



# Nutriëntenhuishouding in de bodem en het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard

Bronnen, routes en sturingsmogelijkheden

L.P.A. van Gerven, B. van der Grift, R.F.A. Hendriks, H.M. Mulder en T.P. van Tol-Leenders

Alterra-rapport 2220, ISSN 1566-7197  
Reeks Monitoring Stroomgebieden 25-III





---

Nutriëntenhuishouding in de bodem en het  
oppervlaktewater van de Krimpenerwaard

---

---

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de ministeries van EL&I en I&M'  
Projectcode BO-12.07-009-005

---

---

# Nutriëntenhuishouding in de bodem en het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard

Bronnen, routes en sturingsmogelijkheden

L.P.A. van Gerven<sup>1</sup>, B. van der Grift<sup>2</sup>, R.F.A. Hendriks<sup>1</sup>, H.M. Mulder<sup>1</sup> en T.P. van Tol-Leenders<sup>1</sup>

1 Alterra Wageningen UR

2 Deltares

**Alterra-rapport 2220**  
**Reeks Monitoring Stroomgebieden 25-III**

Alterra, onderdeel van Wageningen UR  
Wageningen, 2011

## Referaat

Gerven, L.P.A. van, B. van der Grift, R.F.A. Hendriks, H.M. Mulder en T.P. van Tol – Leenders, 2011. *Nutriëntenhuishouding in de bodem en het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard. Bronnen, routes en sturingsmogelijkheden*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2220. 140 blz.; 82 fig.; 27 tab.; 54 ref.

In het project Monitoring Stroomgebieden zijn de afgelopen acht jaar vier stroomgebieden intensief bemeten en gemodelleerd met als hoofddoel de invloed van het mestbeleid op de oppervlaktewaterkwaliteit te kwantificeren en te onderzoeken hoe kan worden gestuurd op schoon water. Dit rapport beschrijft de eindresultaten van één van de onderzochte stroomgebieden, de veenweidepolder de Krimpenerwaard. De oppervlaktewaterkwaliteit in de Krimpenerwaard wordt bepaald door de afzonderlijke woorden in het woord 'veenweidepolder'; het 'veen' - de afbraak daarvan - en de 'weide' - de bemesting daarvan - zorgen samen voor ongeveer 80% van de totale nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater en dragen hier ongeveer in gelijke mate aan bij, terwijl het 'polder'-aspect impliceert dat de inlaat van gebiedsvreemd water in de zomer de derde belangrijke nutriëntenbron is. Voor de oppervlaktewaterkwaliteit is in de Krimpenerwaard fosfor een probleem met zomerconcentraties die ver boven de KRW-norm liggen. In dit rapport wordt ondermeer uitgelegd hoe dit komt en wat hieraan kan worden gedaan.

Trefwoorden: fosfor, grondwaterkwaliteit, inlaatwater, interne eutrofiëring, Kaderrichtlijn Water (KRW), nutriënten, oppervlaktewaterkwaliteit, sulfaat, Veenweidepolder, waterbodestikstof

ISSN 1566-7197

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

© 2011 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek)  
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; [info.alterra@wur.nl](mailto:info.alterra@wur.nl)

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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

