berekende waterafvoer over de waterlopen.

Benedenstrooms is de berekende waterafvoer in de zomerperiode lager dan de waarnemingen. Waarschijnlijk wordt de kwelsituatie (in de zomer) in het fase 2 modelsysteem onderschat. De berekende waterafvoer benedenstrooms in de winterperiode is echter hoger dan de waarnemingen.

De berekende waterafvoer wordt in grote mate bepaald door de kwel en wegzijging, welke als randvoorwaarden aan het modelsysteem worden opgelegd. De gedetailleerde ruimtelijke resolutie van de rekenplots van het fase 2 modelsysteem in combinatie met de grove (landelijke) parametrisatie van het modelsysteem resulteert in het onderschatten van de lokale kwel- en wegzijgingssituatie. Ten opzichte van fase 1 is deze onderschatting toegenomen in fase 2.

De berekende langjarig gemiddelde stikstofconcentratie geheel benedenstrooms (3.3 mg.l^{-1} N-totaal over de periode 1986 – 2000) is in dezelfde orde van grootte als de waargenomen langjarig gemiddelde stikstofconcentratie (3.7 mg.l^{-1} N-totaal op meetlocatie 2101). De hier bijbehorende berekende langjarig gemiddelde stikstofvrucht vanuit het landsysteem ($435 * 10^3 \text{ kg.jr}^{-1}$ N) is ca. 30 % hoger dan de

waargenomen langjarig gemiddelde stikstofvracht in het meest benedenstroomse meetpunt (meetpunt 2101). Het verschil hiertussen is de stikstofretentie in het oppervlaktewater. De door het fase 1 modelsysteem berekende langjarig gemiddelde stikstofvracht ($263 * 10^3 \text{ kg.jr}^{-1} \text{ N}$) is daarentegen ca. 20 % lager dan de waarnemingen. De stikstofvracht vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewatersysteem wordt in fase 1 sterk onderschat. Oorzaak hiervoor is de grove ruimtelijke schematisering van fase 1 (STONE), waardoor het aandeel landbouwgrond in het stroomgebied van de Drentse Aa wordt onderschat.

Voor fosfor wordt geheel benedenstrooms een langjarig gemiddelde fosforconcentratie van 0.17 mg.l^{-1} P-totaal berekend. Deze concentratie komt goed overeen met de waargenomen langjarig gemiddelde fosforconcentratie (0.15 mg.l^{-1} P-totaal op meetlocatie 2101). De hier bijbehorende berekende langjarig gemiddelde fosforvracht vanuit het landsysteem ($18.4 * 10^3 \text{ kg.jr}^{-1} \text{ P}$) is ca. 60 % hoger dan de waargenomen langjarig gemiddelde fosforvracht in het meest benedenstroomse meetpunt (meetpunt 2101). Het verschil hiertussen is de fosforretentie in het oppervlaktewater. De door het fase 1 modelsysteem berekende langjarig gemiddelde fosforvracht is ruim 50 % hoger dan de waarnemingen en lijkt hiermee dus goed overeen te komen met de resultaten voor fosfor van het fase 2 modelsysteem.

Over de periode 1986 – 2000 (simulatieperiode fase 2 modelsysteem) wordt een gemiddelde afname van de stikstofvoorraad in de bodem van 17 % ten opzichte van de totale stikstofaanvoer bepaald. Deze afname van de stikstofvoorraad is iets geringer dan voor het fase 1 modelsysteem (afname van ca. 20 %; Roelsma et al., 2006). Een mogelijke verklaring voor deze afname in zowel fase 1 als in fase 2 is de invoering van de mestwetgeving.

Over de periode 1986 – 2000 (simulatieperiode fase 2 modelsysteem) wordt een gemiddelde fosfaatophoping in de bodem van 33 % ten opzichte van de totale fosfooraanvoer bepaald. Deze hoeveelheid gebonden fosfaat aan de bodem is iets geringer dan voor het fase 1 modelsysteem (fosfaatophoping van ca. 40 %; Roelsma et al., 2006).

Ten opzichte van het fase 1 modelsysteem (modeluitvoer per jaar; Roelsma et al., 2006) is de dynamiek van de berekende waterafvoer van het fase 2 modelsysteem verbeterd (modeluitvoer per 10 dagen). De temporele resolutie van het fase 2 modelsysteem is echter nog te grof om waargenomen verhoogde kortdurige waterafvoer en uitschieters in waargenomen nutriëntenconcentraties te kunnen voorspellen.

De ruimtelijke resolutie van de schematisatie van het fase 2 modelsysteem is verfijnd ten opzicht van de ruimtelijke resolutie van het fase 1 modelsysteem. Dit maakt het mogelijk om met het fase 2 modelsysteem resultaten op een kleiner schaalniveau dan het gehele stroomgebied te presenteren (inzoomen in het gebied) en te toetsen aan waarnemingen in midden- en bovenlopen van het beekstelsel. Echter, door het gebruik van de landelijke parameter-set uit STONE (zie bijlage 1) voor het fase 2

modelsysteem wijken de rekenresultaten op een aantal locaties (sterk) af van de waarnemingen.

Het fase 2 modelsysteem is in staat om op het niveau van het gehele stroomgebied de waargenomen stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater te voorspellen, waarbij tevens sluitende water- en nutriëntenbalansen worden gegenereerd. Echter met behulp van het fase 2 modelsysteem kunnen geen:

- relaties worden gelegd tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater, vanwege het ontbreken van regionale differentiatie in de invoergegevens van het modelsysteem (regionale parametrisatie);
- één op één beschrijvingen van de metingen worden gemaakt of resultaten op verschillende schalen worden gepresenteerd, vanwege de grove temporele uitvoer van het modelsysteem (10 dagen) en het ontbreken van een regionale parametrisatie.

Om deze redenen is het fase 2 modelsysteem ongeschikt om het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid op stroomgebiedsniveau beter te kwantificeren. Wel is met behulp van het fase 2 modelsysteem meer informatie verkregen met betrekking tot de indentificatie van kritische systeemcomponenten en -parameters van het studiegebied. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase.

7 Aanbevelingen

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

De ruimtelijke (regionale) parametrisatie dient afgestemd te zijn op het ruimtelijk schaalniveau van het modelsysteem. Het ruimtelijk schaalniveau is weer afhankelijk van de kritische systeemcomponenten en -parameters van het stroomgebied en de ruimtelijke variatie hiervan (bijvoorbeeld de lokale aanwezigheid van kwel in de beekdalen). Dit betekent dat via een regionale parametrisatie van de modelinvoer het ruimtelijk schaalniveau van het modelsysteem wordt toegesneden op de systeemcomponenten van het stroomgebied de Drentse Aa.

Om de temporele variatie van waterafvoer, stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater van het beekstelsel van de Drentse Aa te kunnen voorspellen dient de tijdstapgrootte van de uitvoer van het modelsysteem verkleind te worden (verhogen van de temporele resolutie).

Voor het toetsen van de resultaten van het modelsysteem aan de waarnemingen in het oppervlaktewatersysteem is het noodzakelijk dat in de vervolgfase een methodiek voor de koppeling tussen het landsysteem en oppervlaktewatersysteem wordt gehanteerd waarbij de afzonderlijke waterloopsecties in afwateringseenheid wel in beschouwing worden genomen. Op deze wijze wordt eveneens gerealiseerd dat de aanvoer van water en nutriënten vanuit het landsysteem aan iedere waterloopsectie kan worden toegediend. Hiermee wordt bewerkstelligd dat diffuse belasting in het modelsysteem ook diffuus wordt toegediend.

Literatuur

- Kroon, T., P.A. Finke, I. Peereboom en A.H.W. Beusen, 2001. *Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE: de ruimtelijke indeling en de toekenning van hydrologische en bodemchemische parameters*. RIZA rapport 2001.017. RIZA, Lelystad.
- RIVM, 2004. *Mineralen beter geregeld. Evaluatie van de werking van de Meststoffenwet 1998 – 2003*. RIVM rapport nr. 500031001, Bilthoven.
- Roelsma, J., H. Wanningen en F.J.E. van der Bolt, 2004a. *Systeemverkenning de Drentse Aa*. Alterra-rapport 967. Reeks Monitoring Stroomgebieden 2-I, ISSN 1566-7197. Alterra, Wageningen.
- Roelsma, J. en F.J.E. van der Bolt, 2004. *Gedetailleerd werkplan stroomgebied de Drentse Aa voor het project "Monitoring nutriënten in stroomgebieden en polders"*. Reeks Monitoring Stroomgebieden 3-I, Alterra, Wageningen.
- Roelsma, J., H. Wanningen en G. Soppe, 2004b. *Meetplan 2005 Drentse Aa. Project "Monitoring Stroomgebieden"*. Reeks Monitoring Stroomgebieden 4-I, Alterra, Wageningen.
- Roelsma, J., I. de Vries en K. van der Molen, 2005. *Meetplan 2006 Drentse Aa. Project "Monitoring Stroomgebieden"*. Reeks Monitoring Stroomgebieden 7-I, Alterra, Wageningen.
- Roelsma, J., F.J.E. van der Bolt, T.P. Leenders en L.V. Renaud, 2006. *Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Drentse Aa Fase 1*. Alterra-rapport 1271. Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-I, ISSN 1566-7197. Alterra, Wageningen.
- Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen, H.F.M. ten Berge, H.G. van der Meer en F.K. van Evert, 2002. *Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0*. Clusterrapport 4: Deel 1. Alterra-rapport 552, ISSN 1566-7197. Alterra, Wageningen.
- Schoumans, O.F., R. van den Berg, A.H.W. Beusen, G.J. van den Born, L. Renaud, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. *Quick Scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen. Rapportage in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2004*. Alterra-rapport 730.6. Alterra, Wageningen.
- Wolf, J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rötter and H. van Zeijts, 2003. *The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands*. Environmental Modelling & Software 18: 597-617.

Bijlage 1 Het nutriëntenemissiemodel STONE

Ruimtelijke schematisatie

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

Hydrologie

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

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

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

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

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

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

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

Landgebruik

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

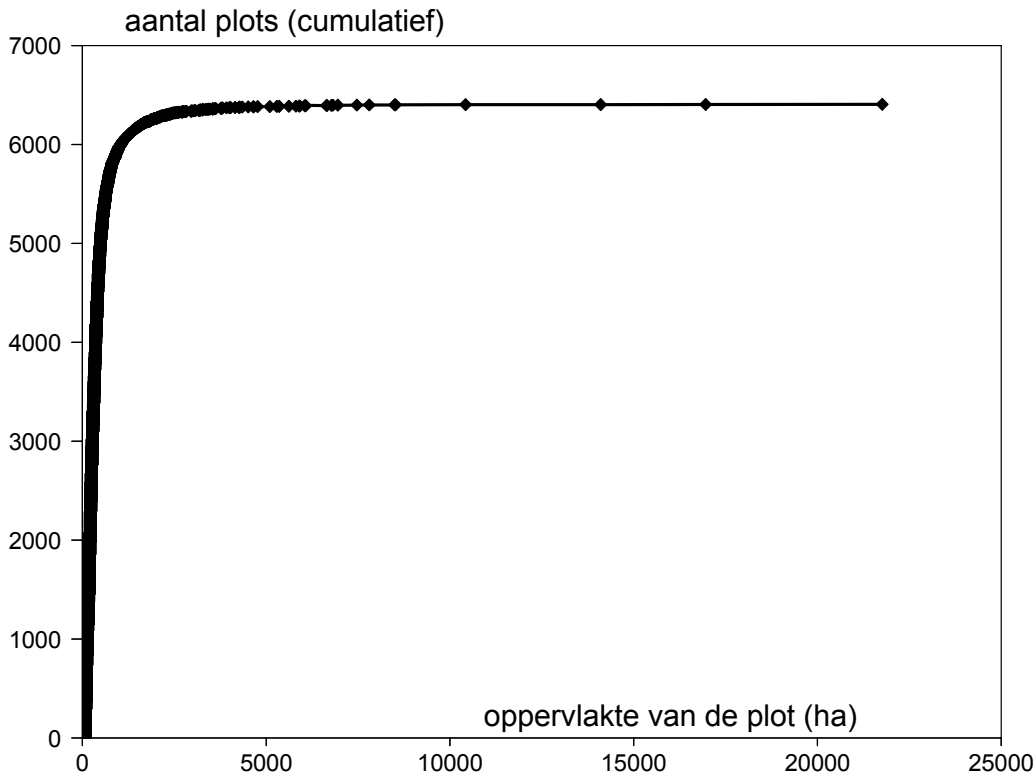
Bodemtype

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

Rekeneenheden

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

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



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

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

Modelketen

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

modellen SWAP en ANIMO maken tevens deel uit van de modelketen van het fase 2 modelsysteem en worden om die reden beschreven in bijlage 2

Clean2

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

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

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

OPS/SRM

Het OPS (Operational Priority Substances) model is bedoeld voor de berekening van periodegemiddelde stikstofconcentraties en –deposities op lokale tot nationale schaal veroorzaakt door individuele lokale bronnen tot aan geaggregeerde bronnen aan de grenzen van Europa (Beusen et al., 2004). De bijdragen aan

stikstofconcentraties en –depositie op een bepaalde receptor worden berekend voor alle bronnen afzonderlijk met behulp van een terugwaartse trajectoriën. Lokale (verticale) verspreiding wordt geïntroduceerd met behulp van een Gaussische pluimformulering. Het ruimtelijk oplossend vermogen van het model wordt grotendeels bepaald door het ruimtelijke detail van de gebruikte emissiebestanden. Rondom een individuele puntbron kan het oplossend vermogen in de orde van 100 x 100 m zijn, op landelijke schaal wordt in STONE 5 x 5 km gebruikt.

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

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

Literatuur

Beusen ,A.H.W., C.C.G. Schotten, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. STONE 2.1. Technische Documentatie. Intern IMP-rapport nr. M004/04.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

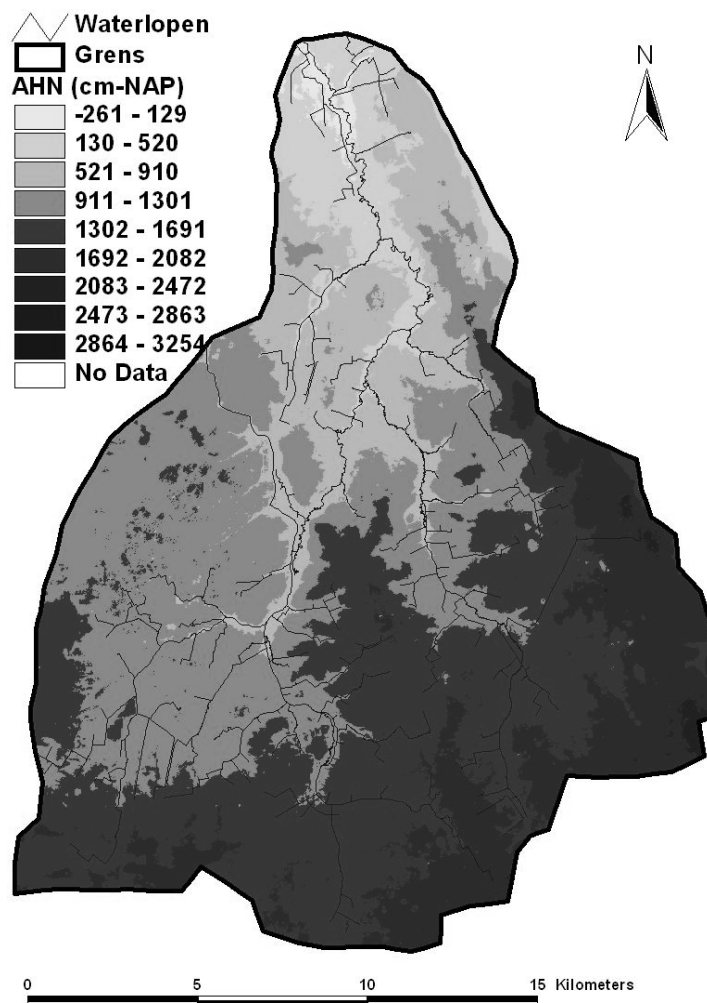
Bijlage 2 Het fase 2 modelsysteem

Schematisatie landsysteem studiegebied

Afwateringseenheden

Met behulp van de module voor het digitaal terrein model (DTM) van het model AVSWAT zijn voor het stroomgebied de afwateringseenheden berekend (ref. AVSWAT). Het digitaal terrein model deelt een stroomgebied in afwateringseenheden in op basis van:

- een kaart met maaiveldhoogte;
- de omgrenzing van het stroomgebied en
- de ligging van de waterlopen (figuur B2.1).

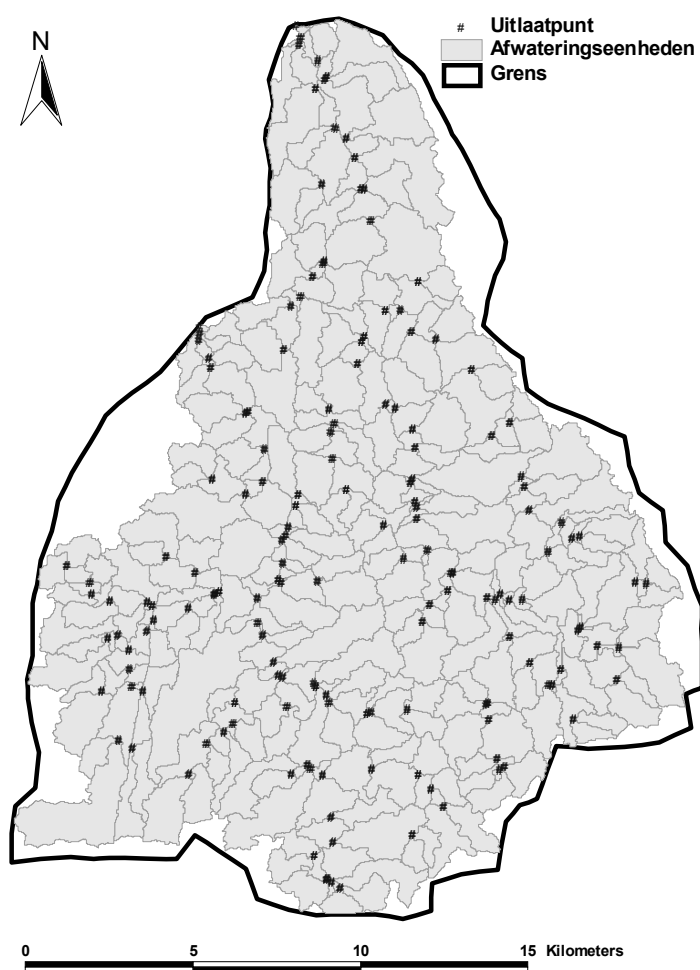


Figuur B2.1 Invoergegevens voor de DTM module van AVSWAT

Voor de maaiveldhoogte is gebruik gemaakt van de AHN met een gridcelgrootte van 25 meter (ref. AHN). De omgrenzing van het stroomgebied is overgenomen van

vorige modelstudies van de Drentse Aa (van Bakel, et al., 2002). De ligging van de waterlopen is afkomstig van de leggergegevens van het waterschap Hunze en Aa's. Zowel de kaart met de AHN als kaart met de ligging van de waterlopen zijn op een beperkt aantal plaatsen aangepast omdat de stromingsrichting van de door AVSWAT geschematiseerde waterlopen op deze locaties niet overeenkwam met de stromingsrichting van de waterlopen in de leggergegevens.

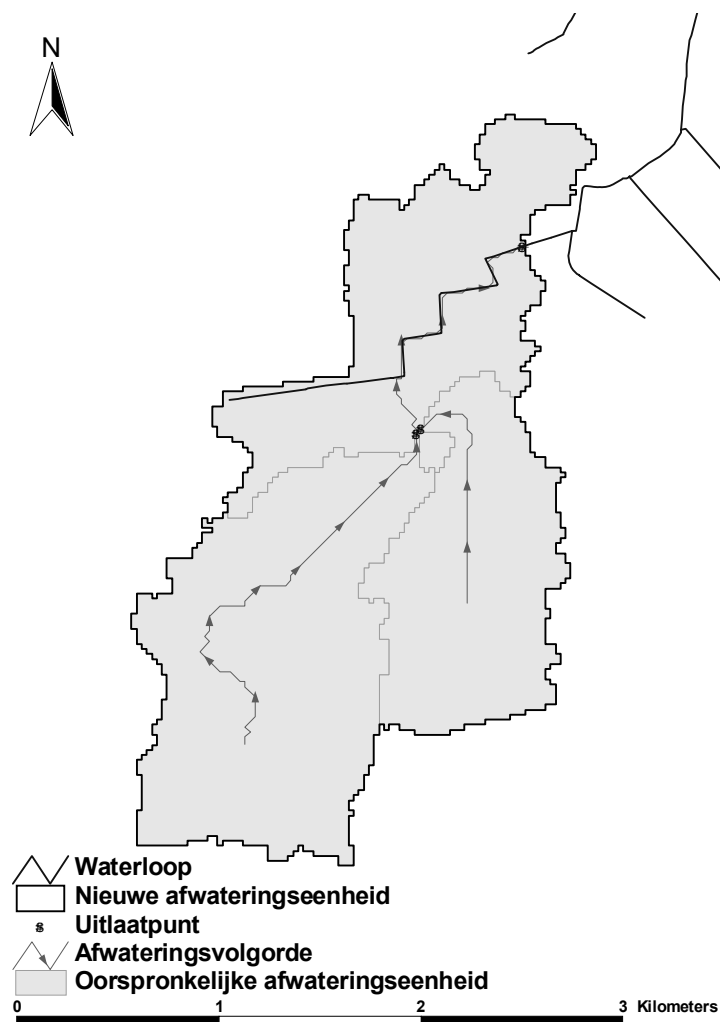
In figuur B2.2 is zijn de door AVSWAT berekende afwateringseenheden weergegeven. Voor het stroomgebied de Drentse Aa zijn 322 afwateringseenheden door AVSWAT berekend. De afwateringseenheden hebben een gemiddelde omvang van 87 hectare. Naast de afwateringseenheden wordt door AVSWAT tevens de volgorde van afwatering tussen de afwateringseenheden bepaald. Op het uitstroompunt van de afwateringseenheid wordt door AVSWAT een zogenaamde uitlaatpunt berekend.



Figuur B2.2 Berekende afwateringseenheden en uitlaatpunten van de afwateringseenheden

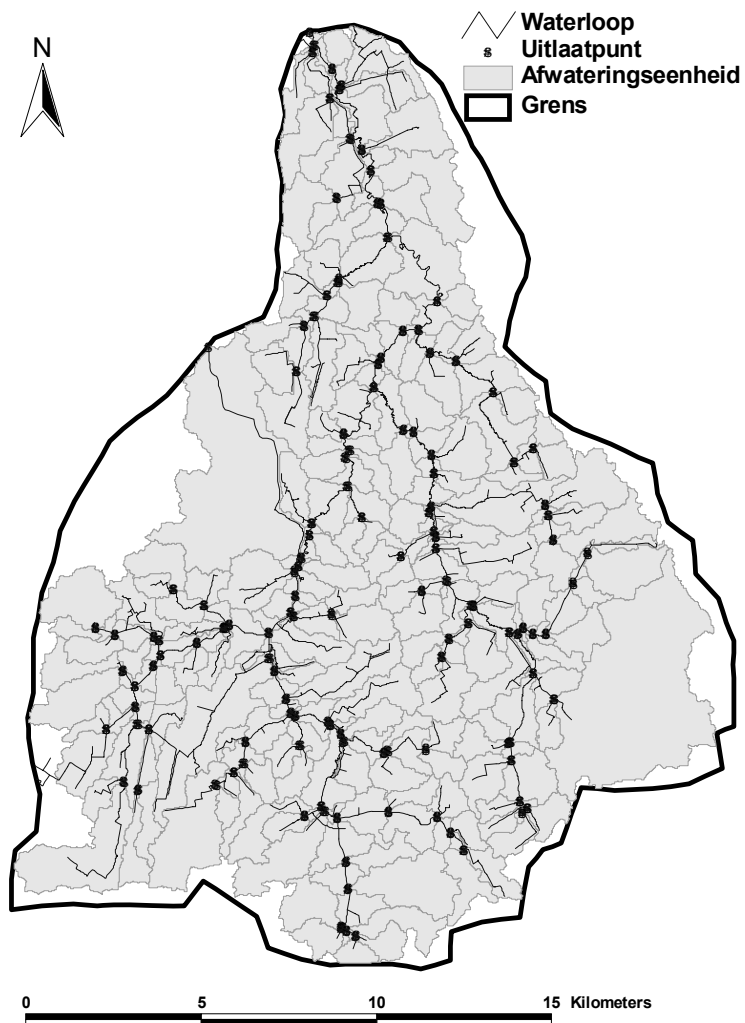
Iedere uitlaatpunt van een afwateringseenheid hoort aan te sluiten op een waterloop. Voor uitlaatpunten die niet direct op een waterloop afwateren zijn de bijbehorende

afwateringseenheden tezamen met de benedenstroomse afwateringseenheid waarvan het uitlaatpunt wel op een waterloop afwatert geaggregeerd. In figuur B2.3 is voor een bovenstrooms gebied in het stroomgebied de Drentse Aa een voorbeeld weergegeven van drie afwateringseenheden die zijn geaggregeerd tot een nieuwe afwateringseenheid.



Figuur B2.3 Voorbeeld van aggregatie van afwateringseenheden op basis van aansluiting op een waterloop

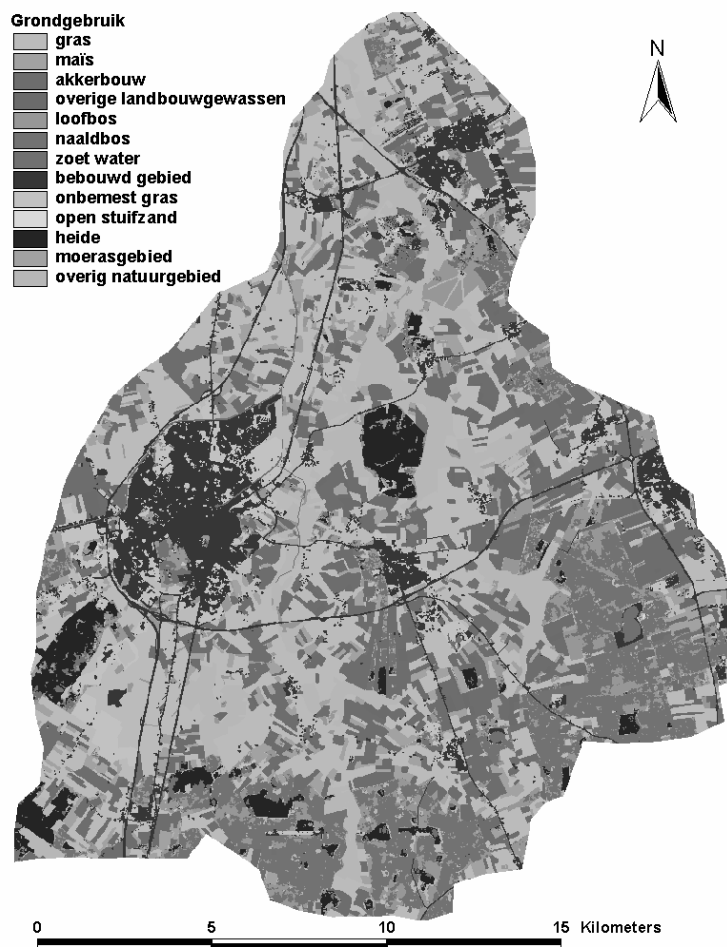
In figuur B2.4 is het resultaat van de geaggregeerde afwateringseenheden weergegeven. De afwateringseenheden benedenstrooms van het verdeelwerk Loon zijn geaggregeerd om tot één afwateringseenheid te komen welke niet op het stroomgebied van de Drentse Aa maar op het Noord-Willems kanaal afwatert. Na aggregatie blijven 264 afwateringseenheden over. De afwateringseenheid benedenstrooms van verdeelwerk Loon niet meegerekend hebben de afwateringseenheden een gemiddelde omvang van ca. 100 hectare. De kaart met 264 afwateringseenheden is gebruikt voor gebiedsschematisering. De berekende afwateringseenheden hebben dezelfde resolutie als de kaart met maaiveldhoogte. In dit geval heeft de kaart met afwateringseenheden dus een resolutie van 25 meter.



Figuur B2.4 Berekende afwateringseenheden na aggregatie

Landgebruik

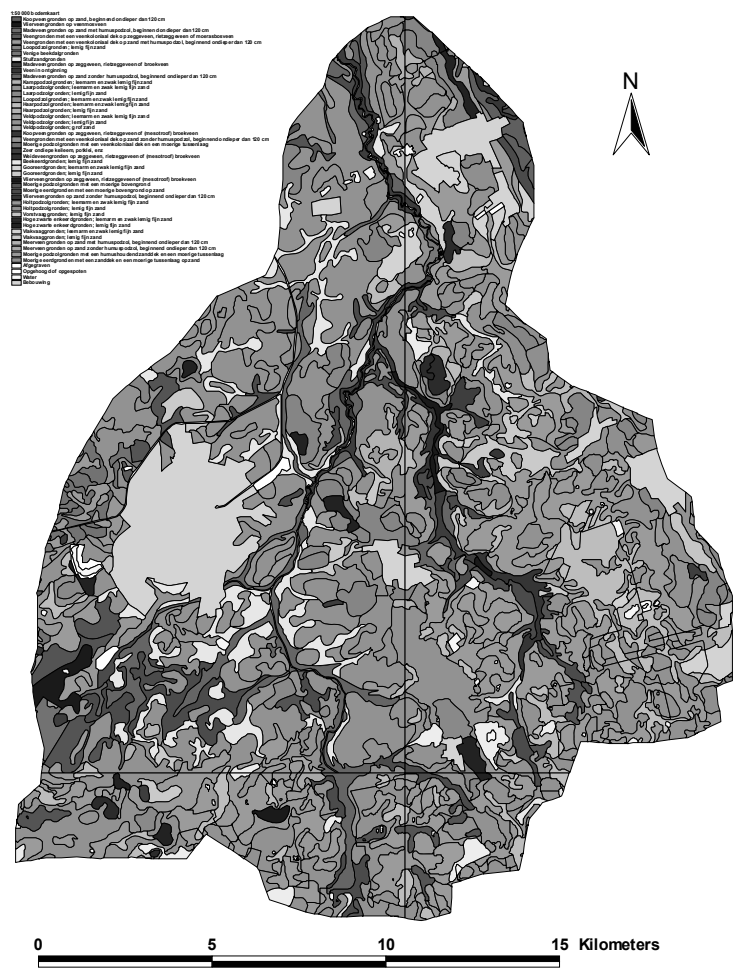
De informatie over het landgebruik in het stroomgebied van de Drentse Aa is afkomstig van LGN4 (figuur B2.5). De digitale kaart LGN4 heeft een gridcelgrootte van 25 meter. Voor de aansluiting op de kaart met afwateringseenheden was het dus niet nodig de resolutie van de LGN4 kaart aan te passen.



Figuur B2.5 Landgebruik in stroomgebied de Drentse Aa volgens LGN4

Bodem

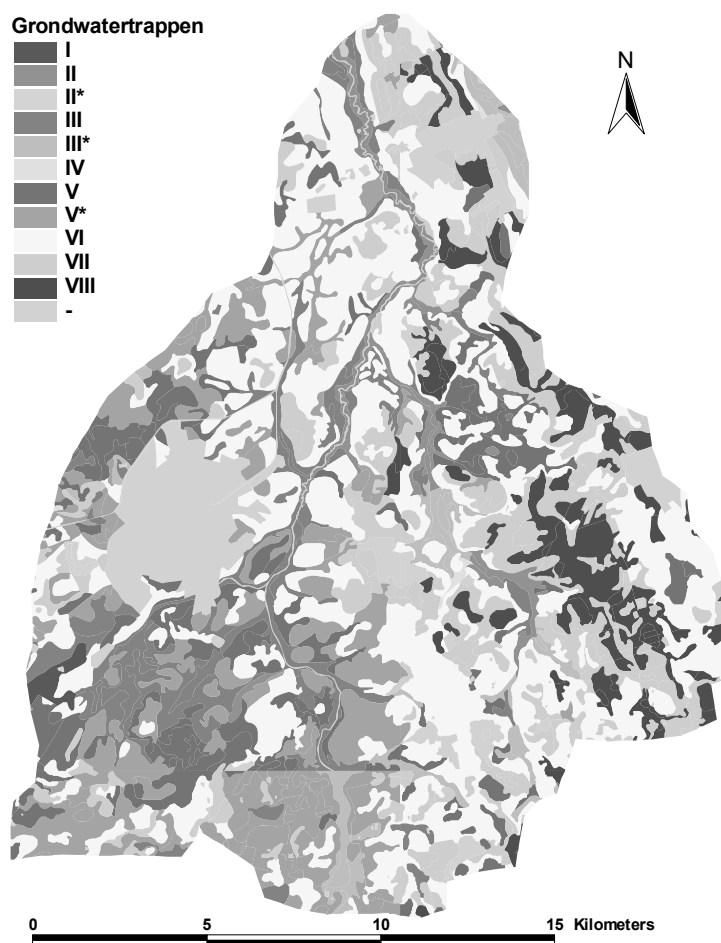
Voor de informatie over bodemtypes in het stroomgebied van de Drentse Aa is gebruik gemaakt van de 1:50 000 bodemkaart (figuur B2.6). De bodemkaart is aangepast door de vlakinformatie te vertalen naar gridcellen van 25 meter om aan te kunnen sluiten op de kaart met afwateringseenheden en landgebruik.



Figuur B2.6 Bodemtypes in stroomgebied de Drentse Aa volgens 1:50 000 bodemkaart

Grondwater

Voor de beschrijving van het grondwater in het stroomgebied van de Drentse Aa is gebruik gemaakt van de grondwatertrappen volgens de 1:50 000 bodemkaart (figuur B2.7). De aanpassing van de grondwatertrappenkaart is gelijk aan de aanpassing voor de bodemkaart.

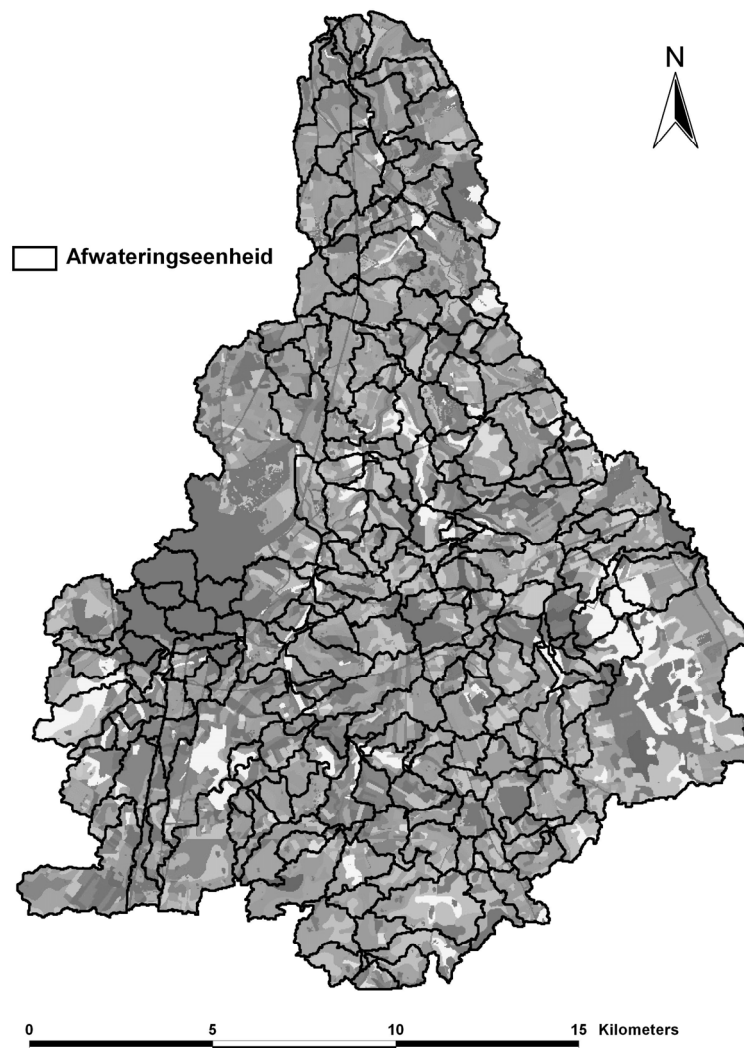


Figuur B2.7 Grondwatertrappen in stroomgebied de Drentse Aa volgens 1:50 000 bodemkaart

Ruimtelijke indeling van rekeneenheden voor fase 2 modelstelsel

De kaart met afwateringseenheden, landgebruik, bodem en grondwatertrappen zijn met behulp van procedures in geografische informatiesystemen (GIS) gecombineerd tot een kaart met unieke combinaties (UC) of rekeneenheden. Combinatie van deze vier kaarten levert voor het stroomgebied van de Drentse Aa 8365 unieke combinaties op. Vervolgens is de informatie van deze unieke combinaties vertaald naar de informatie welke wordt gebruikt in de ruimtelijke indeling van het model STONE (Kroon et al., 2001). Hierbij zijn de 1:50 000 bodemtypes vertaald naar de 21 PAWN bodemeenheden, de grondwatertrappen van de 1:50 000 bodemkaart vertaald naar 11 grondwatertrappen (Gt I, II, II*, III, III*, IV, V, V*, VI, VII en VII*) en de landgebruiksvormen in LGN4 teruggebracht naar vier landgebruiksvormen (grasland, maïs, akkerbouw en natuur). Unieke combinaties met kenmerken die niet konden worden vertaald naar één van deze kenmerken (bijv. landgebruik open water, bebouwing, wegen etc. of waarvan geen bodemtype of grondwatertrap bekend is) zijn buiten beschouwing gelaten. Deze stap levert uiteindelijk 3045 unieke combinaties op. Wanneer vervolgens de informatielaag van afwateringseenheden buiten beschouwing wordt gelaten, omdat voor de koppeling

met STONE plots alleen de kenmerken landgebruik, bodem en grondwatertrappen relevant zijn, blijven 148 unieke combinaties over. Voor elk van deze unieke combinatie is een best passende STONE plot geselecteerd op basis van overeenkomsten in landgebruik, bodem en Gt. Wanneer meerdere STONE plots op basis van deze overeenkomsten werden gevonden is geselecteerd op basis van ligging van de STONE plot: een STONE plot welke ligt in dezelfde PAWN-district als het stroomgebied de Drentse Aa (PAWN-district 8) krijgt de voorkeur boven een STONE plot welke buiten PAWN-district 8 ligt. Bij gelijke voorkeur van STONE plots is de STONE plot gekozen met de grootste omvang.



Figuur B2.8 De ligging van de geselecteerde STONE plots in het stroomgebied van de Drentse Aa (in grijs zijn de delen van het gebied weergegeven waarvoor geen simulaties zijn uitgevoerd)

Wanneer bij een bepaalde combinatie van landgebruik, bodem en Gt geen STONE plot geselecteerd kon worden, is uiteindelijk een STONE plot geselecteerd welke qua overeenkomsten aangrenzend is aan de oorspronkelijke overeenkomsten (bijv. in plaats van PAWN-bodem 1 (welke in combinatie met landgebruik maïs en Gt II niet

in STONE 2.1.1 voorkomt) is een STONE plot geselecteerd met PAWN-bodem 2). In bijlage 3 en figuur B2.8 zijn de geselecteerde STONE plots voor het stroomgebied van de Drentse Aa weergegeven.

Dat ondanks de fijnere ruimtelijke schematisatie voor het stroomgebied de Drentse Aa slechts de helft van het aantal plots voorkomen vergeleken met het aantal STONE 2.0 plots in dit gebied (148 plots in fase 2 en 302 plots in fase 1) wordt veroorzaakt doordat in fase 2 de bodemtypen worden geclassificeerd in 21 PAWN-bodemeenheden, terwijl in de ruimtelijke schematisatie van STONE 2.0 (fase 1) het aantal bodemeenheden oplopen tot 1682 verschillende combinaties (zie hoofdstuk 3).

Van de 148 geselecteerde STONE plots in het stroomgebied van de Drentse Aa komen slechts 44 plots overeen met de 302 STONE plots van het fase 1 modelsysteem (zie hoofdstuk 3). Dit betekent dat ruim tweederde van het aantal unieke combinaties in de regionale schematisatie van het fase 2 modelsysteem niet overeenkomen met de nationale schematisatie van STONE 2.0 voor het gebied de Drentse Aa. Een oorzaak hiervoor is de grove resolutie van de ruimtelijke schematisatie van STONE 2.0 (250 x 250 meter) en het reduceren van het aantal plots in STONE 2.0 (zie hoofdstuk 3).

Modeluitvoer STONE 2.1.1

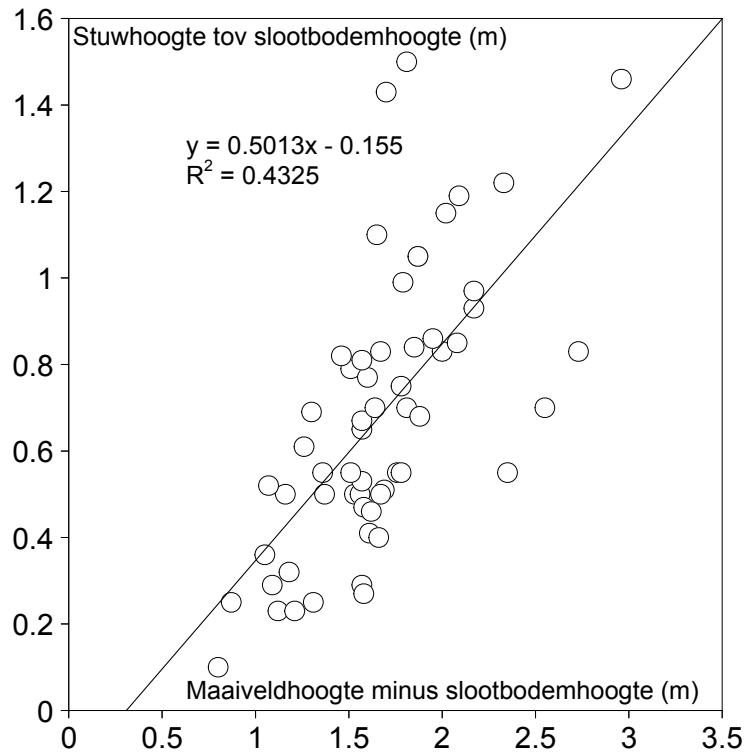
De modeluitvoer van de 148 geselecteerde STONE plots wordt verkregen door de zip-file van de desbetreffende plots uit de STONE database te selecteren. In deze zip-files staan de invoerbestanden van het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO alsmede de rekenresultaten van het hydrologisch model SWAP welke als invoer dienen voor het model ANIMO. Bij de selectie van STONE 2.1.1 plots op basis van de kenmerken landgebruik, bodemtype en grondwatertrap zijn ook plots geselecteerd welke buiten het studiegebied liggen (zie paragraaf 4.1). Voor deze STONE plots wijkt de bemesting en de nutriëntenconcentraties in kwelwater, infiltratiewater en atmosferische depositie af van de plots welke in het stroomgebied van de Drentse Aa liggen. Hiervoor was het nodig om voor de STONE plots, welke buiten het stroomgebied de Drentse Aa liggen, de invoerbestanden met bemestingsgegevens en gegevens over kwel, infiltratie en atmosferische depositie over te nemen van plots welke in het stroomgebied liggen. Hiervoor zijn een aantal karakteristieke STONE plots in het stroomgebied gekozen. In het STONE modelinstrumentarium zijn de bemestingshoeveelheden toegekend aan 31 zogenaamde LEI-gebieden. Binnen een LEI-gebied is de bemestingshoeveelheid onderscheidend per landgebruik (grasland, maïs en overige landbouw) en per bodem (zand, veen en klei). Omdat het gehele stroomgebied de Drentse Aa in slechts één LEI-gebied ligt (LEI-gebied 6), zijn 5 karakteristieke STONE plots, welke onderscheidend zijn in bemestingshoeveelheden, geselecteerd. Dit zijn de STONE plots 820 (grasland, zandgronden), 1254 (grasland, veengronden), 586 (maïs, zandgronden), 1000 (overige landbouw, zandgronden) en 802 (overige landbouw, veengronden).