**Alterra-rapport 2220**  
**Reeks Monitoring Stroomgebieden 25-III**

Wageningen, oktober 2011

# Inhoud

|   |    |
|---|----|
| Woord vooraf  | 7  |
| Samenvatting  | 9  |
| 1 Inleiding   | 11 |
| 1.1 Aanleiding en doel  | 11 |
| 1.2 Project aanpak  | 11 |
| 1.3 Doel van dit rapport  | 13 |
| 1.4 Leeswijzer  | 13 |
| 2 Veeweidepolder de Krimpenerwaard  | 15 |
| 2.1 Beschrijving van het gebied   | 15 |
| 2.2 Kenschets van het gebied  | 16 |
| 2.3 Interne eutrofiëring in de Krimpenerwaard                             | 17 |
| 3 Methodiek   | 19 |
| 3.1 Metingen oppervlaktewaterkwaliteit                                    | 19 |
| 3.2 Aanvullende metingen in de Krimpenerwaard                             | 20 |
| 3.2.1 Fosfaatverzadiging bovengrond                                       | 20 |
| 3.2.2 Nalevering van fosfaat door de waterbodem                           | 21 |
| 3.2.3 Kwaliteit en stijghoogte van het grondwater                         | 22 |
| 3.3 Analyse van metingen gericht op processen van interne eutrofiëring    | 23 |
| 3.4 Relatie tussen waterafvoer en gemeten oppervlaktewaterkwaliteit       | 25 |
| 3.5 Modelleren van water en nutriënten in bodem en oppervlaktewater       | 25 |
| 3.5.1 Modelaanpassingen   | 26 |
| 3.5.2 Beperkte kalibratie   | 27 |
| 3.5.3 Bronnenanalyse  | 27 |
| 3.5.4 Sturingsmogelijkheden om de oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren | 28 |
| 4 Data-analyse  | 29 |
| 4.1 Oppervlaktewaterkwaliteit van de Krimpenerwaard                       | 29 |
| 4.1.1 Concentraties bij de uitstroompunten                                | 29 |
| 4.1.2 Gemiddelde concentraties in het gebied                              | 33 |
| 4.1.3 Ruimtelijke patronen  | 36 |
| 4.2 Aanvullende metingen in de Krimpenerwaard                             | 39 |
| 4.2.1 Fosfaatverzadiging bovengrond                                       | 39 |
| 4.2.2 Nalevering van fosfaat door de waterbodem                           | 41 |
| 4.2.3 Kwaliteit en stijghoogte van het grondwater                         | 42 |
| 4.3 Processen van interne eutrofiëring                                    | 47 |
| 4.4 Relatie tussen waterafvoer en gemeten oppervlaktewaterkwaliteit       | 52 |
| 5 Modelleren van water en nutriënten in de bodem en het oppervlaktewater  | 55 |
| 5.1 Beperkte kalibratie   | 55 |
| 5.2 Modelresultaten   | 57 |

|       |  |     |
|-------|--|-----|
| 5.2.1 | Water- en nutriëntenbalansen van oppervlaktewater en bodem                     | 57  |
| 5.2.2 | Nutriëntenuit- en afspoeling van bodem naar oppervlaktewater                   | 60  |
| 5.2.3 | Inlaat en uitslag van oppervlaktewater   | 62  |
| 5.2.4 | Ruimtelijke doordringing van het ingelaten rivierwater                         | 64  |
| 5.3   | Bronnenanalyse   | 65  |
| 5.4   | Sturingsmogelijkheden om de oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren            | 67  |
| 5.4.1 | Effect mestbeleid  | 67  |
| 5.4.2 | Reductie van stuurbare nutriëntenbronnen                                       | 69  |
| 5.4.3 | Aanvullende maatregelen  | 71  |
| 6     | Discussie en conclusies  | 75  |
| 6.1   | Oppervlaktewaterkwaliteit  | 75  |
| 6.2   | Bronnen en routes van nutriënten   | 76  |
| 6.3   | Sturingsmogelijkheden  | 78  |
| 6.4   | Aanbevelingen  | 81  |
| 6.5   | Opschaling   | 81  |
| 6.6   | Ecologie en nutriënten   | 84  |
|       | Referenties  | 85  |
|       | <b>Bijlagen</b>  |     |
| A     | Nadere beschrijving van de analyse van processen van 'interne eutrofiëring'    | 91  |
| B     | Ruimtelijk weergegeven oppervlaktewaterkwaliteit                               | 111 |
| C     | Relatie tussen neerslagoverschot en oppervlaktewaterkwaliteit                  | 115 |
| D     | Gemeten stijghoogte en temperatuur van het grondwater                          | 119 |
| E     | Gemeten diepteprofielen van de grondwaterkwaliteit                             | 121 |
| F     | Aanpassingen in het modelinstrumentarium                                       | 125 |
| G     | Inlaat en uitslag van oppervlaktewater volgens model en meting                 | 133 |
| H     | Water- en nutriëntenbalans van het oppervlaktewater mede op basis van metingen | 135 |



# Woord vooraf

Deze rapportage 'Nutriëntenhuishouding in de bodem en het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard, Bronnen, routes en sturingsmogelijkheden' vormt een slotonderdeel van het project 'Monitoring Stroomgebieden'. Het project Monitoring Stroomgebieden richt zich op de vragen wat de invloed is van het mestbeleid op de kwaliteit van het oppervlaktewater en hoe kan worden gestuurd op schoon water. Daarvoor is op het niveau van stroomgebieden onderzocht wat de bronnen van nutriënten in het oppervlaktewater zijn en via welke transportroutes de nutriënten in het oppervlaktewater terechtkomen.

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

Het project wordt aangestuurd door een stuurgroep en intensief begeleid door een commissie. In de stuurgroep en de begeleidingscommissie hebben de ministeries EL&I en I&M als opdrachtgevers en de Unie van Waterschappen/de betrokken waterbeheerders zitting. Het project wordt uitgevoerd door Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte, onderdeel van Wageningen University en Research centrum en Deltares.