Schematisatie oppervlaktewatersysteem studiegebied

De schematisatie van het oppervlaktewatersysteem wordt gedefinieerd door de leggergegevens van de waterlopen, zoals aangeleverd door waterschap Hunze en Aa's. Bij controle van de leggergegevens werd een aantal gebreken geconstateerd. Deze gebreken in de leggergegevens zijn teruggekoppeld met het waterschap. In 2006 zal door waterschap Hunze en Aa's de leggergegevens van de waterlopen van het stroomgebied van de Drentse Aa worden geactualiseerd. De geactualiseerde leggergegevens zullen worden gebruikt voor de schematisering van het oppervlaktewatersysteem in een volgende fase van het modelsysteem.

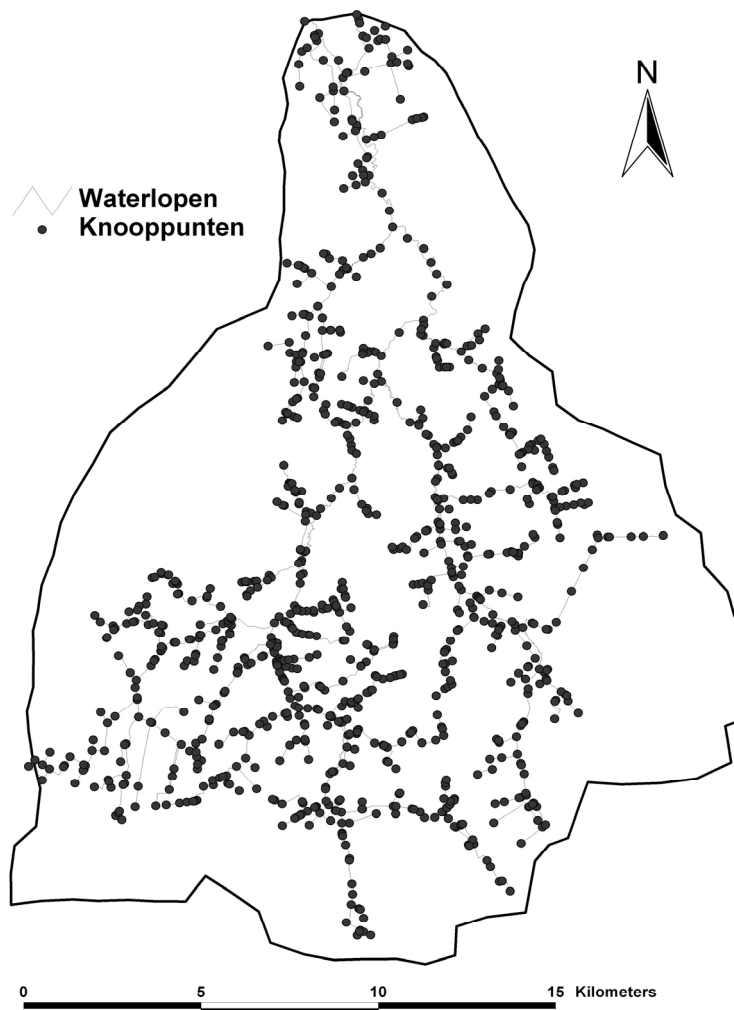
De huidige leggergegevens hebben de basis gevormd voor een vereenvoudigd waterlopenbestand. De originele leggergegevens zijn zodanig aangepast dat geen gebreken in AlterraAqua meer werden geconstateerd. Hierbij zijn de volgende aanpassingen uitgevoerd:

- Begin- en eindpunten van secties van waterlopen welke niet op elkaar aansloten zijn met elkaar verbonden.
- Kleine secties van waterlopen zijn samengevoegd tot 1 sectie van minimaal 10 meter lengte.
- Voor een groot aantal secties van waterlopen is de stromingsrichting omgedraaid.
- Voor een groot aantal waterlopen geldt dat de bovenstroomse en benedenstroomse bodemhoogten waren verwisseld. Dit is hersteld door de bodemhoogten om te draaien. Er is een correctie in de bodemhoogten doorgevoerd, waardoor de bodemhoogten in benedenstroomse richting afnemen.
- Voor een aantal stuwen mistte er gegevens, zoals stuwbreedte, zomer- en winterpeil en lag de stuw op grote afstand van de waterlopen.
- Stuwen op te grote afstand van waterlopen zijn buiten beschouwing gelaten.
- Missende stuwhoogten zijn bepaald op basis van een afgeleide relatie tussen het verschil in maaiveldhoogte en slootbodemhoogte op de locatie van de stuw en de stuwhoogte ten opzichte van de slootbodemhoogte (figuur B2.9). De zomerpeilen zijn in het gebied gemiddeld 25 cm hoger dan de winterpeilen. Dit is gebruikt voor het verschil tussen zomer- en winterpeilen voor de stuwen waarvoor de gegevens ontbreken.
- De missende stuwbreedten zijn op 2.01 m gezet. Voor kleine waterlopen is dat vrij breed en voor de wat grotere waterlopen is het voldoende voor de afvoer van het water. Voor waterlopen is de stuwhoogte vaak belangrijker dan de stuwbreedte, zolang ze maar voldoende groot gedimensioneerd zijn.
- Alle stuwen en gemalen staan nu op de waterlooptrajecten waar ze bij horen en op maximaal 5 meter afstand van het benedenstroomse knooppunt.
- Voor de aanslagpeilen van de gemalen is dezelfde relatie gebruikt als voor de stuwen. Aanslagpeilen voor de 4 gemalen ontbraken geheel.



Figuur B2.9 Relatie tussen stuwhoogte en maaiveldhoogte voor stuwen in het stroomgebied van de Drentse Aa

Met dit vereenvoudigd bestand zijn de waterlopen van de Drentse Aa geschematiseerd, gebruikmakende van de extensie AASWQN als onderdeel van AlterraAqua (Hendriksen, 2005). Deze schematisering levert 978 knooppunten in het oppervlaktewatersysteem op (figuur B2.10). Voor elk van deze knooppunten zijn berekeningen met SWQN en NuswaLite uitgevoerd (referentie SWQN en NuswaLite). De koppeling tussen de modellen van het landsysteem en de oppervlaktewatermodellen wordt gerealiseerd via de afwateringseenheden. Iedere afwateringseenheid heeft een uitlaatpunt (zie figuur B2.4) welke door de extensie AASWQN wordt gekoppeld aan het dichtsbijzijnde knooppunt van het geschematiseerde oppervlaktewaterstelsel. Stikstof- en fosforvrachten vanuit het landsysteem kunnen op deze wijze worden doorgegeven aan het oppervlaktewatersysteem.

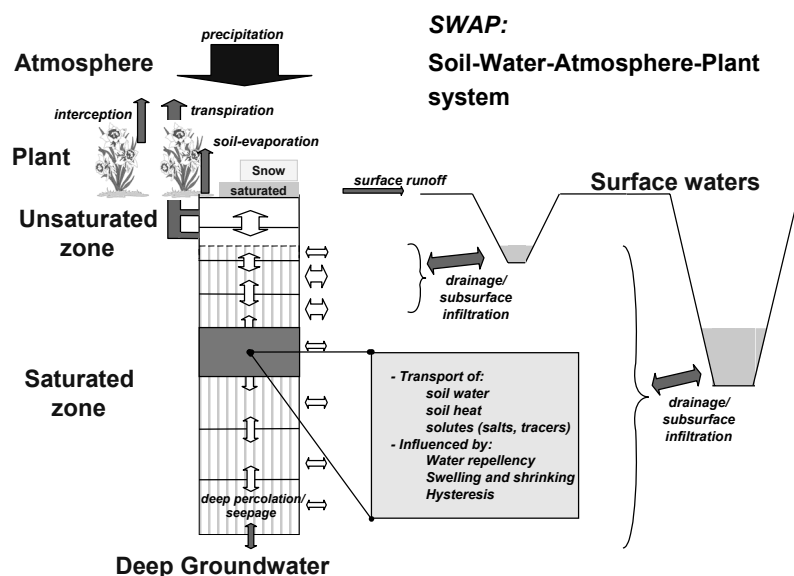


Figuur B2.10 Geschematiseerde waterlopen en de knooppunten in het stroomgebied van de Drentse Aa

Modelketen

Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem

Voor deze studie is het hydrologisch model SWAP gebruikt voor de waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem. SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant) is een een-dimensionaal simulatiemodel voor het bodem-water-atmosfeer-plant-systeem (figuur B2.11). Het model simuleert het transport van water en warmte in zowel de onverzadigde als de verzadigde zone. Het is een dynamisch simulatiemodel dat invoer op dagbasis vereist van meteorologische, bodemkundige en waterhuishoudkundige gegevens. Uitvoer in de vorm van waterbalansen wordt op dagbasis of decadebasis gegenereerd. Omdat STONE de nutriëntenuitspoeling op nationale schaal bepaald en om de rekentijd in STONE te beperken is er voor gekozen de waterbalansen op decadebasis uit te voeren.



Figuur B2.11 Verticale schematisering en processen in SWAP

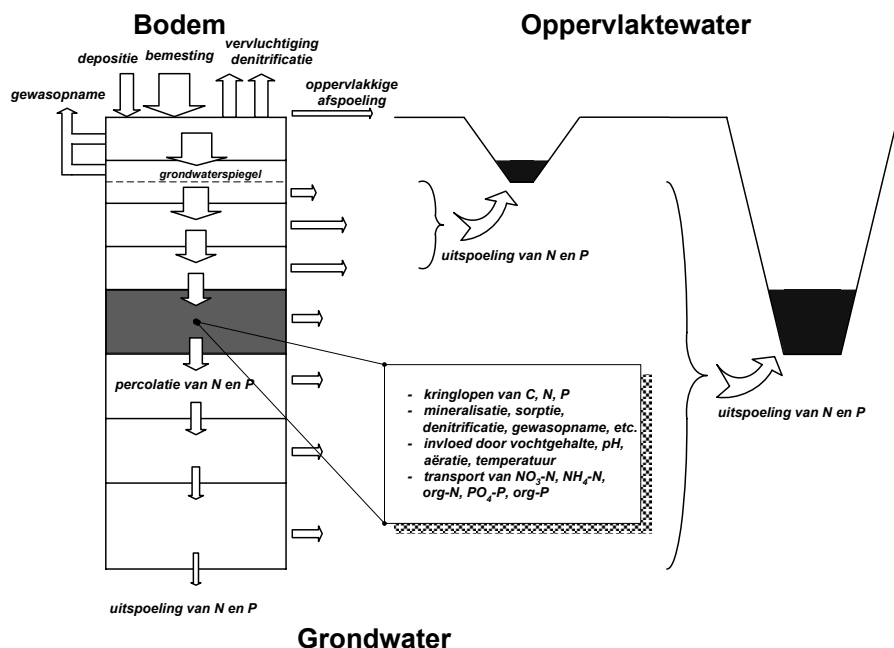
Het model SWAP is de opvolger van het welbekende SWATRE-model waarvan de eerste versie in 1978 verscheen (Feddes et al, 1978). Sindsdien is het model over de hele wereld toegepast. Recentelijk is een nieuwe versie verschenen, welke is gedocumenteerd middels een theoretische beschrijving (Van Dam, 1997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

Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem

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

Het model ANIMO is een complex een-dimensionaal procesgeoriënteerd model voor de beschrijving van de transport en omzetting van organisch materiaal, stikstof en fosfaat in de bodem (figuur B2.12). De belangrijkste onderdelen van het model ANIMO zijn:

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

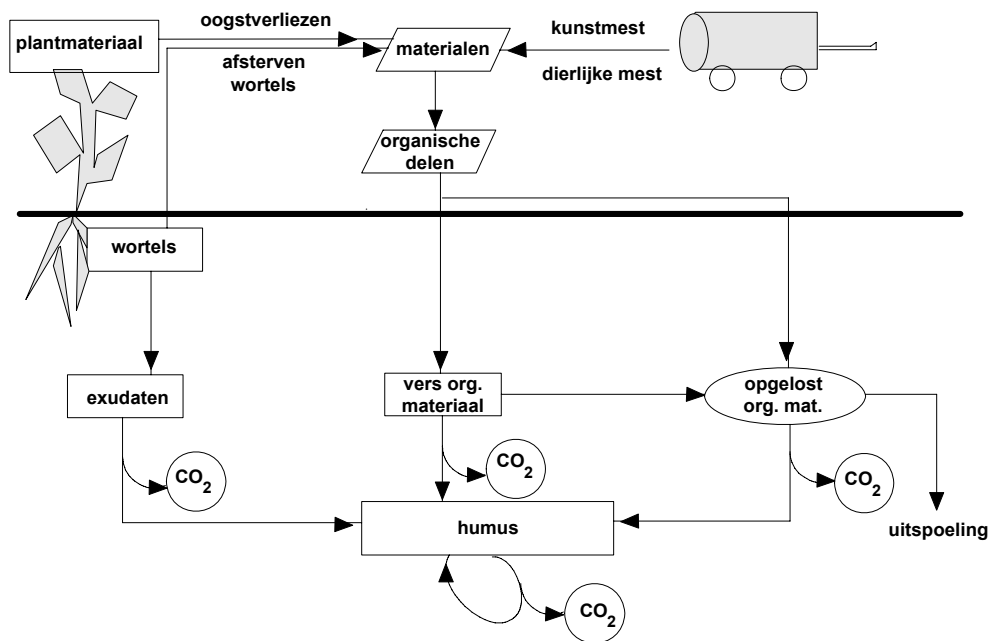


Figuur B2.12 Verticale schematisering en processen in het model ANIMO

Organischestofkringloop

In de organischestofkringloop zijn de volgende processen beschreven (figuur B2.13):

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



Figuur B2.13 Organischestofkringloop in ANIMO

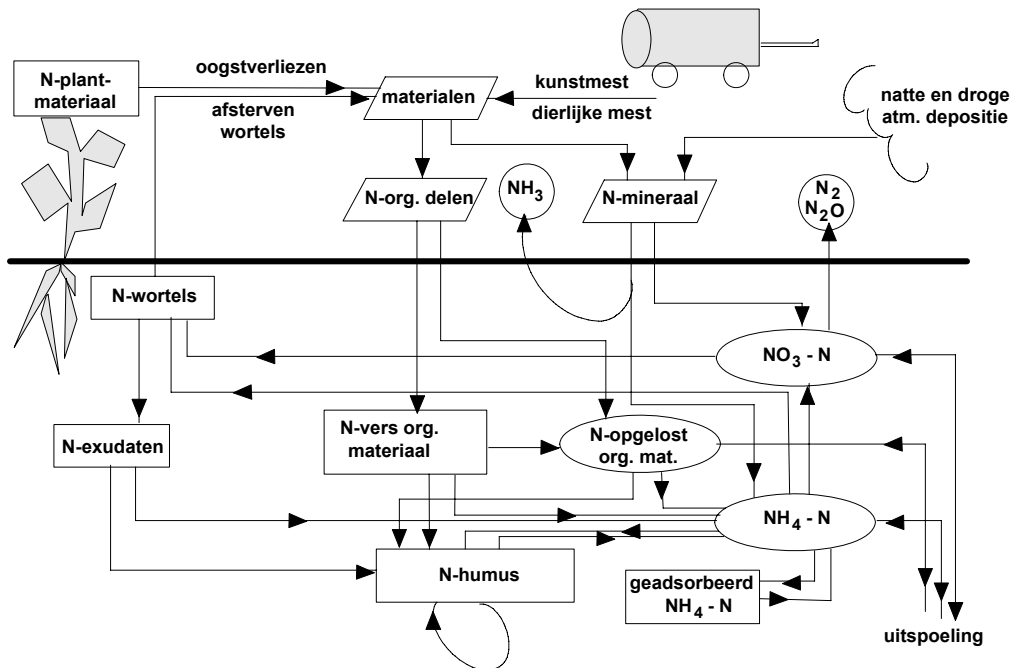
Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen kunnen beschreven worden. Materialen kunnen verschillen in de gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan opgelost organische koolstof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

Stikstofkringloop

In de stikstofkringloop (figuur B2.14) zijn de volgende processen beschreven:

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

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



Figuur B2.14 Stikstofkringloop in ANIMO

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

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

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

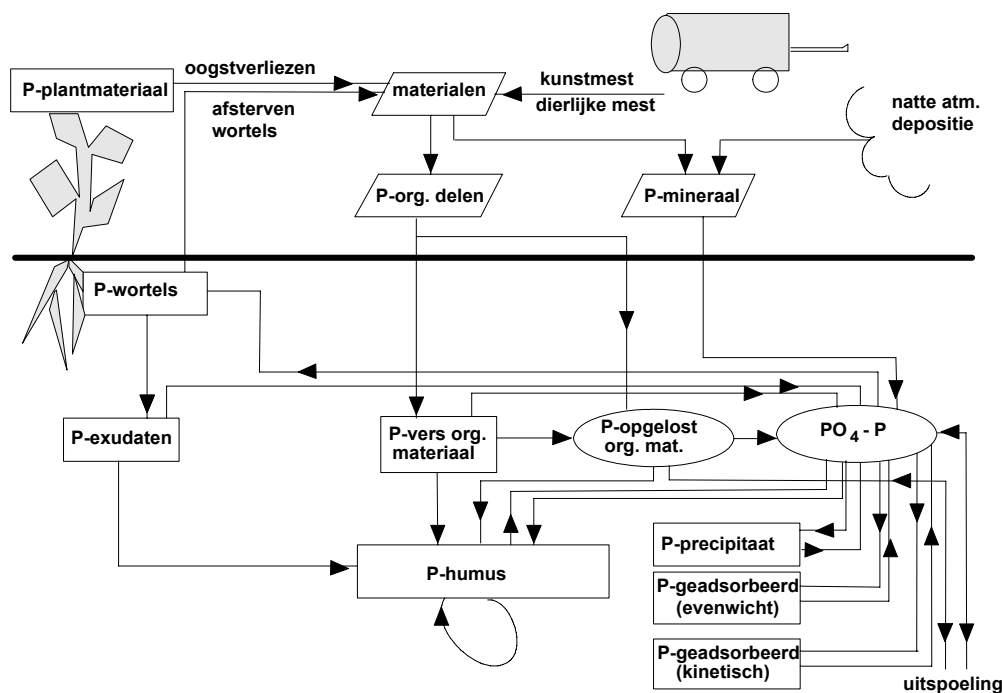
De formulering van nitrificatie en denitrificatie hangen samen met de wijze waarop aëratie en de invloed van bodemlucht op de processen is beschreven. In STONE is een versie van het ANIMO model opgenomen waarin deze processen zijn beschreven volgens het concept van het SONICG-model (Bril et al., 1994).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

Fosforkringloop

De beschrijving van de fosforkringloop (figuur B2.15) bevat de volgende onderdelen:

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

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



Figuur B2.15 fosforkringloop in ANIMO

Evenals bij stikstof loop het organische deel van de fosforkringloop grotendeels parallel aan de organischestofkringloop. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/P verhouding in het verse materiaal, de C/P verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Reversibele sorptie van fosfaat wordt beschreven met een Langmuir-curve. Deze curve wordt gekenmerkt door een maximum niveau. Irreversibele sorptie wordt in het model doorgaans beschreven met een 3 parallelle "sorptie-pools". In de steady-state situatie zou de hoeveelheid geadsorbeerd in elk van de pools te beschrijven zijn met een Freundlich-

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

Omgevingsfactoren

De omzettingen in de drie kringlopen zijn voornamelijk gemodelleerd als eerste orde processen. De snelheidsconstanten worden gecorrigeerd voor de omgevingsfactoren temperatuur, vocht, pH en anaërobie. De factoren voor temperatuur, vocht en pH zijn in het model onafhankelijk van de omzettingen in de genoemde kringlopen. De factor voor anaërobie hangt echter wel af van de aanwezigheid van ammonium en de organischestofomzettingen. De invloed van de temperatuur op de processnelheid wordt beschreven met een Arrhenius vergelijking. Met deze formule wordt een correctiefactor voor de snelheidsconstante berekend t.o.v. de referentiewaarde bij de gemiddelde jaartemperatuur. Onder droge omstandigheden, bij pF 3.2 en hoger, wordt de processnelheid gereduceerd omdat de microbiologische populatie te lijden heeft onder droogte-stress. Bij pF-waarde groter dan 4.2 bedraagt de reductiefactor 0.2. De correctiefactor wordt tussen pF 3.2 en pF 4.2 berekend als een lineaire relatie van de berekende drukhoogte. De correctiefactor voor pH is geformuleerd als een sigmoïde curve, met een half waarde bij pH 5. Bij pH 4 bedraagt de reductiefactor 7.5% en bij pH 6 is de factor 92.5% van de optimumwaarde. De factor voor anaërobie wordt berekend in een denitrificatiemodule. De denitrificatiesnelheid is afhankelijk van de waterverzadigingsgraad van de bodem, de beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbaar organische materiaal en de aanwezigheid van nitraat.

De reductiefactoren voor omgevingsinvloeden worden met elkaar vermenigvuldigd. Dit resulteert in één 'overall' reductiefactor voor de processnelheid. De vochtreductie en de reductie voor anaërobie sluiten elkaar doorgaans uit: vochtreductie treedt alleen op onder droge omstandigheden en anaërobie alleen onder natte omstandigheden.

Transportprocessen

Door de waterstroming in het bodemprofiel vindt transport van de verschillende opgeloste stoffen in de vorm van een één dimensionaal systeem in beschouwing genomen. Hierbij is het bodemprofiel in horizontale lagen geschematiseerd, waaruit via horizontale uitstroming de verdamping en de afvoer naar de drainagemiddelen wordt gesimuleerd (figuur B2.12). De bovenste lagen voeren overtollig water naar de greppels (vierde orde) en perceelssloten (derde orde) af en lager gelegen lagen naar de tweede orde afvoerkanalen. Uit de onderste laag treedt een verticale kwel of wegzijging naar de aquifer op (eerste orde). Tevens vindt er verticaal transport van laag naar laag plaats. In de hydrologische schematisering wordt ervan uitgegaan dat

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

Waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem

Voor deze studie is het oppervlaktewatermodel SWQN gebruikt voor de waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem.

Waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem

Voor deze studie is het oppervlaktewatermodel NuswaLite gebruikt voor de waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem.

Literatuur

Berge, H. ten, J.C.M. Withagen, F.J. de Ruyter, M.J.W. Jansen en H.G. van der Meer, 2000. Nitrogen responses in grass and selected field crops. QUAD-MOD parameterisation and extensions for STONE application. Report 24, Plant Research International, Wageningen.