Deze rapportage richt zich op het gebied de Krimpenerwaard. Om zicht te krijgen op de nutriëntenhuishouding in het gebied is er vanaf 2004 aanvullend op het reguliere meetnet van het waterschap in het oppervlaktewater gemeten. Voor de interpretatie van deze meetgegevens en het leggen van relaties om de bronnen en transportroutes van nutriënten in beeld te brengen waren modellen en aanvullende metingen noodzakelijk. In dit syntheserapport worden de bronnen, routes en de sturingsmogelijkheden om de nutriëntenkwaliteit in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard te verbeteren beschreven.

De voorlopige resultaten zijn op 12 april 2011 in de Krimpenerwaard besproken. Ze zijn gepresenteerd aan een tiental boeren die deze avond in Stolwijk samen kwamen voor een vergadering van de Agrarische Structuurcommissie. De tijdens deze gebiedsbijeenkomst gemaakte opmerkingen zijn in deze rapportage verwerkt. Hierbij willen we de aanwezigen nogmaals bedanken voor hun inbreng.

Dank gaat ook uit naar de leden van de begeleidingscommissie en Theo Cuijpers en Wim Twisk - onze contactpersonen bij het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard - en collega's Oscar Schoumans en Robert Smit voor het werpen van een kritische blik op deze rapportage.

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

|  |  |
|--|--|
| Dorothee van Tol-Leenders  | Luuk van Gerven  |
| Projectleider Monitoring Stroomgebieden  | Corresponderend auteur   |
| 0317 - 484279  | 0317 - 486673  |
| <a href="mailto:dorothee.vantol-leenders@wur.nl">dorothee.vantol-leenders@wur.nl</a> | <a href="mailto:luuk.vangerven@wur.nl">luuk.vangerven@wur.nl</a> |



# Samenvatting

In het project Monitoring Stroomgebieden zijn de afgelopen acht jaar vier stroomgebieden intensief bemeaten en gemodelleerd met als hoofddoel om de invloed van het mestbeleid op de oppervlaktewaterkwaliteit te kwantificeren en te onderzoeken hoe kan worden gestuurd op schoon water. Dit rapport beschrijft de eindresultaten van één van de onderzochte stroomgebieden, de veenweidepolder de Krimpenerwaard. Deze samenvatting gaat niet in op alle eindresultaten, die te vinden zijn in hoofdstuk 6 (Discussie en conclusies).

De gedurende dit project uitgevoerde intensieve metingen - niet alleen van de oppervlaktewaterkwaliteit maar ook van de bovengrond (fosfaatverzadiging), de waterbodem (samenstelling en fosfornalevering) en het grondwater (kwaliteit en stijghoogte) - hebben geleid tot veel nieuwe inzichten in de nutriëntenhuishouding in de bodem en in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard en van veenweidegebieden in het algemeen. Deze meetgegevens zijn gebruikt om modellen te ontwikkelen, te voeden en te kalibreren om zo meer grip te krijgen op de nutriëntenhuishouding in de bodem en in het oppervlaktewater. Deze combinatie van meting en model is essentieel geweest om de nutriëntenbronnen en de routes die de nutriënten door de bodem en het oppervlaktewater af leggen te doorgronden. Alleen op deze manier kan de gemeten oppervlaktewaterkwaliteit kwantitatief worden verklaard en kan worden gekwantificeerd in hoeverre de oppervlaktewaterkwaliteit verbeterd door het nemen van maatregelen.

De oppervlaktewaterkwaliteit in de Krimpenerwaard wordt bepaald door de afzonderlijke woorden in het woord 'veenweidepolder'; het 'veen' - de afbraak daarvan - en de 'weide' - de bemesting daarvan - zorgen samen voor ongeveer 80% van de totale nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater en dragen hier ongeveer gelijkelijk aan bij, het 'polder'-aspect impliceert de inlaat van gebiedsvreemd water dat in de zomer een belangrijke bron van nutriënten is.

De Krimpenerwaard heeft een oppervlaktewaterkwaliteitsprobleem wat betreft fosfor met zomerconcentraties die de KRW-norm van 0,22 mg P/l ver overschrijden. Voor stikstof zijn de problemen minder groot en wordt de KRW-norm van 2,4 mg N/l nauwelijks overschreden. De waterbodem heeft een groot aandeel in de fosforproblematiek door in de zomer fosfor na te leveren aan het bovenstaande water, met hoge fosforconcentraties tot gevolg. Het gaat om fosfor dat in de voorafgaande winter is uitgespoeld vanuit de veenbodem en is gebonden aan de waterbodem. Dit fosfor komt in de zomer alsnog in het oppervlaktewater terecht omdat fosfor in de zomer minder goed gebonden blijft aan de waterbodem doordat de waterbodem dan chemisch gereduceerd raakt. Sulfaat in het oppervlaktewater kan het vrijkomen van fosfor uit de waterbodem stimuleren, zoals blijkt uit de oppervlaktewatermetingen. Dit verschijnsel wordt ook wel sulfaat-geïnduceerde eutrofiëring genoemd. De concentraties aan sulfaat moeten hiervoor hoog genoeg zijn, zodat in de gereduceerde waterbodem door sulfaatreductie voldoende sulfide ontstaat dat concurreert met fosfor om bindingsplekken in de waterbodem waardoor fosfor vrijkomt.

De fosforproblematiek in de Krimpenerwaard kan alleen worden opgelost wanneer de nalevering van fosfor vanuit de waterbodem een halt wordt toegeroepen. Dit heeft de grootste kans van slagen wanneer zowel de fosfor- als de sulfaatbelasting van het oppervlaktewater worden gereduceerd; het verlagen van de fosforbelasting zorgt ervoor dat de waterbodem in de winter minder fosfor kan binden en daardoor in de zomer minder fosfor kan naleveren. Het verlagen van de sulfaatbelasting

voorkomt dat de waterbodem in de ideale condities komt voor fosforlevering. Alleen het verminderen van de fosforbelasting is niet afdoende, zoals blijkt uit het berekende effect van verminderde bemesting op de fosforconcentraties, een effect dat vanwege de lange reistijd van fosfor door de bodem overigens pas na tientallen jaren volledig tot uiting komt in het oppervlaktewater. De sulfaatbelasting zal dus ook moeten worden verlaagd.

Het is nog niet geheel duidelijk hoe de sulfaatbelasting van het oppervlaktewater kan worden verlaagd. Wel is duidelijk dat sulfaat in het oppervlaktewater in de zomer voor driekwart afkomstig is uit de veenbodem door uitspoeling met het neerslagoverschot. De bron van sulfaat in de veenbodem is hoogstwaarschijnlijk pyrietoxidatie. Het resterende kwart van het sulfaat komt uit ingelaten rivierwater. Verminderen van de inlaat van rivierwater geeft geen vermindering van de potentie voor sulfaatreductie. Deze potentie zou juist worden verhoogd door deze maatregel omdat het rivierwater lagere sulfaatconcentraties heeft dan het gebiedseigen water en daarmee verdunnend werkt en de sulfaat-geïnduceerde eutrofiëring verlaagt. Dit druist in tegen de algemeen heersende opvatting dat inlaatwater zorgt voor sulfaat-geïnduceerde eutrofiëring. Tevens verlaagt het inlaatwater de fosforconcentraties omdat het arm is aan fosfor. Vanuit fosfor-oogpunt zou het extra doorspoelen van de Krimpenerwaard met rivierwater gunstig uitpakken voor de oppervlaktewaterkwaliteit.

De grote vraag is hoe de sulfaatspoeling naar het oppervlaktewater vanuit de veenbodem kan worden teruggebracht. Het antwoord op deze vraag ligt mogelijk verscholen in het natuurgebiedje Nooitgedacht, het enige gebied in de Krimpenerwaard waar de fosforconcentraties voldoen aan de KRW-norm en geen verhoging laten zien in de zomer. Dit duidt op een beperkte rol van de waterbodem. De sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater van Nooitgedacht zijn zeer laag. De vraag is hoe dit komt en of dit te maken heeft met de bemestingsarme geschiedenis van het gebied. Als dit laatste het geval is zal verminderen van de bemesting mogelijk een groter positief effect hebben op de fosforconcentraties in het oppervlaktewater dan in dit rapport berekend.

Verder onderzoek naar het vrijkomen van sulfaat uit de veenbodem en het kwantitatieve verband tussen sulfaatreductie en fosforlevering vanuit de waterbodem is nodig om de fosfaatproblematiek in de Krimpenerwaard te kunnen verminderen of op te kunnen lossen.

# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding en doel

Vanaf de jaren tachtig zijn talloze wetenschappelijke onderzoeken gedaan naar het effect van het mestbeleid op de kwaliteit van het grondwater en het oppervlaktewater. Het bleek echter niet mogelijk om op landelijk niveau de relatie tussen het mestbeleid en de kwaliteit van het oppervlaktewater aan te tonen. Er was een gebrek aan inzicht in de bronnen en de transportroutes van nutriënten en in de processen die de waterkwaliteit beïnvloeden op het stroomgebiedsniveau.