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

Bijlage 3 Geselecteerde STONE plots voor fase 2 modelsysteem

Landgebruik	PAWN-bodem	Gt	STONE plot	Oppervlak in Drentse Aa (ha)	Ligging STONE plot (PAWN district) *
gras	1	I	2235	0.9	15
gras	1	II	751	53.9	8
gras	1	III	737	4.8	9
gras	1	III*	3803	52.1	39
gras	2	II	1086	34.6	8
gras	2	III	723	844.0	9
gras	2	III*	1676	279.9	12
gras	2	IV	800	17.7	8
gras	2	V	471	85.6	5
gras	2	V*	750	7.3	9
gras	2	VI	738	6.3	8
gras	5	II	770	2.6	8
gras	5	III	1757	31.0	12
gras	5	III*	2025	16.4	11
gras	5	V	1640	82.2	12
gras	5	V*	1336	22.6	12
gras	5	VI	1922	17.1	12
gras	7	V	3302	0.1	38
gras	7	VI	2931	12.3	22
gras	7	VII	401	5.4	1
gras	8	VII	1462	83.9	11
gras	8	VII*	1258	72.3	8
gras	9	III	442	5.7	1
gras	9	V	404	341.4	1
gras	9	V*	3837	757.6	24
gras	9	VI	1046	2391.0	8
gras	9	VII	819	396.6	8
gras	9	VII*	1005	85.3	8
gras	12	VI	1075	9.6	18
gras	12	VII	1873	28.5	16
gras	12	VII*	1065	24.6	1
gras	13	III	1439	165.8	12
gras	13	III*	2135	30.9	11
gras	13	V	1140	390.9	12
gras	13	V*	1874	222.8	12
gras	13	VI	1911	211.0	12
gras	13	VII	1910	174.1	12
gras	13	VII*	1866	30.5	12
gras	14	VII*	3267	3.4	23
gras	15	V	31	67.3	3
gras	15	VI	249	4.1	9

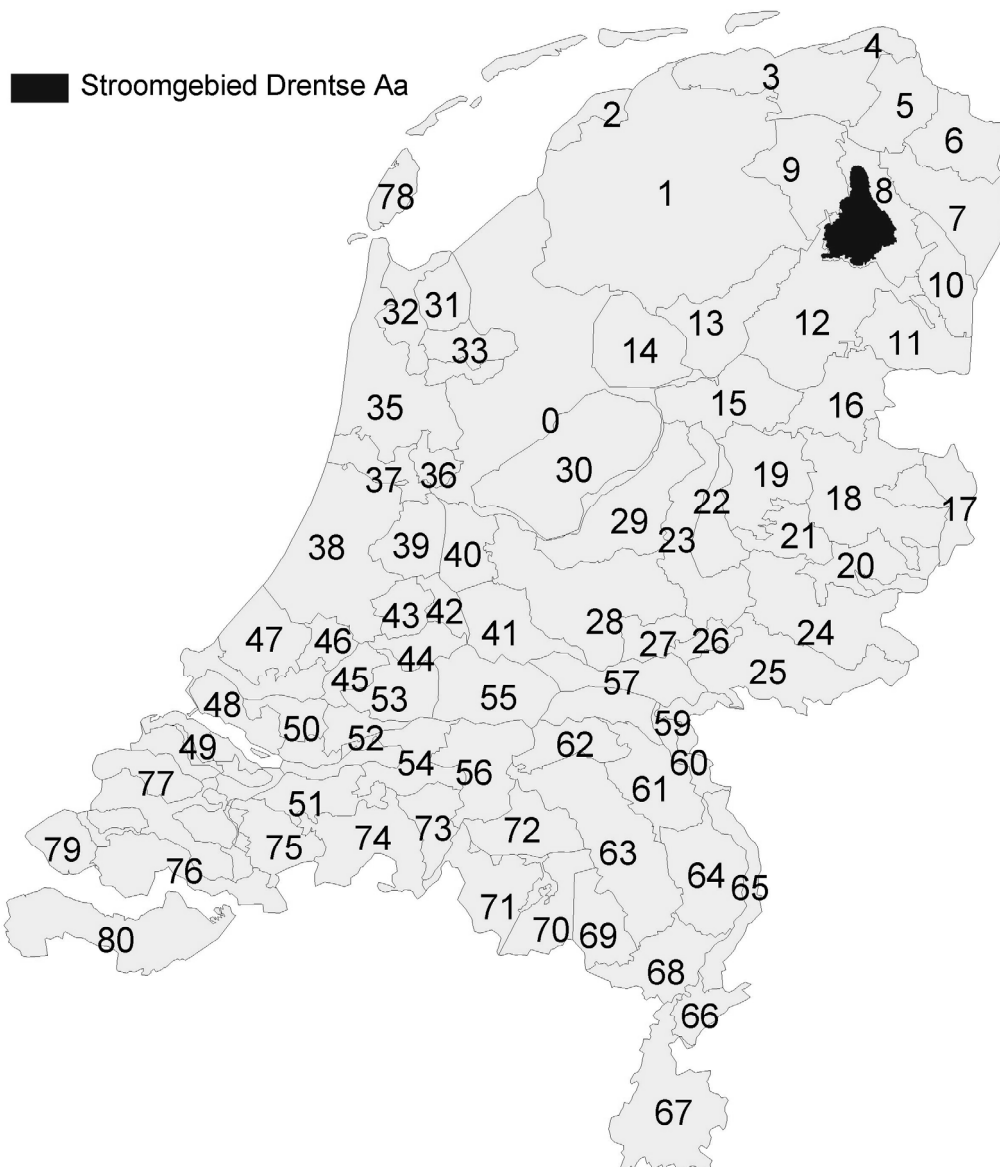
* Indien een STONE-plot in meerdere PAWN-districten ligt is het PAWN-district gekozen waar het grootste deel van het areaal van de STONE-plot in ligt (zie figuur B3.1)

Landgebruik	PAWN-bodem	Gt	STONE plot	Oppervlak in Drentse Aa (ha)	Ligging STONE plot (PAWN district)
maïs	1*	II	1242	0.3	8
maïs	2	II	1149	2.3	8
maïs	2	III	1704	25.4	12
maïs	2	III*	5572	14.8	74
maïs	2	V	2223	10.3	13
maïs	2	V*	2871	6.1	18
maïs	2	VI	2487	0.7	18
maïs	5	III	790	0.2	11
maïs	5	V	2380	4.1	18
maïs	5	V*	2435	12.4	18
maïs	8	VII	1725	17.6	12
maïs	8	VII*	1055	15.4	8
maïs	9	V	3473	83.5	28
maïs	9	V*	5306	207.1	63
maïs	9	VI	904	363.2	9
maïs	9	VII	1037	124.1	8
maïs	9	VII*	1312	27.5	8
maïs	12	VI	3271	8.3	28
maïs	12	VII	1461	14.3	1
maïs	12	VII*	1912	9.8	12
maïs	13	III	1525	1.5	12
maïs	13	III*	5673	6.1	63
maïs	13	V	2835	49.3	15
maïs	13	V*	2607	13.1	18
maïs	13	VI	1629	40.2	12
maïs	13	VII	1903	58.1	12
maïs	13	VII*	1053	3.8	8
maïs	14	VII*	4565	0.2	25
maïs	15	V	203	2.9	3

* Combinatie maïs, PAWN-bodemeenheid 1 en Gt II komt niet voor in STONE 2.1.1. Voor deze combinatie is een STONE plot geselecteerd met de kenmerken: maïs, PAWN-bodemeenheid 2 en Gt II

Landgebruik	PAWN-bodem	Gt	STONE plot	Oppervlak in Drentse Aa (ha)	Ligging STONE plot (PAWN district)
akkerbouw	1	II	1223	2.5	8
akkerbouw	1	III	463	2.3	5
akkerbouw	1	III*	1707	2.0	11
akkerbouw	2	II	1040	4.1	8
akkerbouw	2	III	1320	68.6	8
akkerbouw	2	III*	1877	89.3	11
akkerbouw	2	IV	789	6.6	8
akkerbouw	2	V	493	30.9	5
akkerbouw	2	V*	685	1.8	9
akkerbouw	2	VI	740	3.7	8
akkerbouw	5	III	1239	1.9	8
akkerbouw	5	III*	2506	1.7	16
akkerbouw	5	V	1246	18.9	12
akkerbouw	5	V*	1359	22.8	12
akkerbouw	7	VI	2000	4.6	14
akkerbouw	8	VII	1486	117.3	12
akkerbouw	8	VII*	1072	94.6	8
akkerbouw	9	V	455	299.8	1
akkerbouw	9	V*	1029	684.2	9
akkerbouw	9	VI	866	1861.8	8
akkerbouw	9	VII	992	701.8	8
akkerbouw	9	VII*	1099	194.7	8
akkerbouw	12	VI	1455	89.9	8
akkerbouw	12	VII	1606	26.1	24
akkerbouw	12	VII*	1077	36.8	8
akkerbouw	13	III	2750	30.1	16
akkerbouw	13	III*	2655	22.3	19
akkerbouw	13	V	6326	175.6	66
akkerbouw	13	V*	3946	88.3	47
akkerbouw	13	VI	1806	180.3	12
akkerbouw	13	VII	1013	315.8	7
akkerbouw	13	VII*	3890	59.5	24
akkerbouw	14	VII*	3831	5.6	27
akkerbouw	15	V	113	8.4	5
akkerbouw	15	VI	94	1.1	5

Landgebruik	PAWN-bodem	Gt	STONE plot	Oppervlak in Drentse Aa (ha)	Ligging STONE plot (PAWN district)
natuur	1	I	581	62.9	1
natuur	1	II	950	311.8	8
natuur	1	III	2076	32.1	13
natuur	1	III*	4129	0.6	25
natuur	2	II	803	279.1	8
natuur	2	III	879	871.2	8
natuur	2	III*	2143	130.1	12
natuur	2	IV	741	0.6	8
natuur	2	V	1815	109.3	12
natuur	2	V*	2210	34.3	13
natuur	2	VI	642	59.3	9
natuur	5	II	631	36.6	8
natuur	5	III	817	4.1	9
natuur	5	III*	725	0.6	10
natuur	5	V	890	54.6	9
natuur	5	V*	2447	161.3	16
natuur	5	VI	1038	51.4	8
natuur	7	III	81	0.2	3
natuur	7	V	44	20.1	78
natuur	7	VI	45	180.9	3
natuur	7	VII	1642	27.9	12
natuur	7	VII*	1050	13.3	8
natuur	8	VII	1504	306.7	12
natuur	8	VII*	1106	745.6	8
natuur	9	III	1516	16.4	12
natuur	9	V	6272	268.1	68
natuur	9	V*	3957	1125.5	25
natuur	9	VI	1003	2492.8	8
natuur	9	VII	1313	1259.8	8
natuur	9	VII*	1083	216.6	8
natuur	12	VI	1825	3.2	12
natuur	12	VII	2101	15.0	16
natuur	12	VII*	503	2.8	9
natuur	13	III	1794	142.0	12
natuur	13	III*	6287	1.9	68
natuur	13	V	2726	203.2	19
natuur	13	V*	1060	113.1	12
natuur	13	VI	3879	29.7	24
natuur	13	VII	1252	97.2	16
natuur	13	VII*	848	49.0	8
natuur	14	VII	3161	55.4	29
natuur	14	VII*	2383	12.4	18
natuur	15	V	16	33.3	3

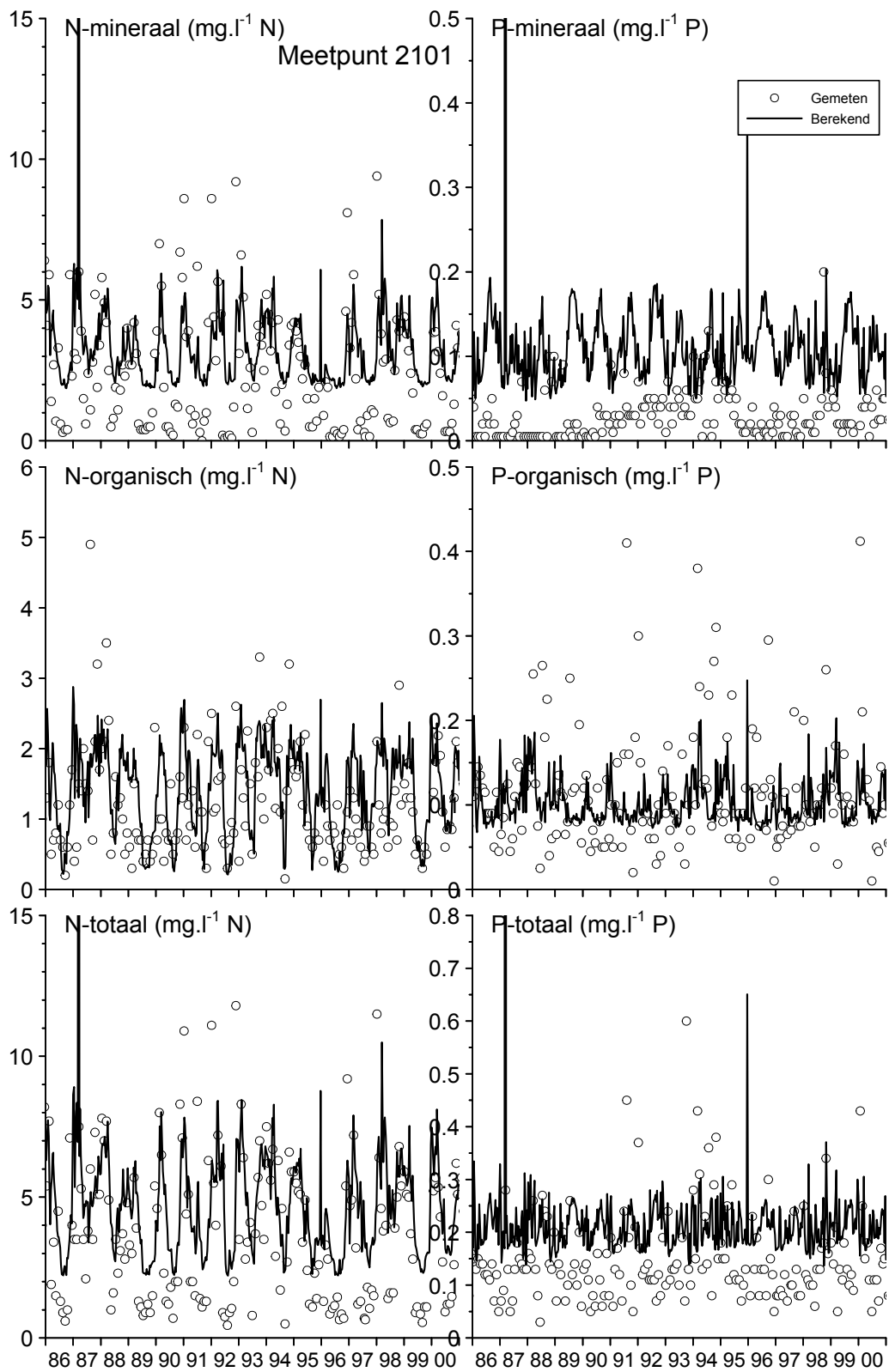


Figuur B3.1 Ligging van de PAWN-districten in Nederland en ligging van het stroomgebied van de Drentse Aa

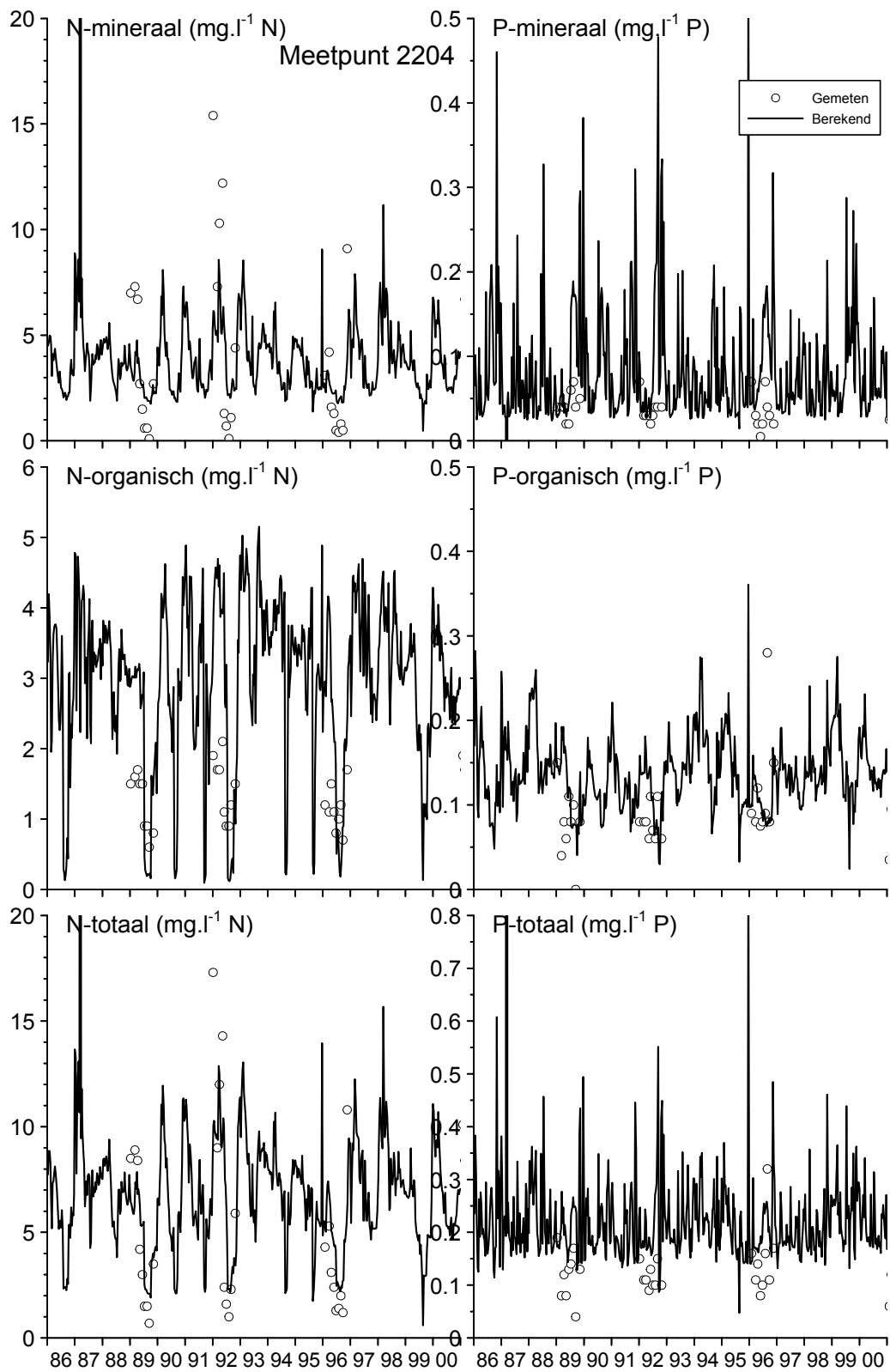
Representatieve STONE-plots liggende in het studiegebied de Drentse Aa waarvan de gegevens ten aanzien van bemesting, nutriëntenconcentraties in kwel- en infiltratiewater en atmosferische depositie zijn gebruikt.

Landgebruik- bodem combinatie	STONE plot
Gras-zand	820
Graz-veen	1254
Maïs-zand	586
Akkerbouw-zand	1000
Akkervouw-veen	802

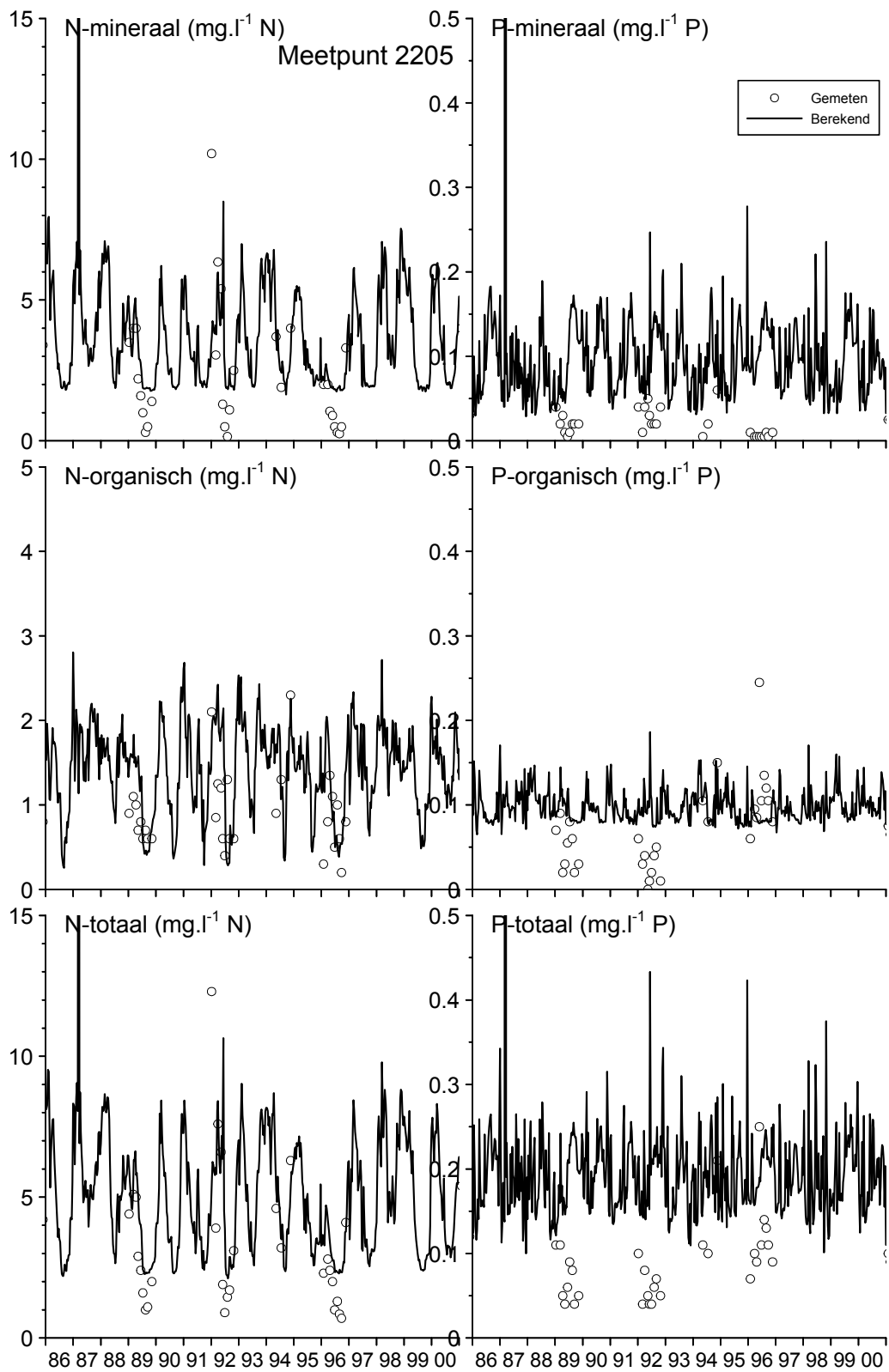
Bijlage 4 Resultaten van de waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem van het fase 2 modelsysteem



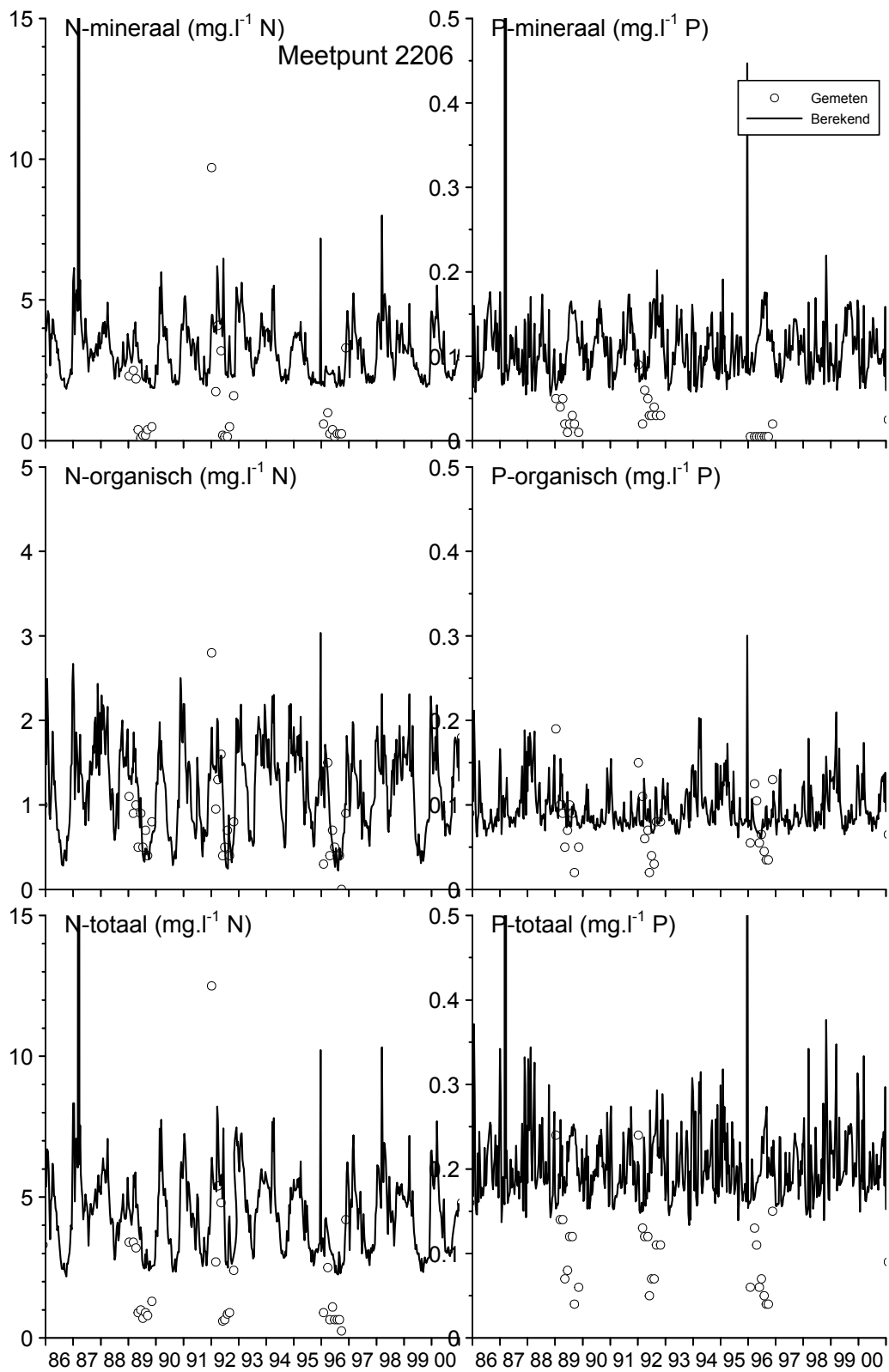
Figuur B4.1 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2101



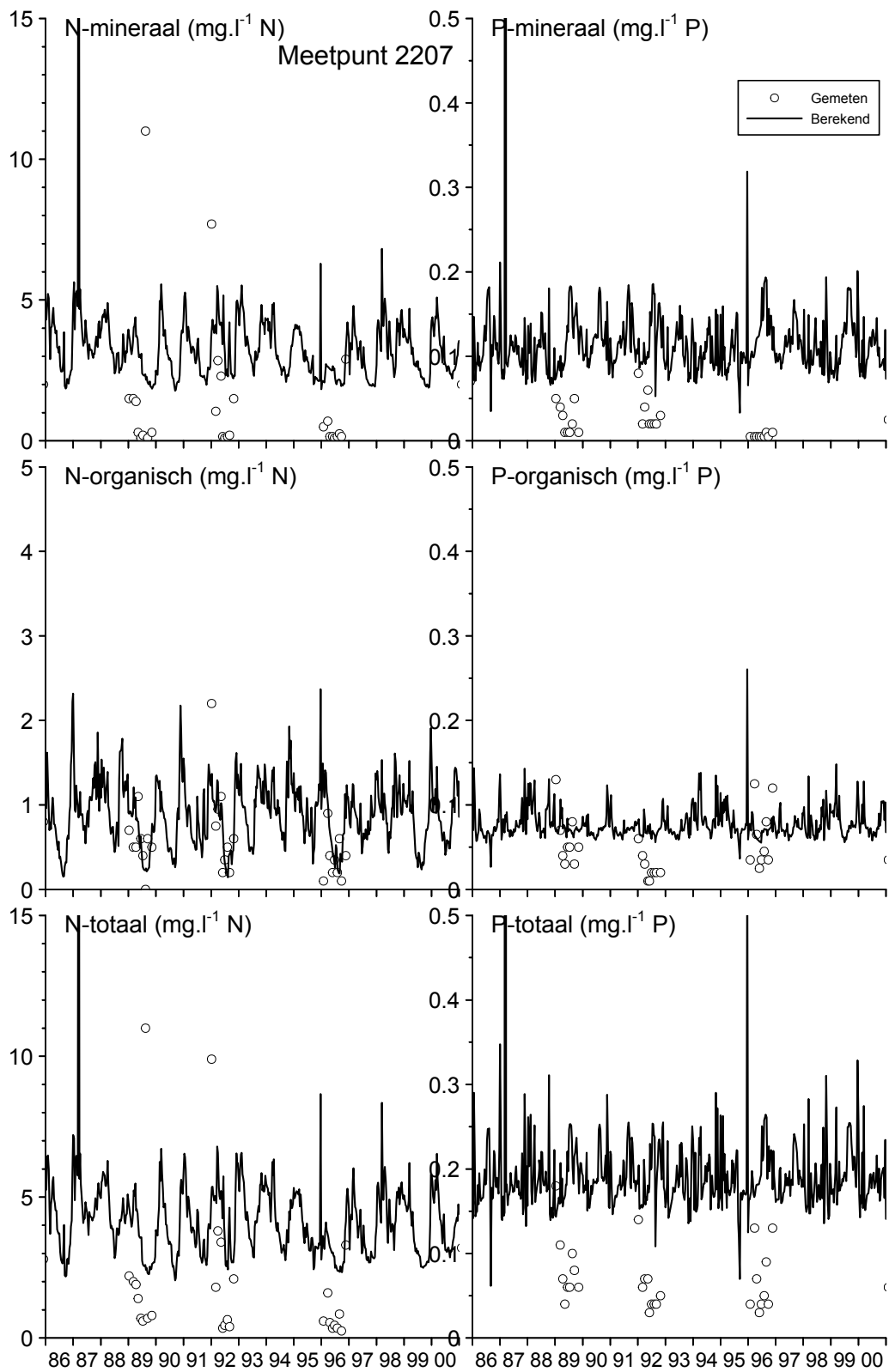
Figuur B4.2 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2204



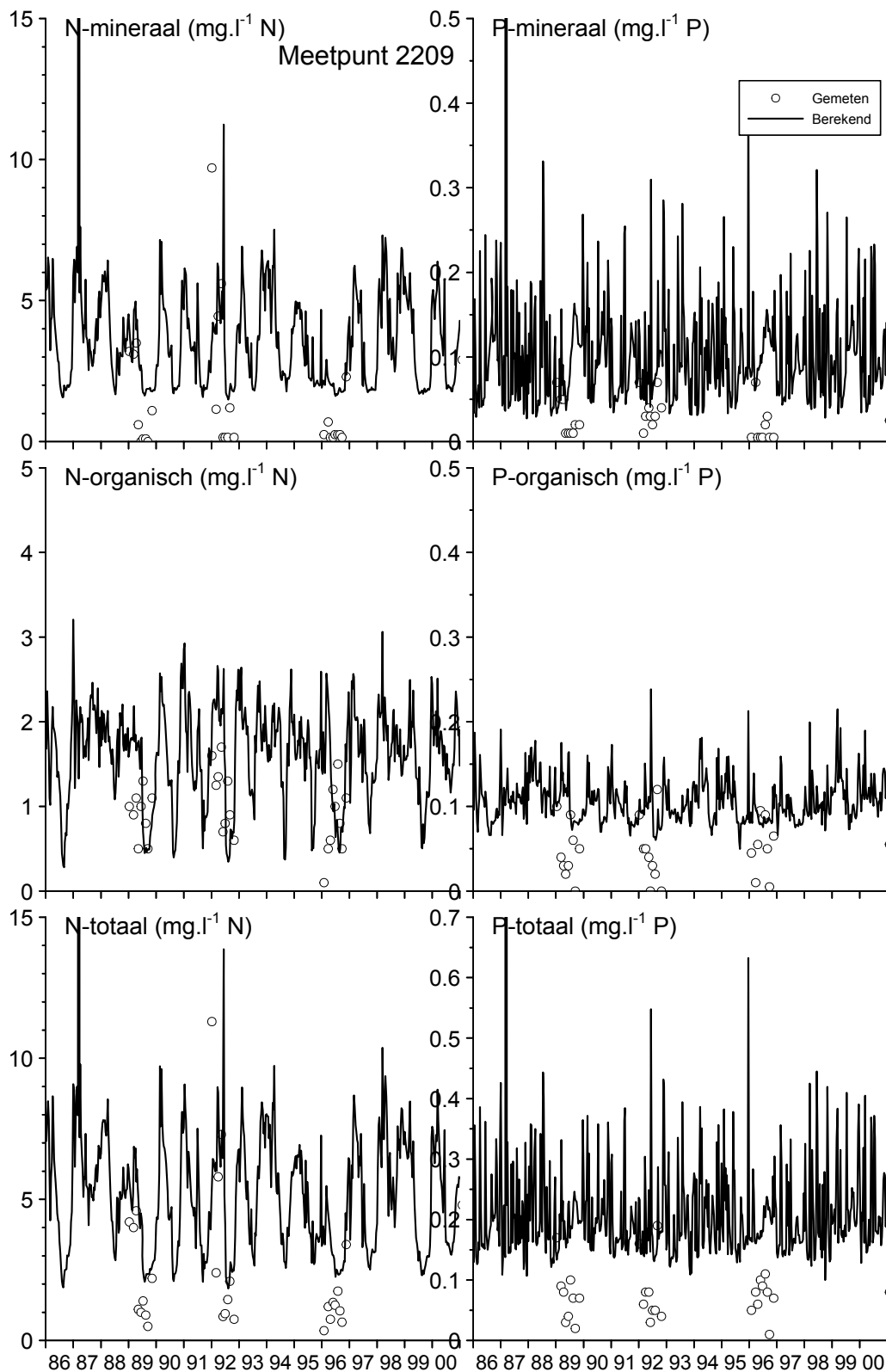
Figuur B4.3 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2205



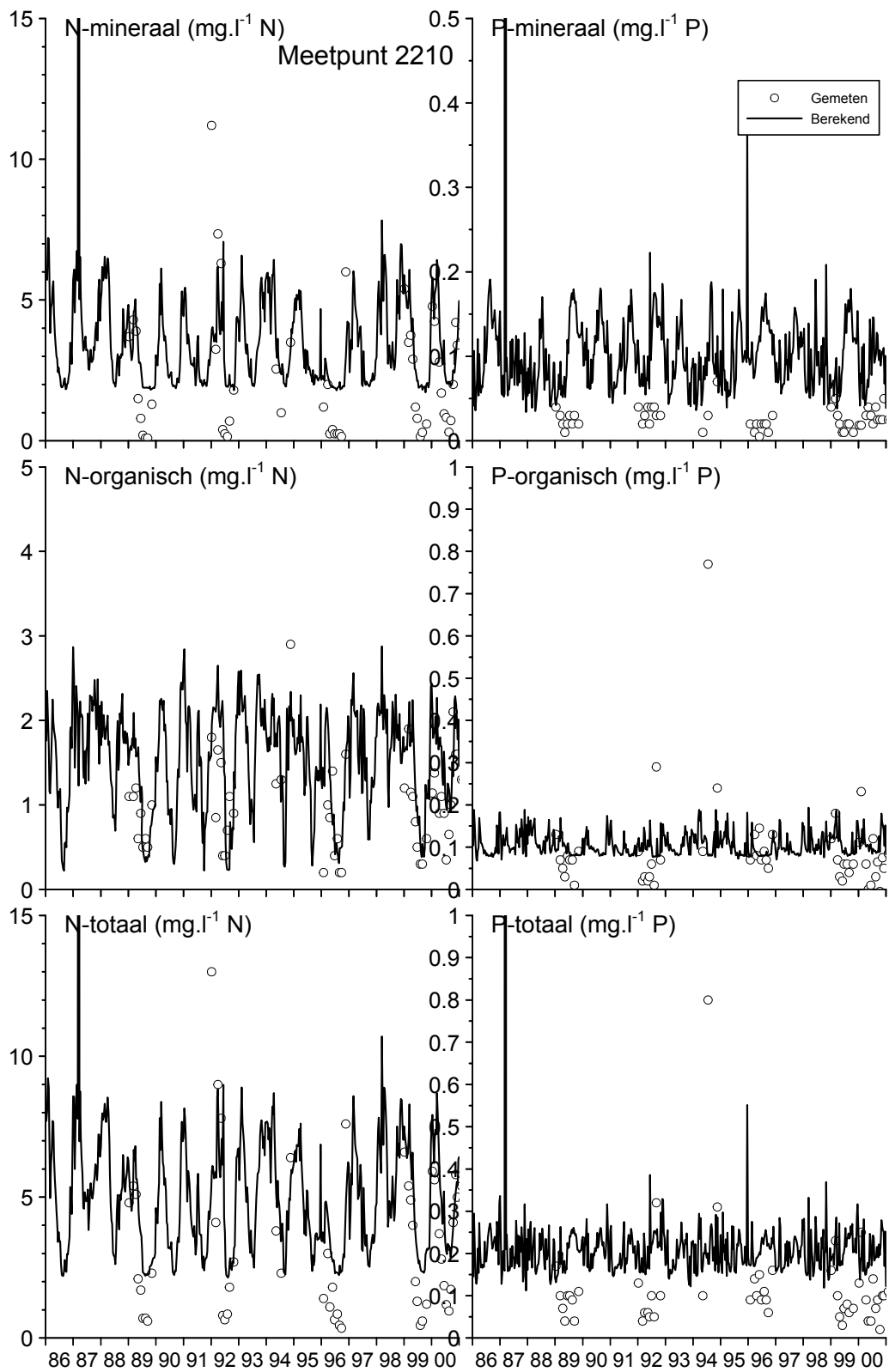
Figuur B4.4 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2206



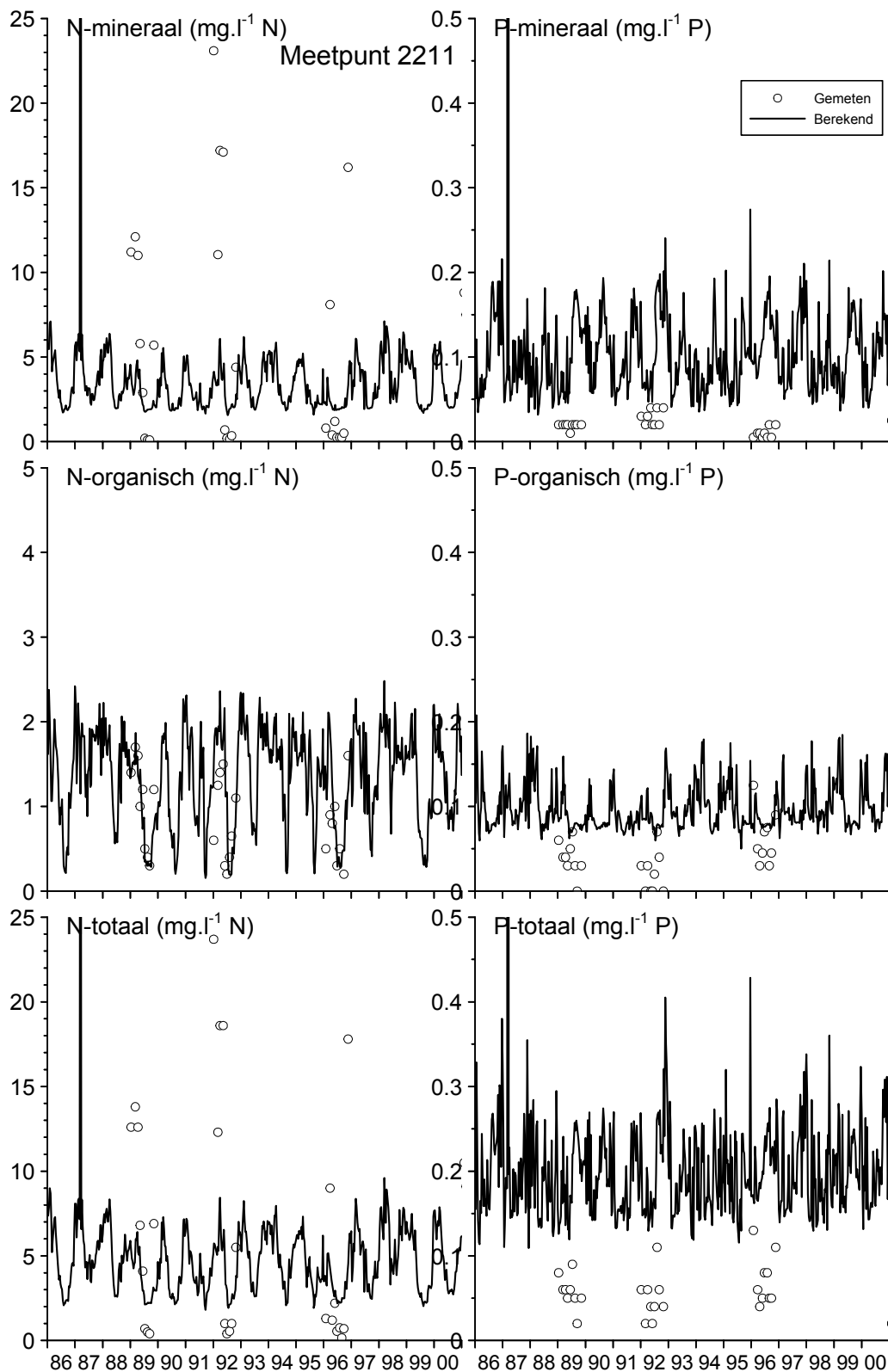
Figuur B4.5 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2207



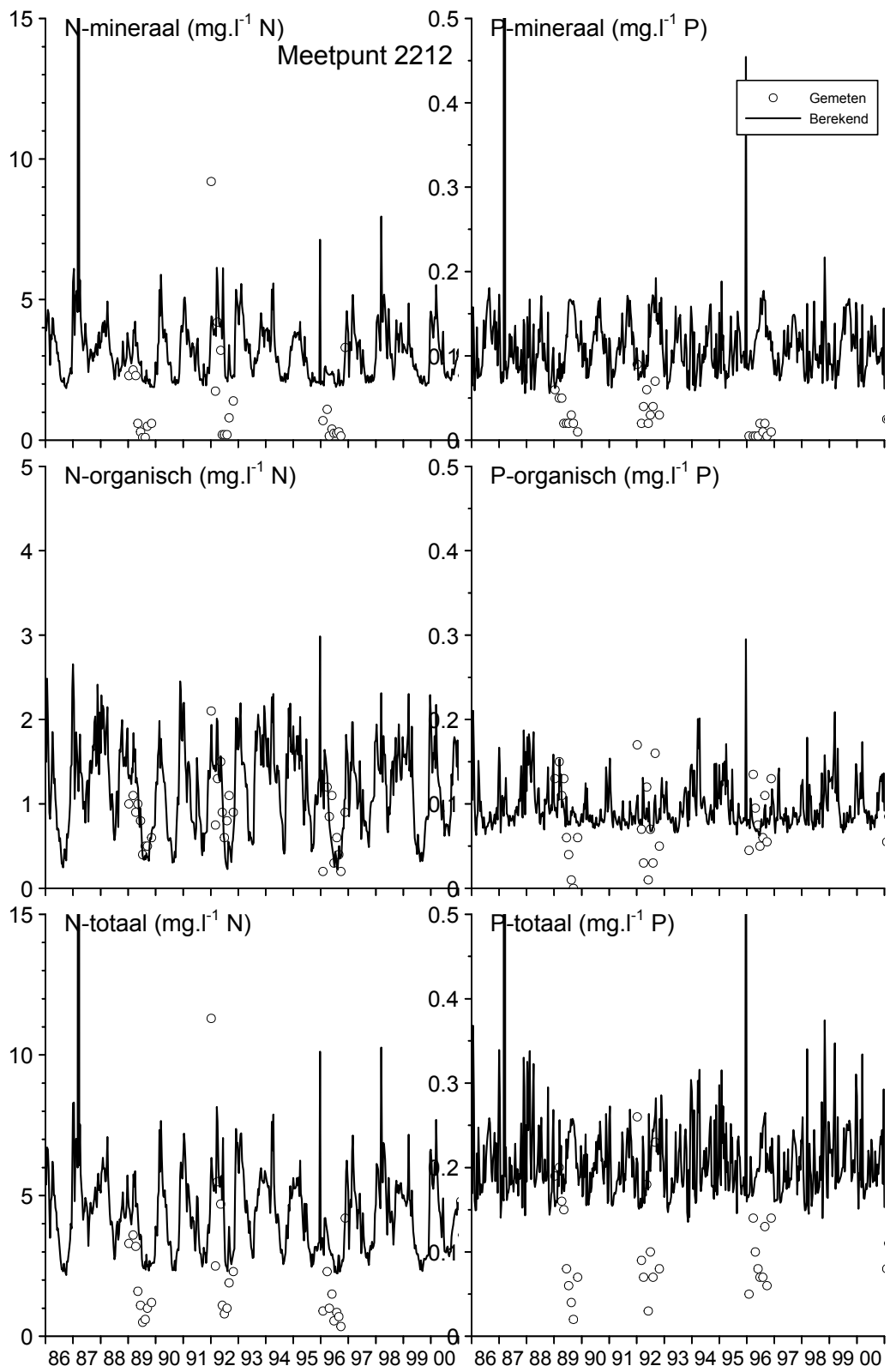
Figuur B4.6 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2209