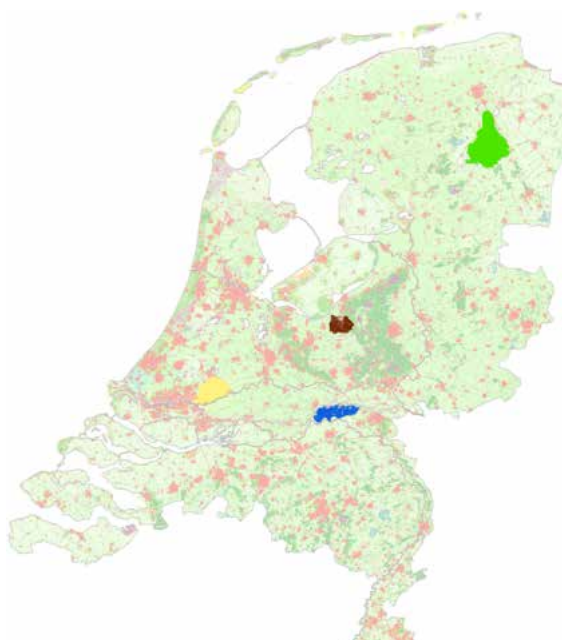
Dat was één van de redenen waarom de commissie Spiertz II in 2000 adviseerde om op het niveau van stroomgebieden gericht onderzoek uit te voeren om het beleid handvatten te bieden om de waterkwaliteit verder te verbeteren. Dit advies werd opgepakt door de toenmalige ministeries van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en Verkeer en Waterstaat. In 2003 begon een meerjarig onderzoek onder de naam 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten in stroomgebieden en polders' - kortweg 'Monitoring Stroomgebieden'.

Het project Monitoring Stroomgebieden richtte zich op de vragen wat de invloed is van het mestbeleid op de kwaliteit van het oppervlaktewater en hoe kan worden gestuurd op schoon water. Daarvoor is op het niveau van stroomgebieden onderzocht wat de bronnen van nutriënten in het oppervlaktewater zijn en via welke transportroutes de nutriënten in het oppervlaktewater terechtkomen.

## 1.2 Project aanpak

In het onderzoek van Monitoring Stroomgebieden zijn metingen en modelberekeningen gedaan in vier stroomgebieden met zeer verschillende kenmerken. De veenweidepolder Krimpenerwaard staat voor de veengebieden in Nederland, de kleipolder Quarles van Ufford voor de kleigebieden. Om goed zicht te krijgen op de manier waarop nutriënten zich in zandgebieden gedragen, is gekozen voor een stroomgebied waar een hoge nutriëntenbelasting werd verwacht - de Schuitembeek - en een stroomgebied met een lagere belasting - de Drentse Aa (Figuur 1.1).

Het onderzoek van Monitoring Stroomgebieden begon met een systeemverkenning, waarbij alle bestaande kennis over de vier stroomgebieden is verzameld (Figuur 1.2). Waar nodig zijn extra veldmetingen gedaan. Zo is bijvoorbeeld gemeten aan de hoeveelheid nutriënten in de veenbodem

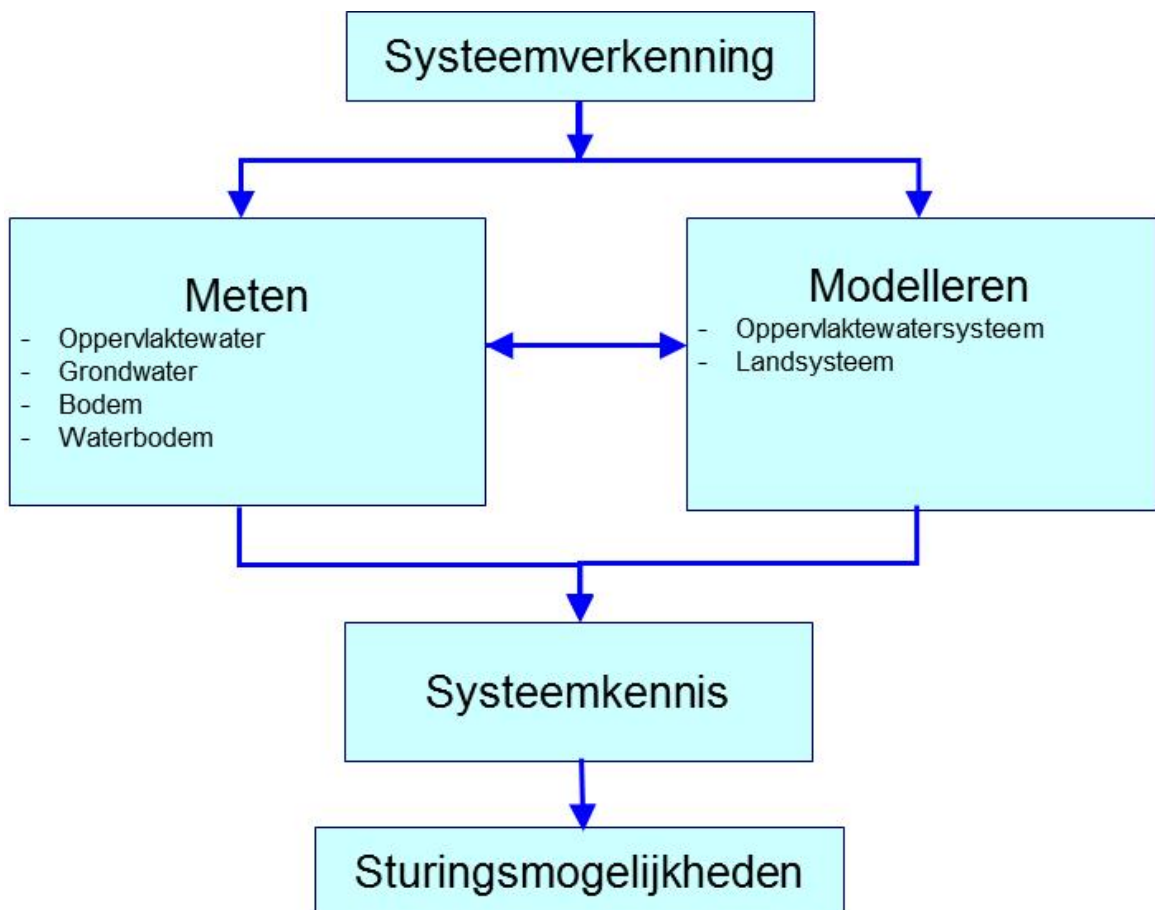


**Figuur 1.1**

*De proefgebieden Drentse Aa (groen), Schuitembeek (bruin), Krimpenerwaard (geel) en Quarles van Ufford (blauw).*

van de Krimpenerwaard en aan oppervlaktewaterprocessen in de Drentse Aa. Met de meetresultaten zijn de kennishiaten in de vier onderzoeksgebieden opgevuld. Daarna zijn de bronnen en routes van nutriënten naar het oppervlaktewater gekwantificeerd.

Naast de gerichte extra veldmetingen zijn de bestaande oppervlaktewatermeetnetten van de waterschappen in de periode 2004 tot oktober 2010 verdicht, door het toevoegen van nieuwe meetlocaties maar ook door vaker te meten op bepaalde meetlocaties. Ieder jaar zijn de meetresultaten met de betrokken waterbeheerders geëvalueerd en opnieuw vastgelegd in meetplannen. De nieuwe metingen zijn binnen Monitoring Stroomgebieden gebruikt om procesmodellen te ontwikkelen en te voeden op het niveau van het stroomgebied. Deze modellen zijn afgeleid van het bestaande, landelijke model STONE, dat in fases is verfijnd en uitgebreid. Door na iedere fase in de modellering de metingen en de modelberekeningen te koppelen, ontstond binnen het project een systeem waarmee de bronnen en routes van nutriënten in en naar het oppervlaktewater te volgen en te voorspellen zijn. Deze bevindingen zijn gerapporteerd in de systeemanalyses. Op basis van alle kennis over de bronnen en routes van nutriënten in een gebied is vervolgens uitgerekend hoe effectief sturingsmogelijkheden zijn om de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater te verlagen.