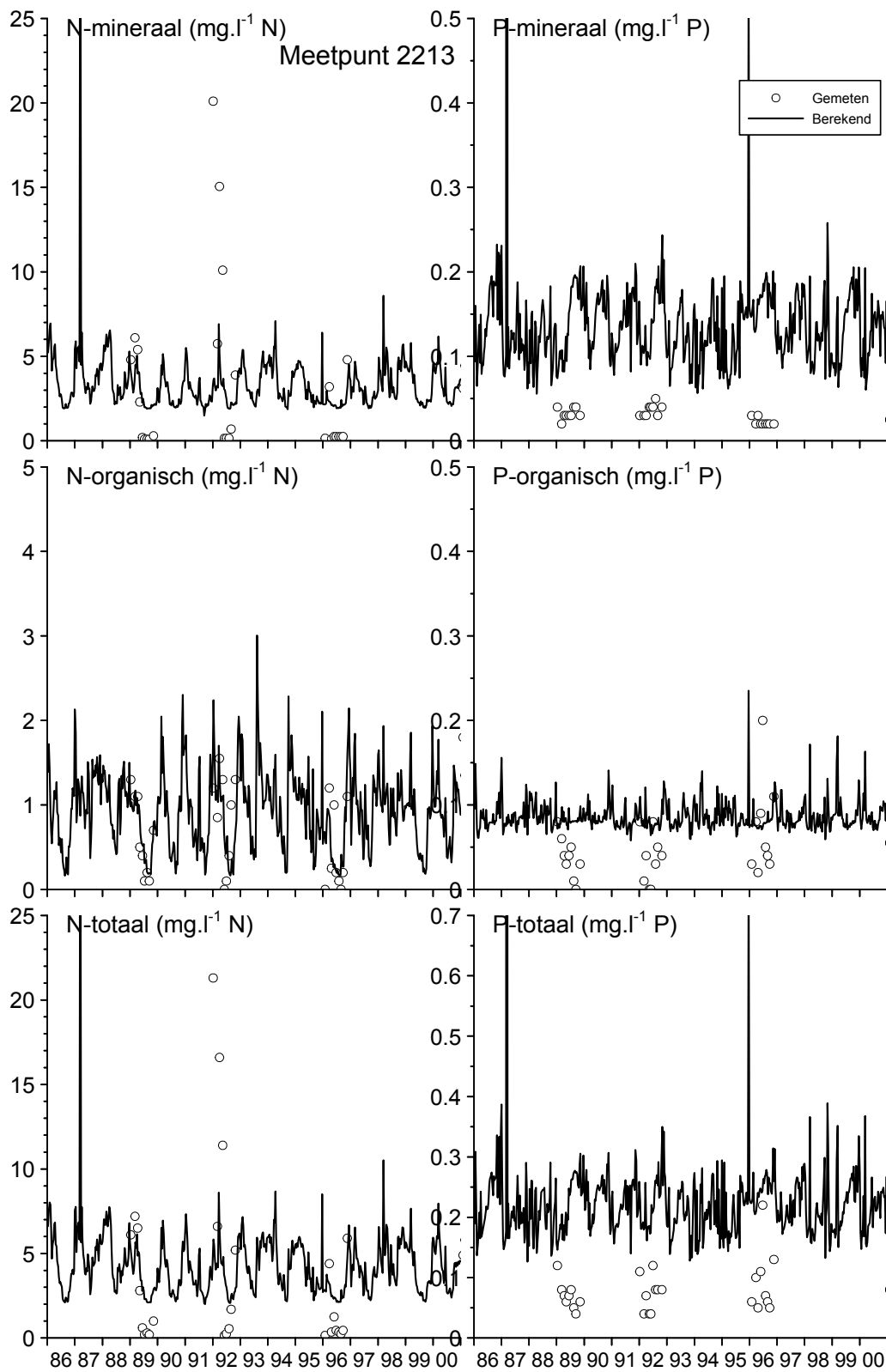
Figuur B4.7 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2210



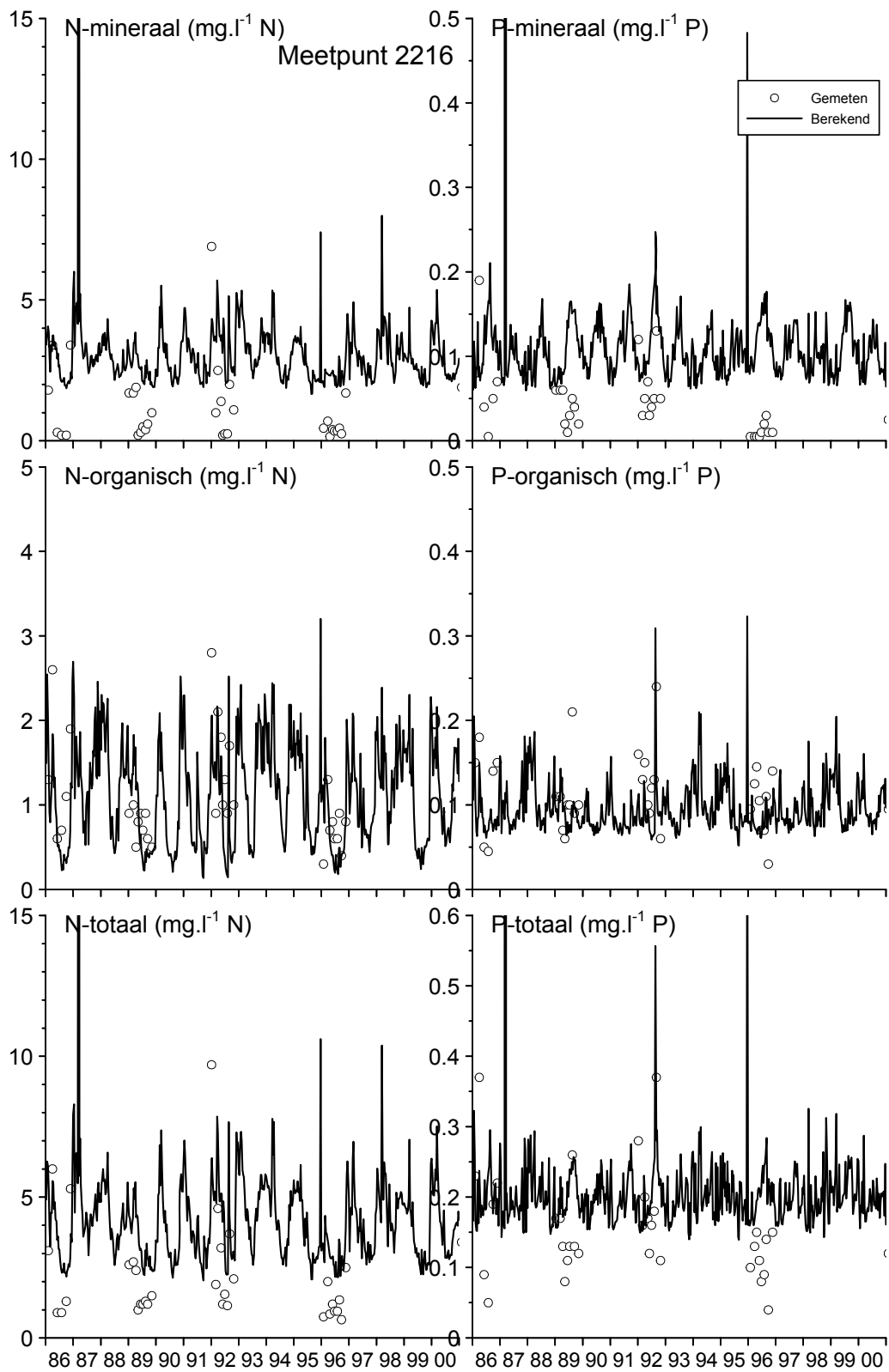
Figuur B4.8 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2211



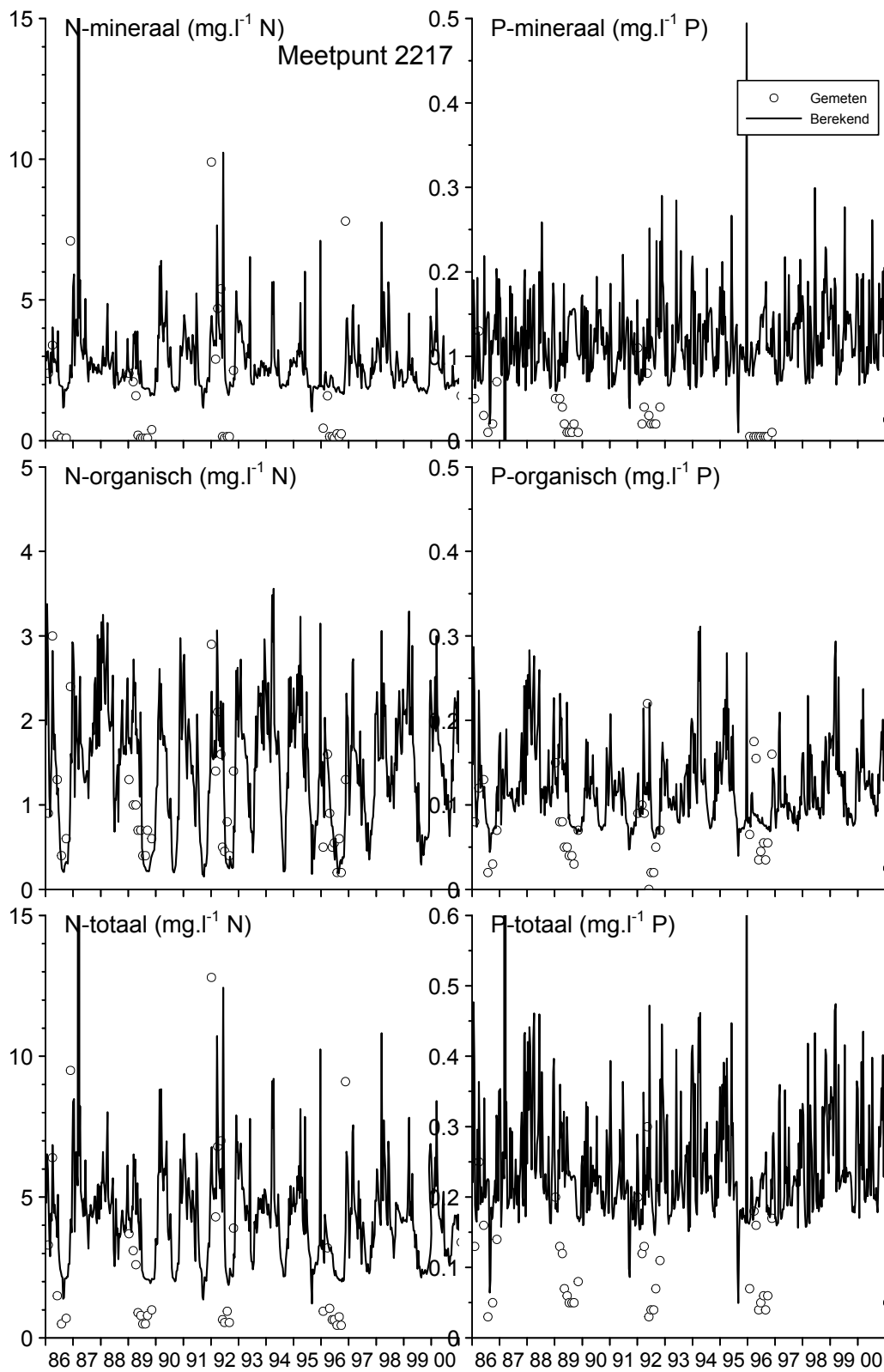
Figuur B4.9 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2212



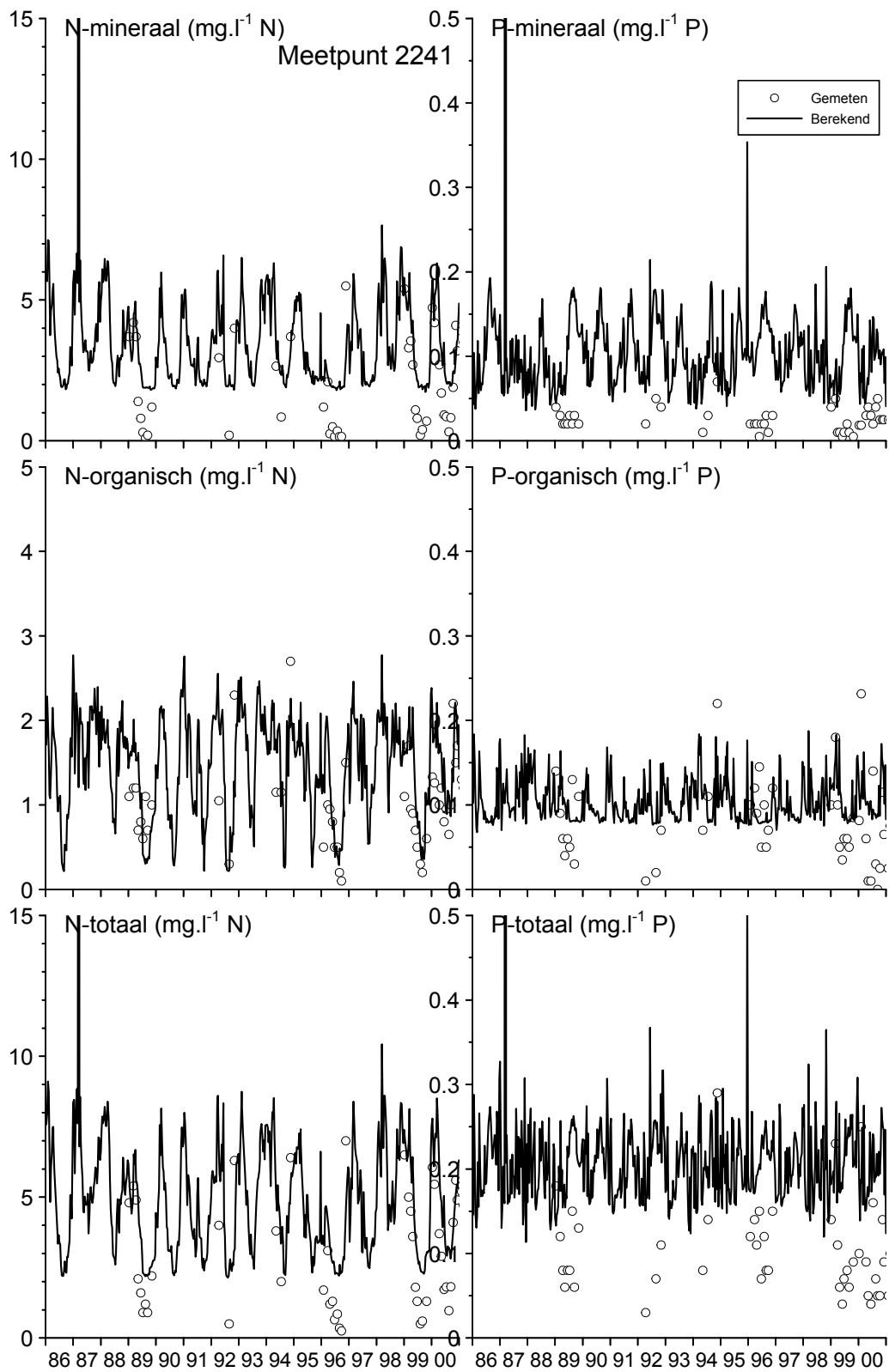
Figuur B4.10 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2213



Figuur B4.11 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2216

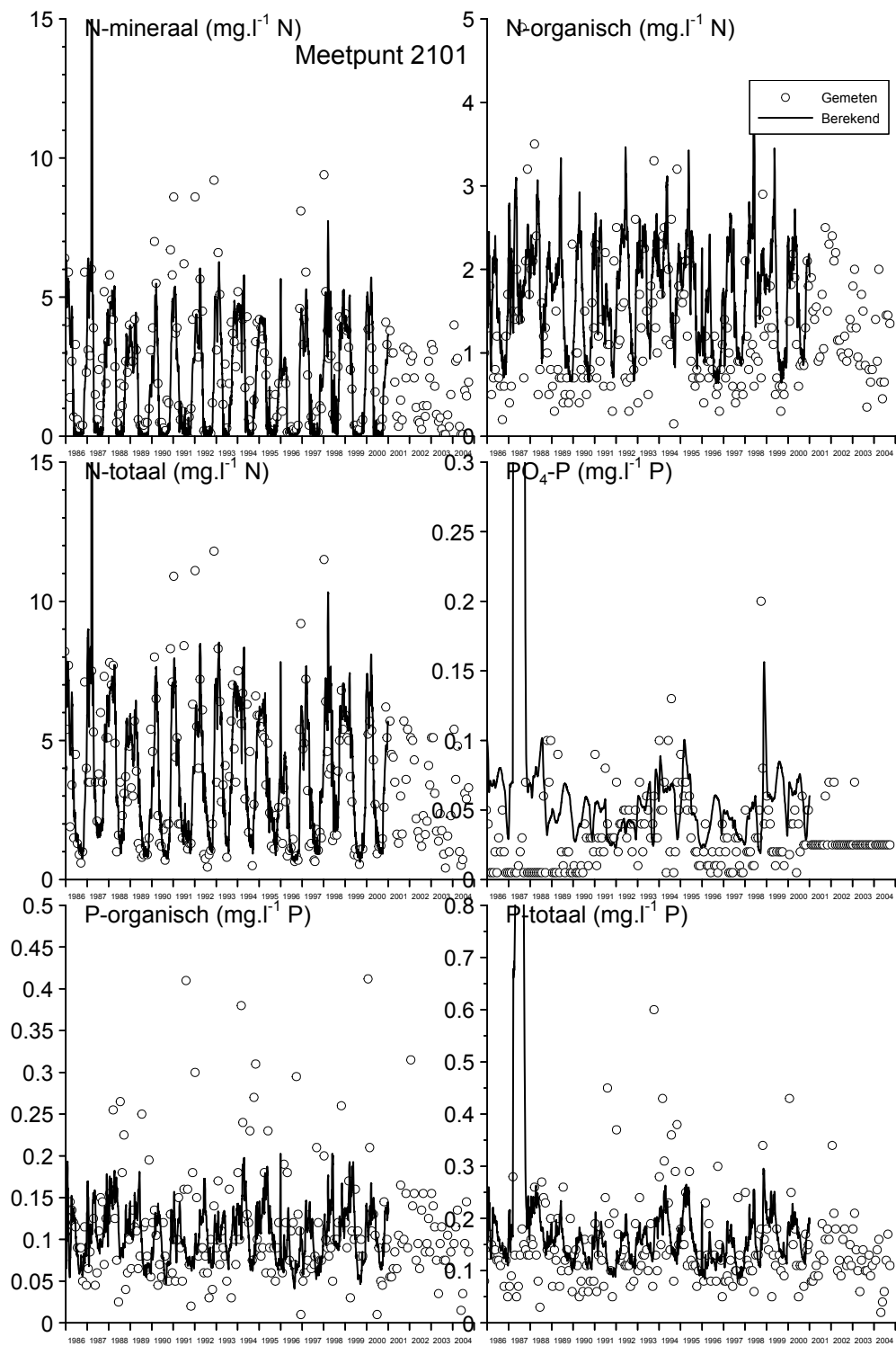


Figuur B4.12 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2217

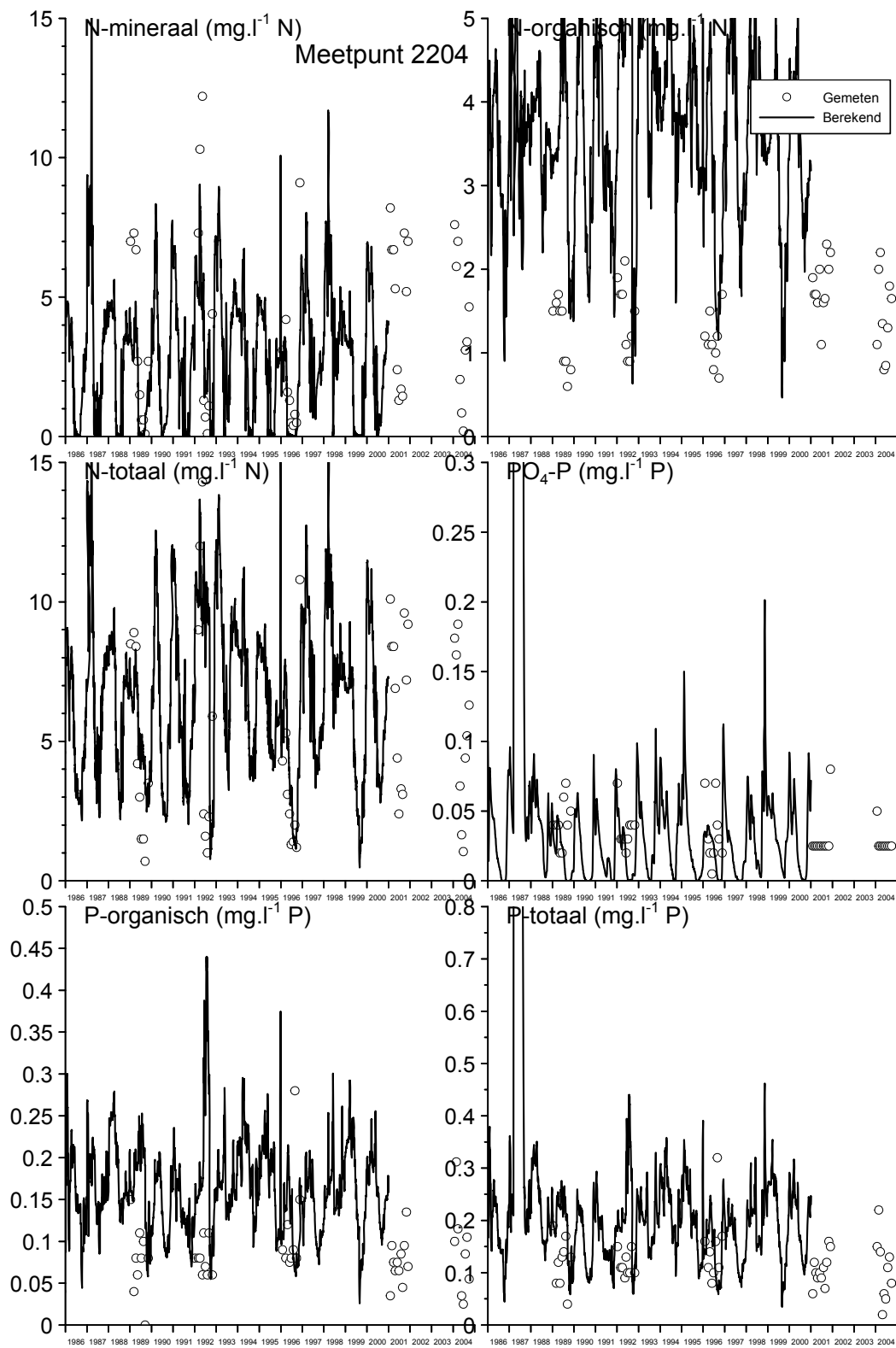


Figuur B4.13 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2241

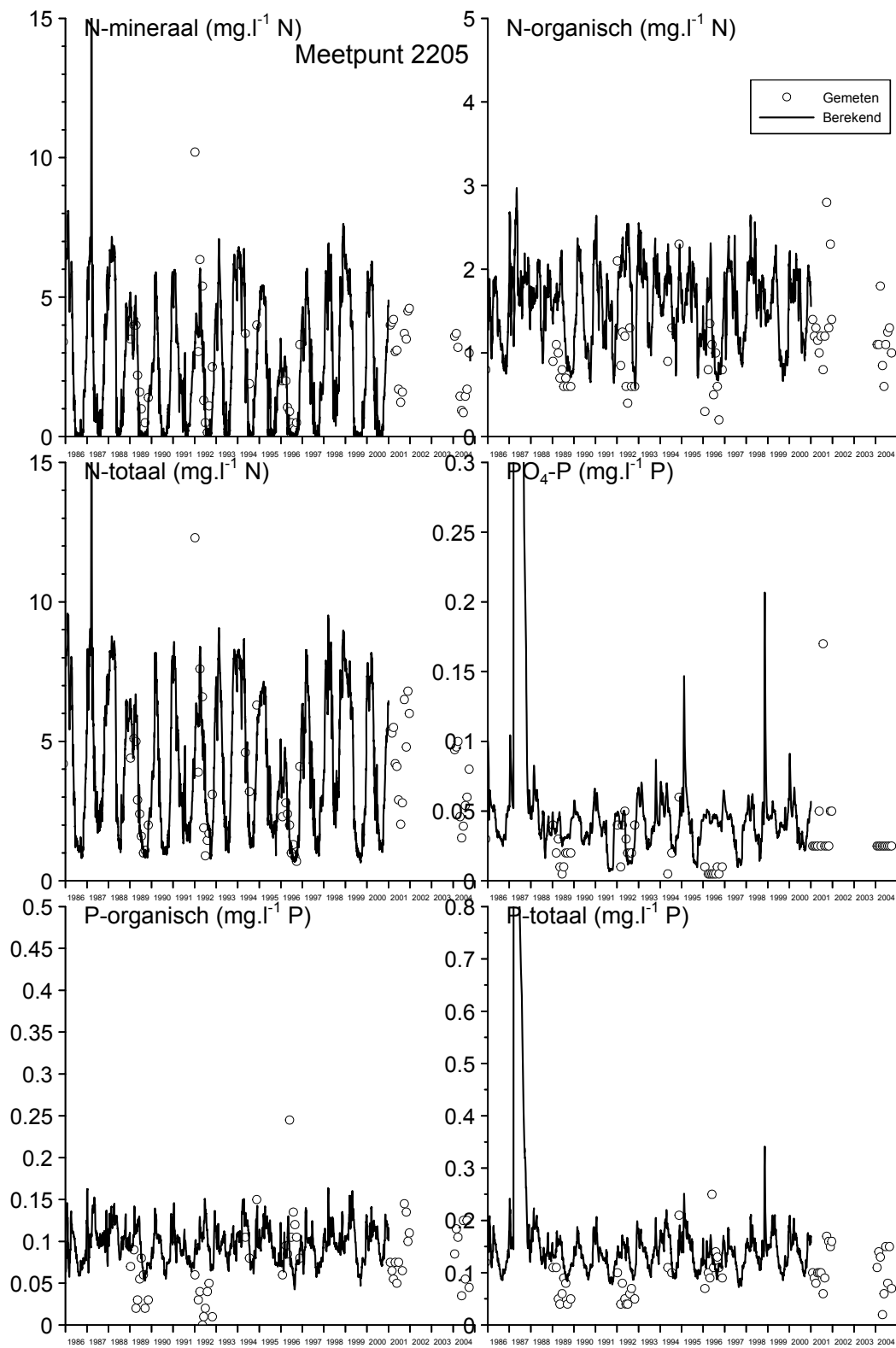
Bijlage 5 Resultaten van de waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem van het fase 2 modelsysteem



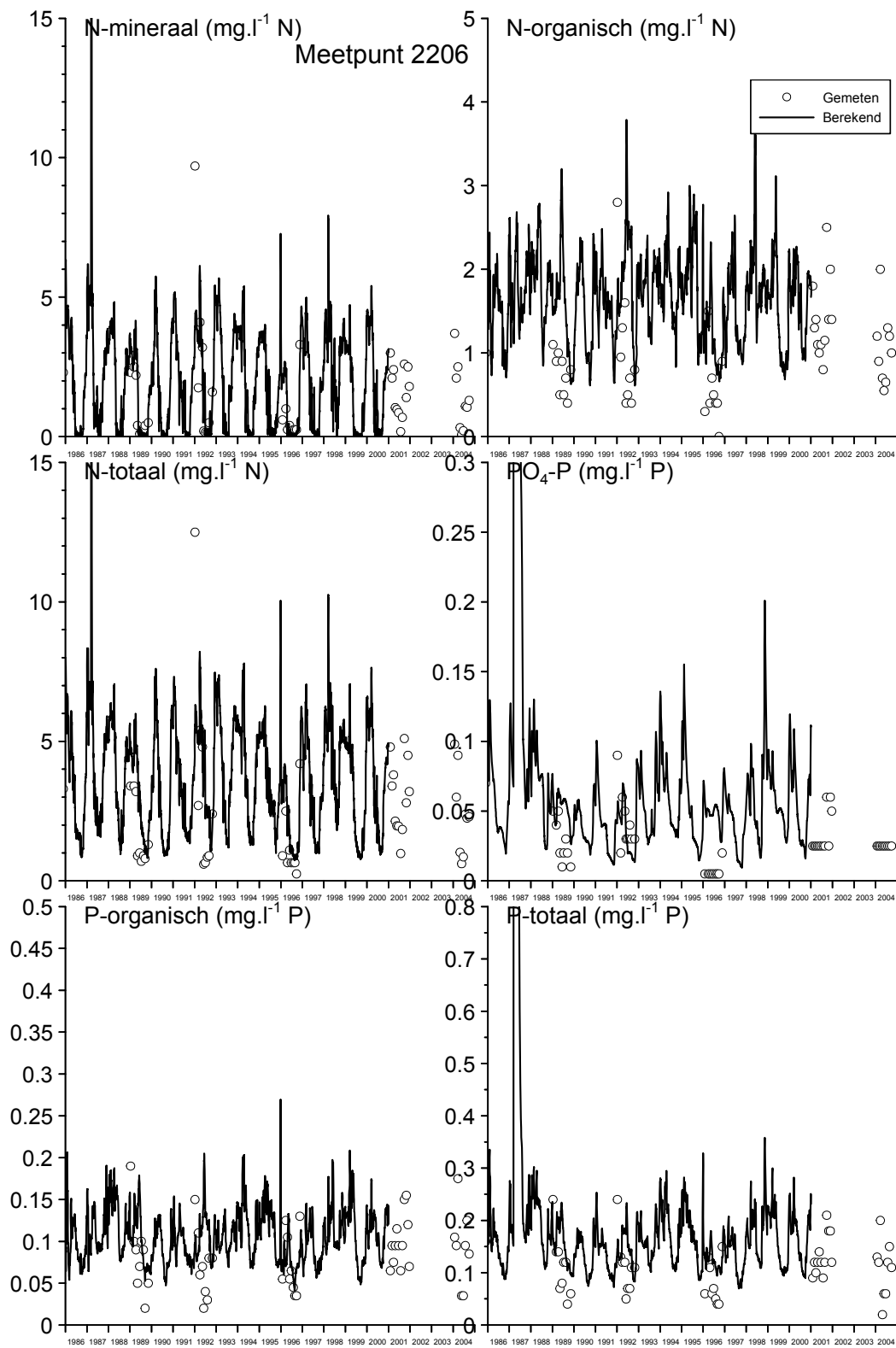
Figuur B5.1 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2101



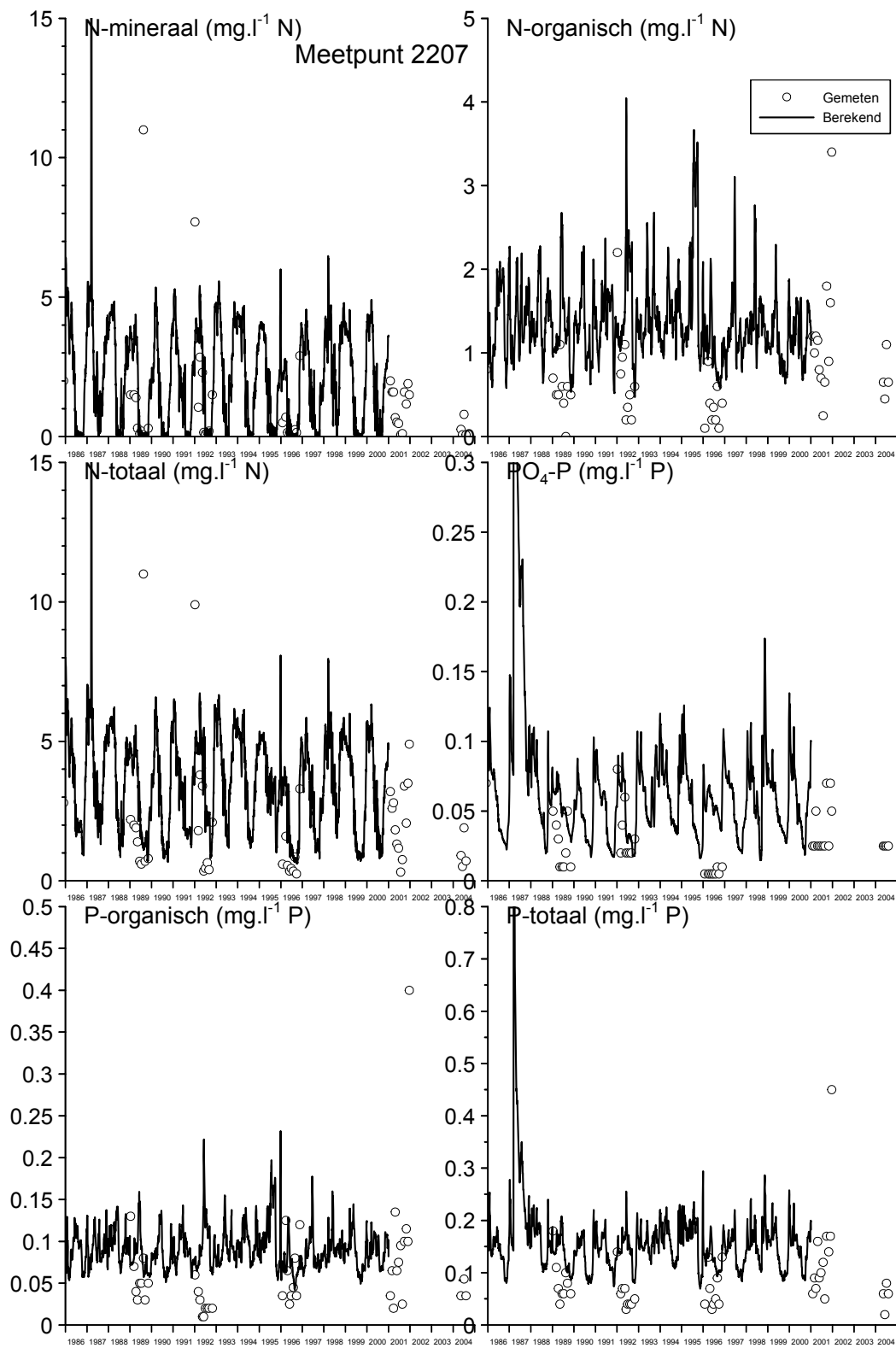
Figuur B5.2 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2204



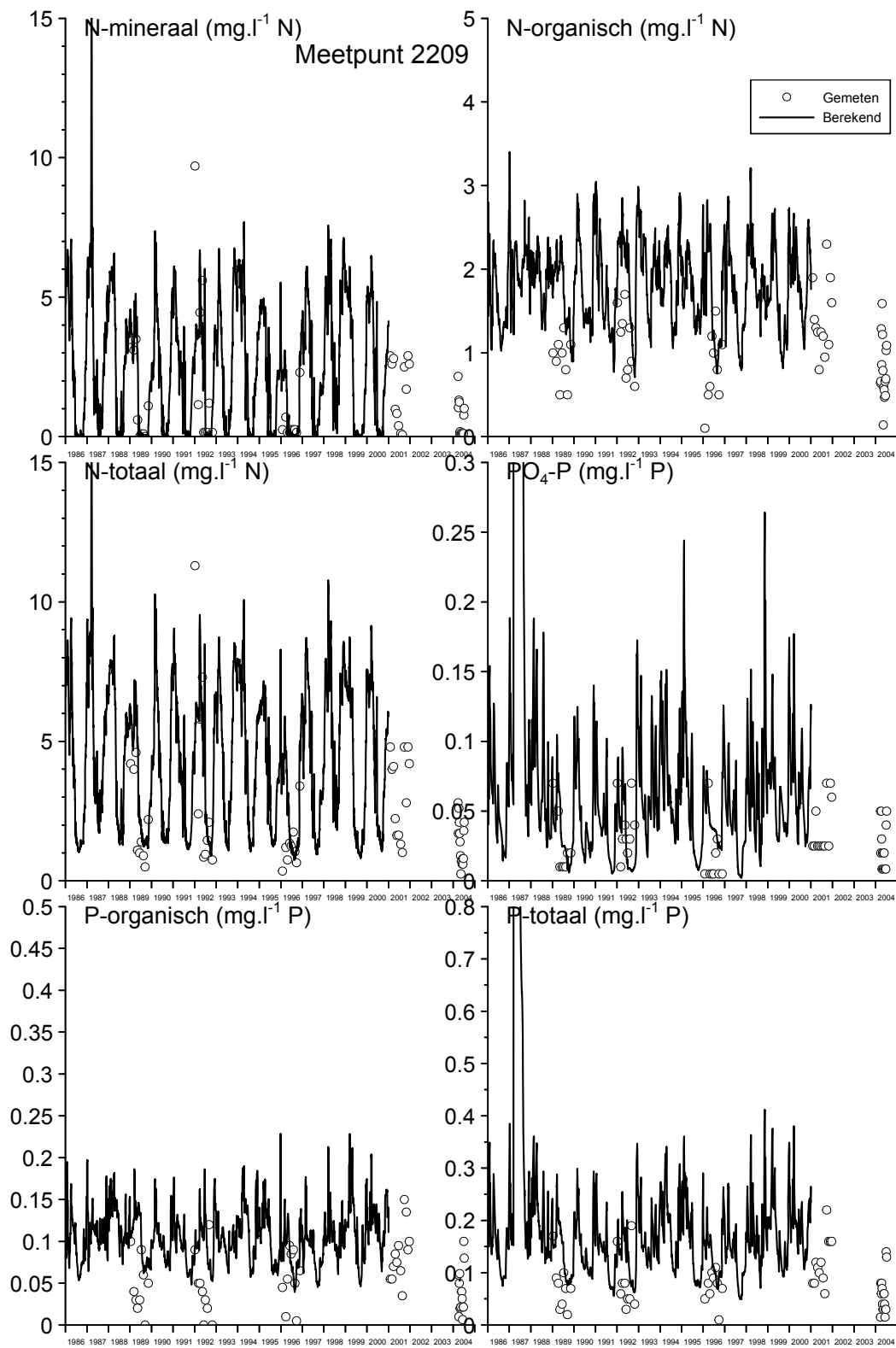
Figuur B5.3 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2205



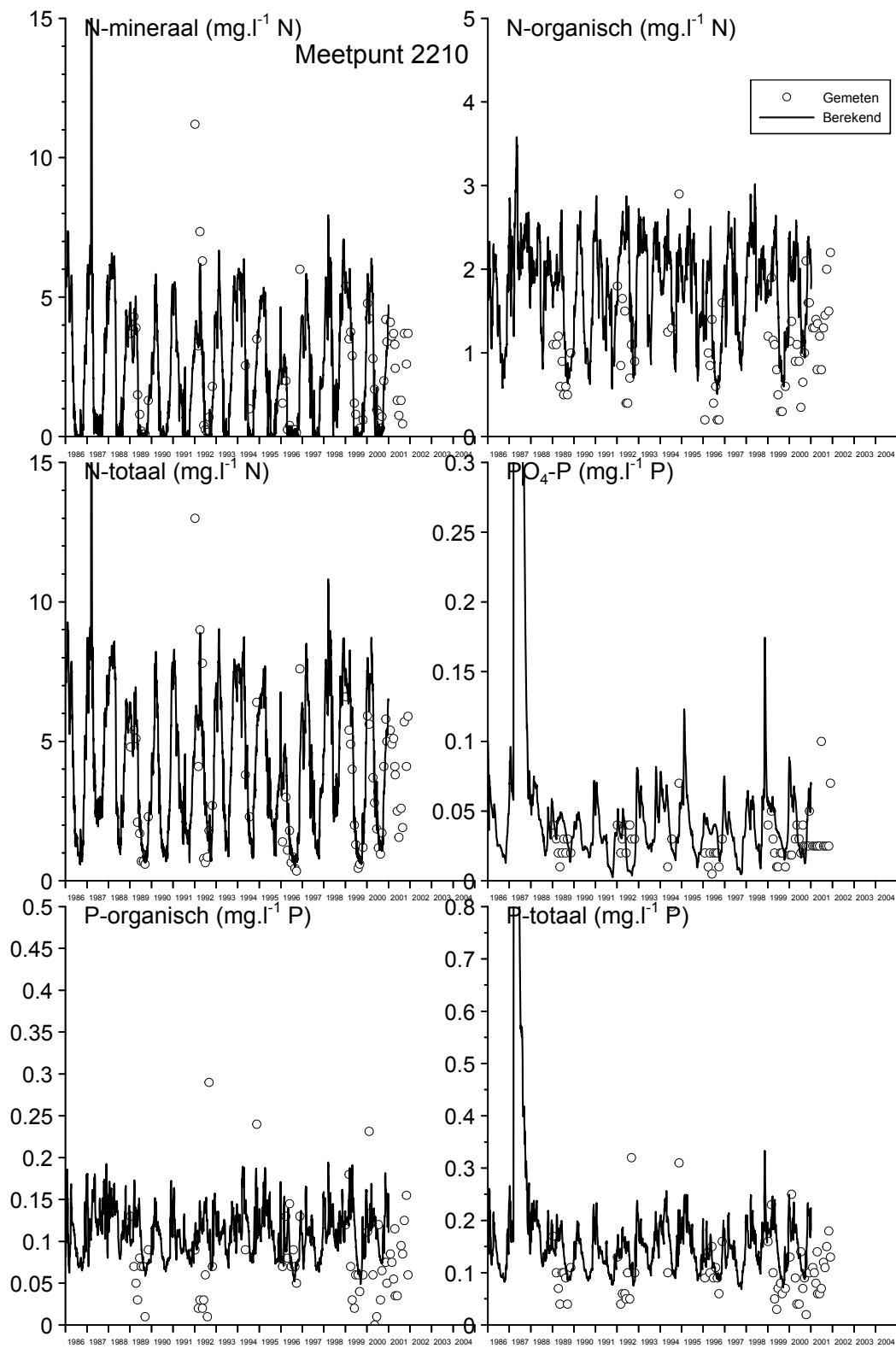
Figuur B5.4 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2206