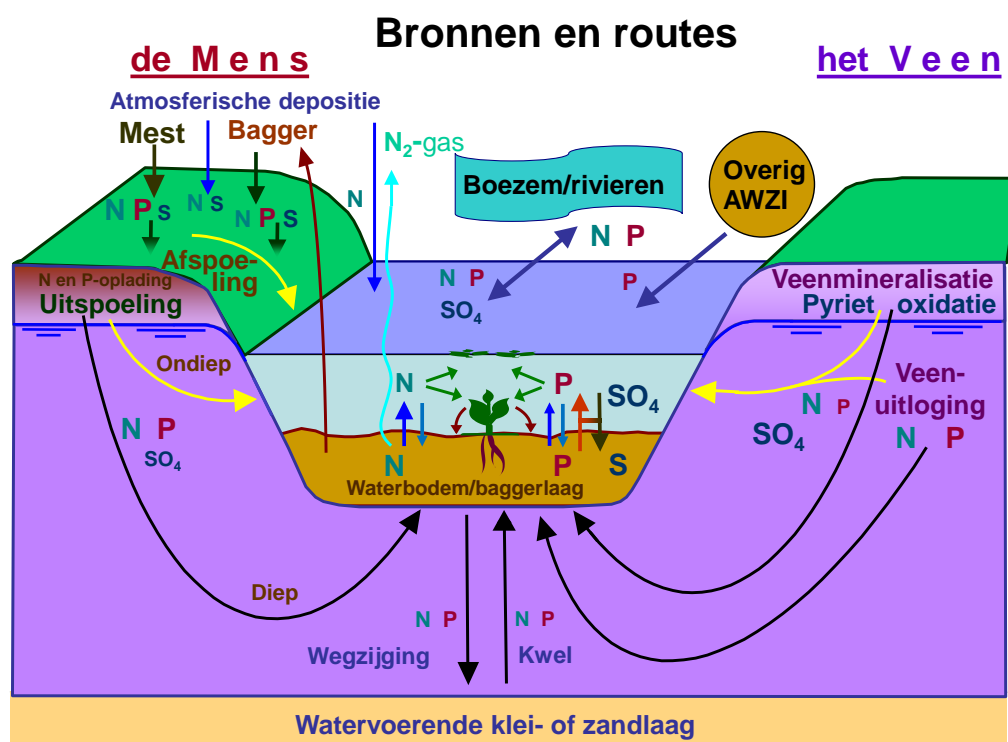


**Figuur 1.2**

*De aanpak van het project Monitoring Stroomgebieden.*

### 1.3 Doel van dit rapport

Doel van deze rapportage is het presenteren en beschrijven van de onderzoeksresultaten van het gebied de Krimpenerwaard. De resultaten betreffen primair de bronnen van nutriënten, de transportroutes van deze nutriënten en de processen die op de nutriënten aangrijpen. Deze componenten bepalen de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard (Figuur 1.3). Het doorgronden van deze componenten draagt bij aan het antwoord op de vragen of het mestbeleid zin heeft gehad en met welke sturingsmogelijkheden de oppervlaktewaterkwaliteit kan worden verbeterd.



**Figuur 1.3**

Bronnen, routes en omzettingprocessen voor stikstof (N) en fosfor (P) in de Krimpenerwaard (naar: Hendriks en Van den Akker, 2011). Sulfaat (SO<sub>4</sub>) is tevens gegeven omdat deze stof een belangrijke rol speelt bij de totstandkoming van de fosforconcentraties in het oppervlaktewater van het gebied in het zomerhalfjaar.

### 1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft de beschrijving van het stroomgebied van de veenweidepolder de Krimpenerwaard inclusief karakteristieke kenmerken voor nutriënten. Hoofdstuk 3 behandelt de methodiek: welke metingen zijn uitgevoerd en hoe is het modelinstrumentarium opgebouwd om de nutriëntenbronnen en -routes in figuur 1.3 te kwantificeren en hoe zijn de sturingsmogelijkheden vastgesteld en berekend. De hierop volgende hoofdstukken geven de inhoudelijke beschrijvingen van deze activiteiten: de data-analyse anders dan met het modelinstrumentarium (hoofdstuk 4) en de modelaanpassingen, de beperkte kalibratie, de modelresultaten, de bronnenanalyse en de sturingsmogelijkheden bepaald met het modelinstrumentarium (hoofdstuk 5). Hoofdstuk 6 beschrijft de conclusies uit het onderzoek en sluit af met een aantal aanbevelingen.