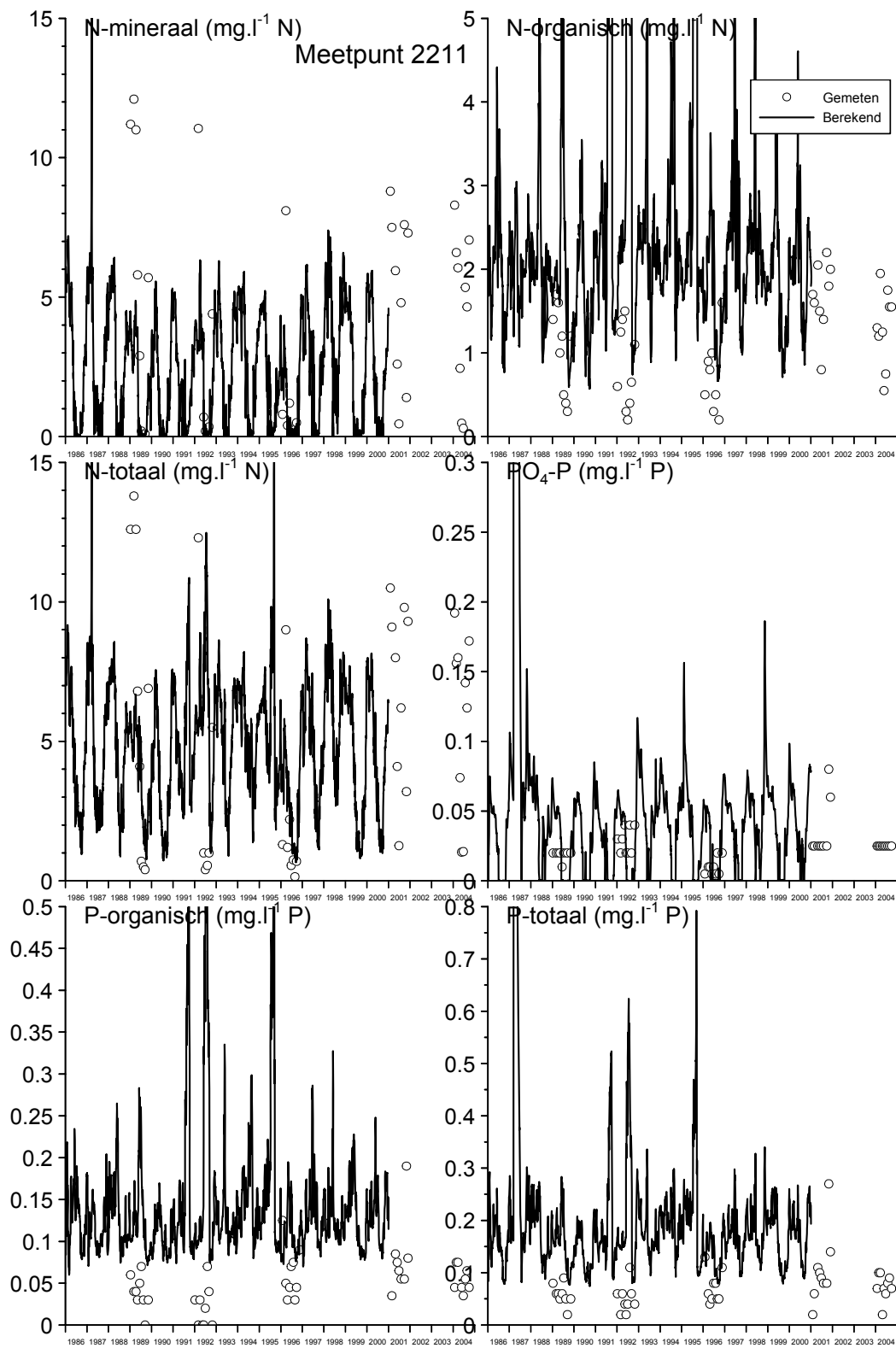
Figuur B5.5 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2207



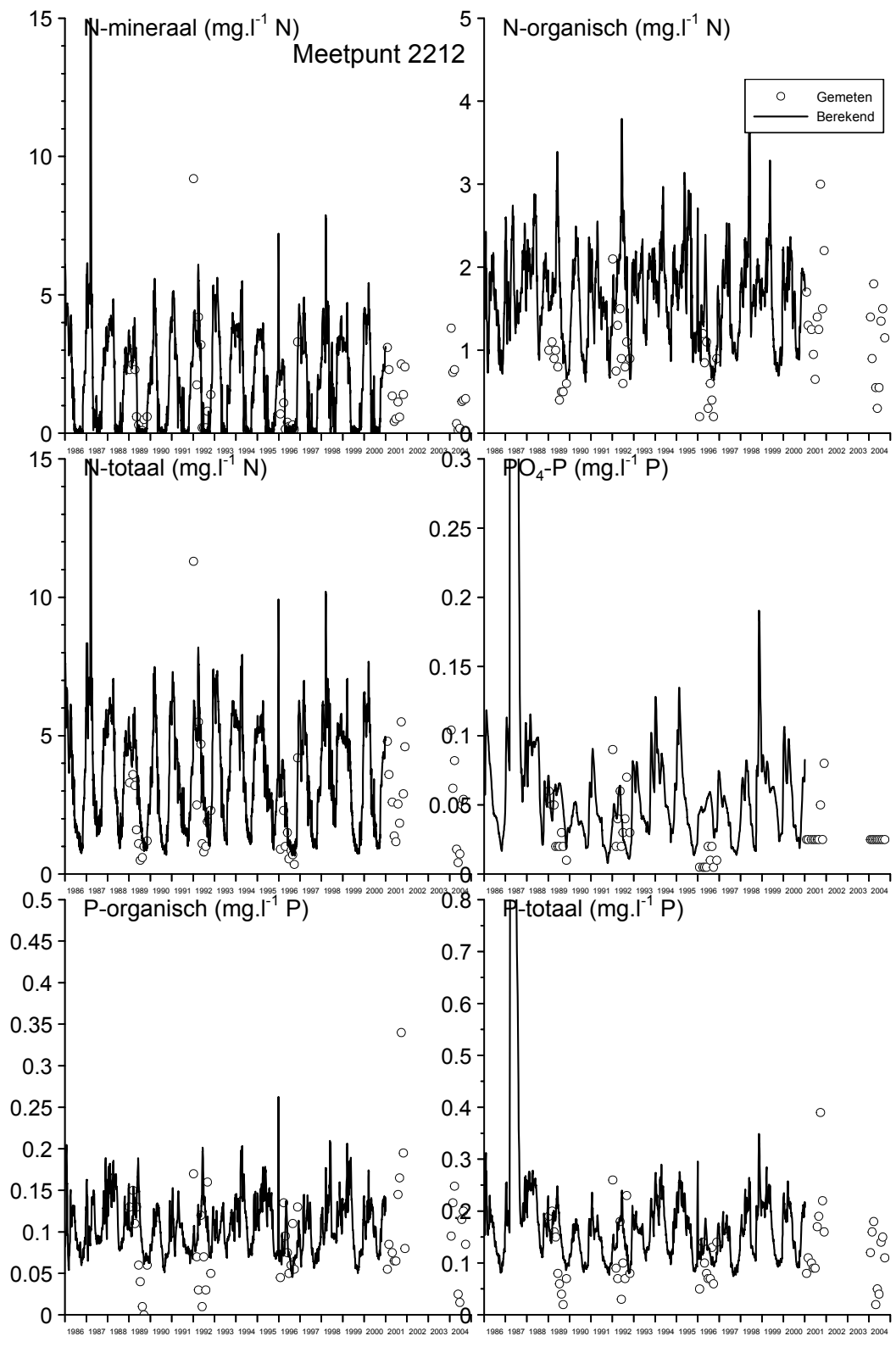
Figuur B5.6 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2209



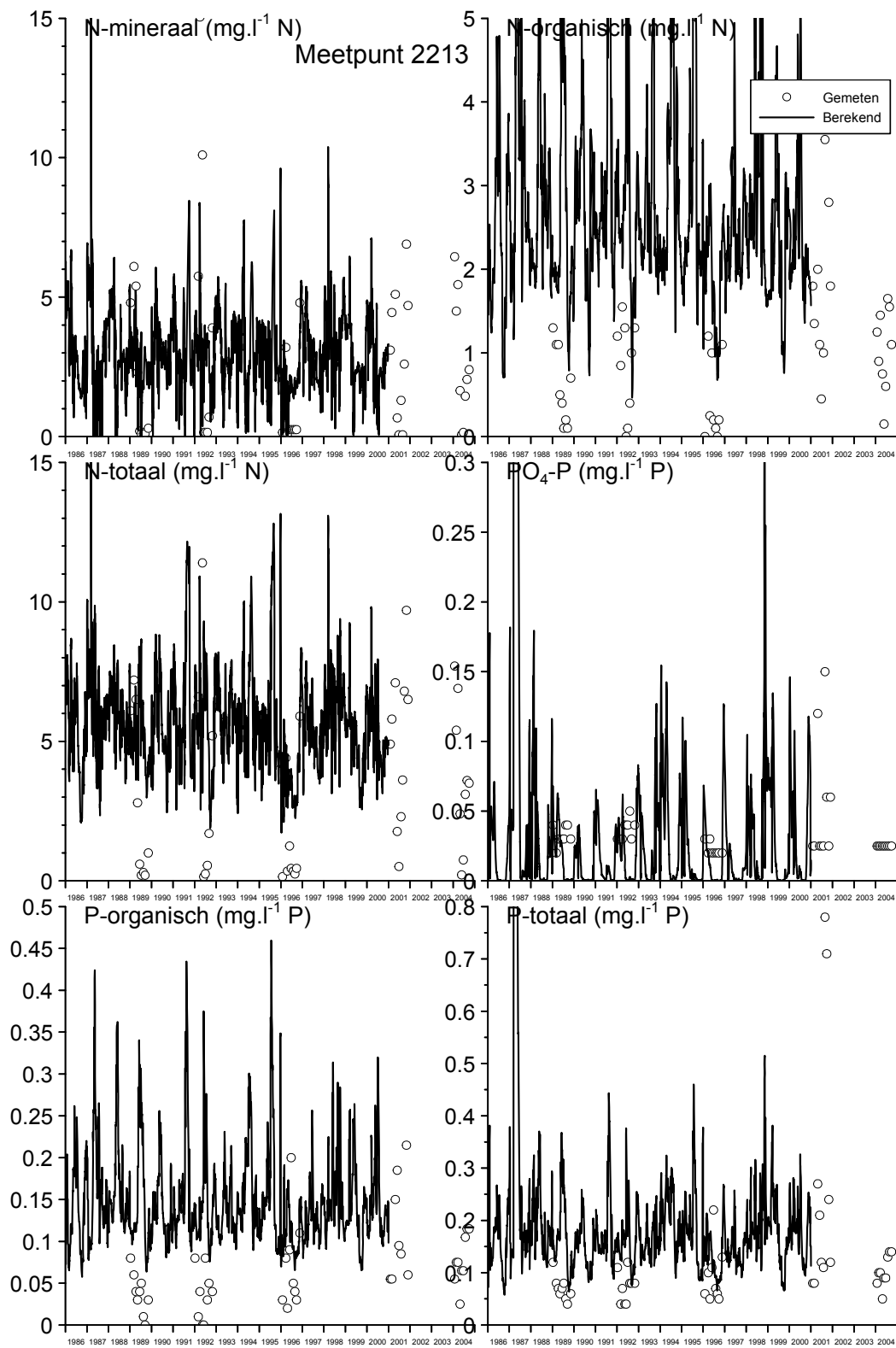
Figuur B5.7 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2210



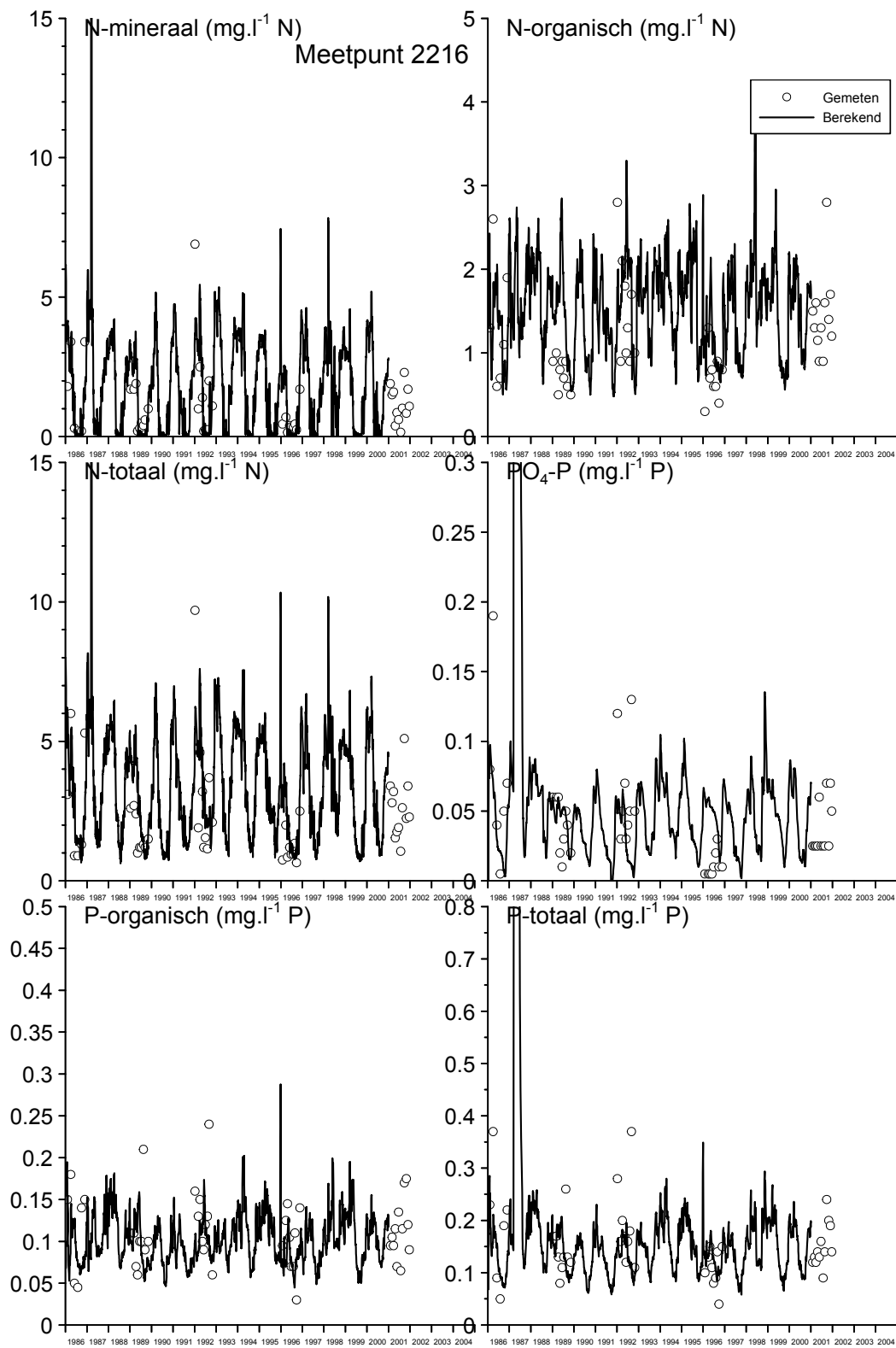
Figuur B5.8 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2211



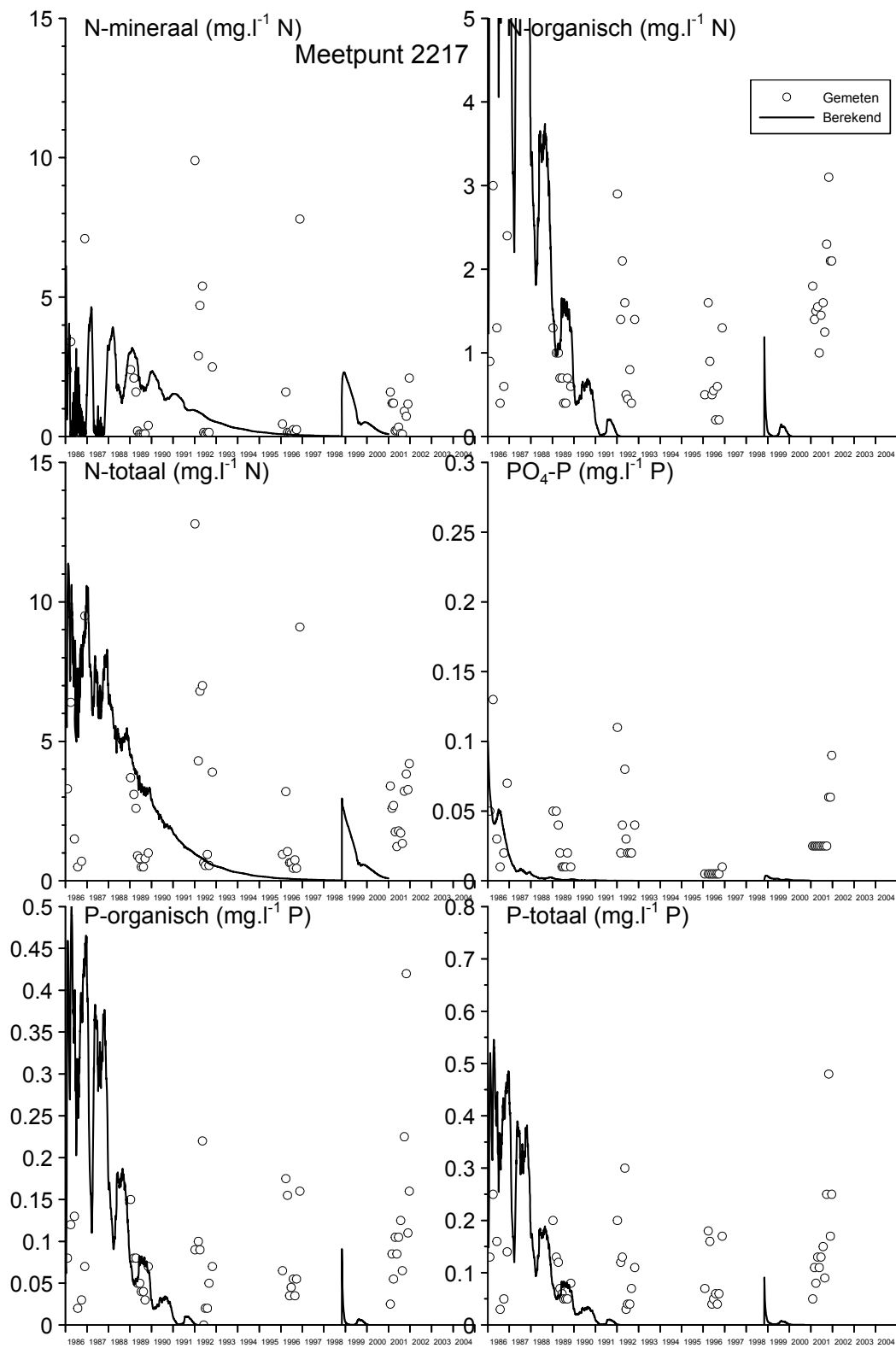
Figuur B5.9 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2212



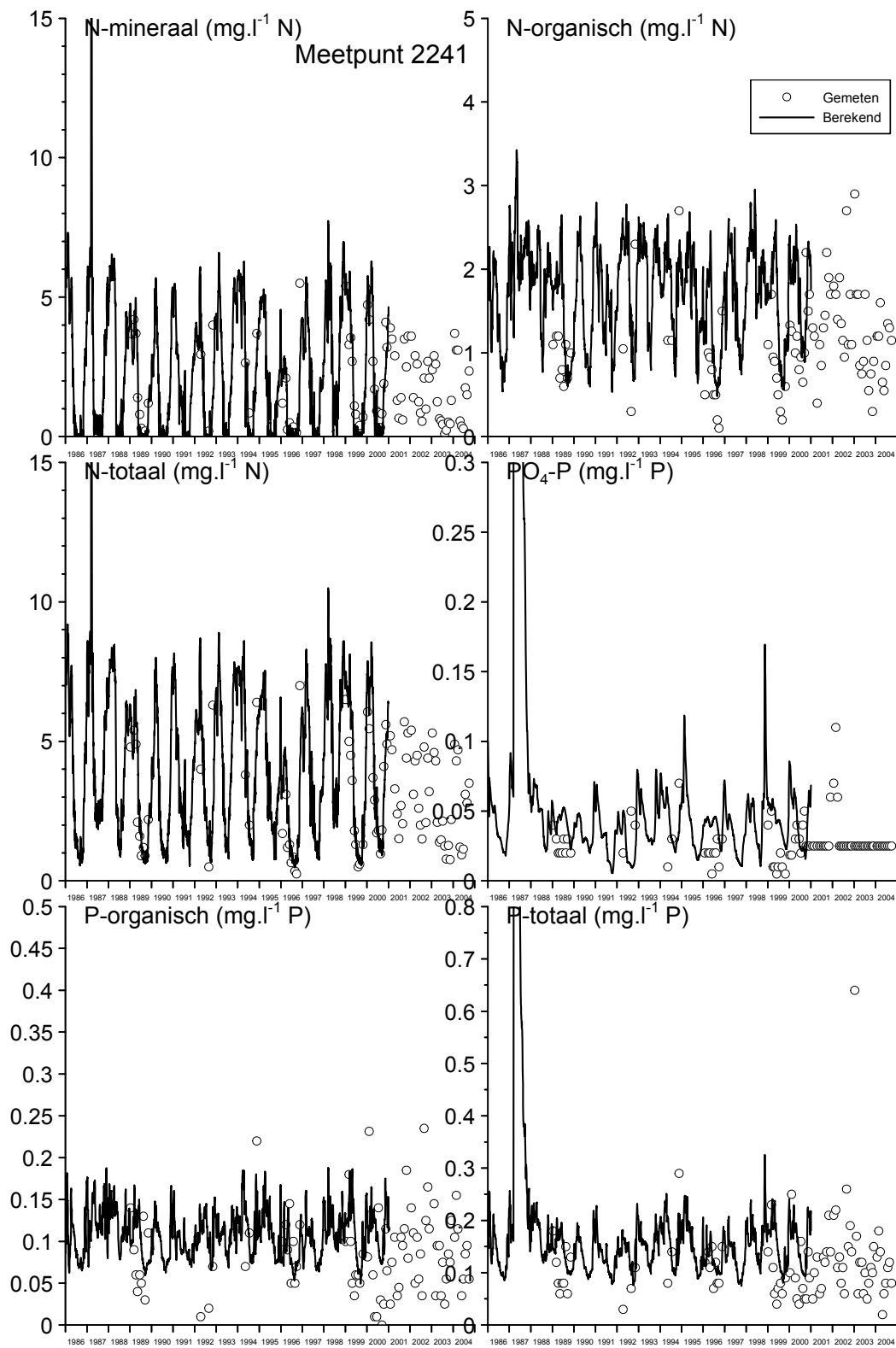
Figuur B5.10 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2213



Figuur B5.11 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2216



Figuur B5.12 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2217



Figuur B5.13 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2241