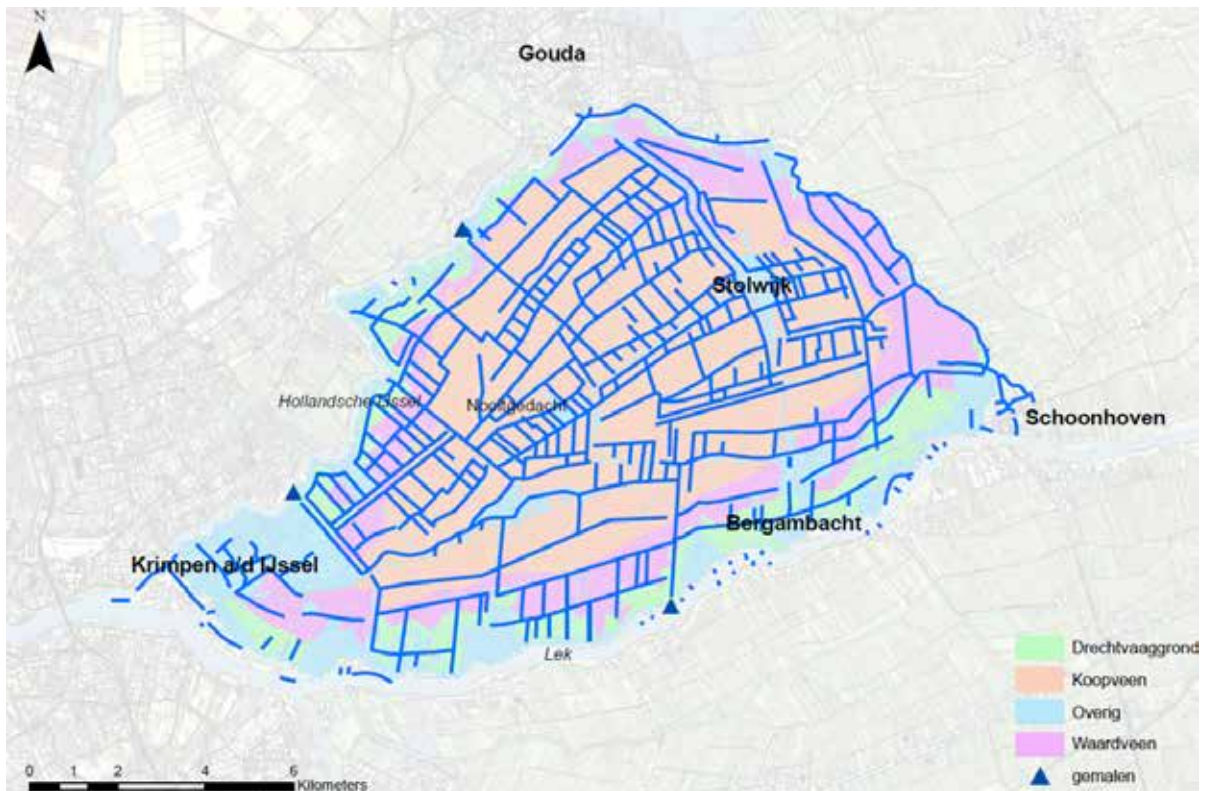


## 2 Veeweidepolder de Krimpenerwaard

Bij de start van het project Monitoring Stroomgebieden is een systeemverkenning uitgevoerd van de Krimpenerwaard (Arts et al., 2004). Relevante informatie van deze verkenning is gebruikt en opgenomen in dit rapport.

### 2.1 Beschrijving van het gebied

De Krimpenerwaard is een polder met een oppervlak van 137 km<sup>2</sup> ingesloten door de Hollandse IJssel (noordwestzijde), de Lek (zuidzijde) en de Vlist (oostzijde). De Krimpenerwaard maakt deel uit van het Groene Hart van Holland en bestaat uit een aantal poldergebieden, zoals Schuwacht, Kromme, Geer en Zijde, Schoonouwen en Laag-Bilwijk. De Krimpenerwaard is een veeweidepolder, waarin de nutriëntenproblematiek een belangrijke rol speelt in relatie tot de kwaliteit van het oppervlaktewater.



**Figuur 2.1**

*De veeweidepolder de Krimpenerwaard met zijn belangrijkste gemalen en veentypes.*

Het overgrote deel van de bodem in de Krimpenerwaard bestaat uit een veenpakket, lokaal soms afgedekt met een kleidek. De Krimpenerwaard bestaat voornamelijk uit koopveengronden in het

centrale deel (61%) met een rand daaromheen van waardveengronden (26%) die weer zijn omringd door drechtvaaggronden langs de rivieren (13%) (Figuur 2.1). In deze volgorde neemt de dikte van het kleidek op de veenbodem toe van 0 cm (wel kleiig veen, ca. 20-30 cm), via 20-30 cm tot 110 cm. Het veenpakket heeft een dikte variërend van 3 tot niet meer dan 10 meter. Vóór de ontginning, zo'n 800-1000 jaar geleden, lag het gebied boven de zeespiegel. Door ontwatering van het veenpakket is het maaiveld steeds lager komen te liggen, en ligt inmiddels 1 à 2 meter beneden de zeespiegel met een helling van ongeveer 1 meter per 10 kilometer van zuidoost naar noordwest.

De aanwezige bodems zijn voor akkerbouw minder of zelfs ongeschikt. Sinds de ontginning van het gebied worden de klei- en veengronden als grasland gebruikt. Melkveehouderij is in het gebied de belangrijkste agrarische sector. Langs de Hollandse IJssel en de Lek komt sporadisch akkerbouw en fruitteelt voor. De bebouwde gebieden liggen voornamelijk langs de grote rivieren. Stolwijk en Berkenwoude zijn kernen die midden in het gebied liggen.



**Figuur 2.2**

*Uitzicht vanaf het gemaal Krimpenerwaard.*

De Krimpenerwaard valt binnen het beheersgebied van het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard (HHSK) die de kwaliteit en kwantiteit van het oppervlaktewater waarborgt. HHSK is 1 januari 2005 tot stand gekomen na een fusie tussen het Hoogheemraadschap van Schieland, het Hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard en een deel van het zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden. Verschillende waterpeilen worden gehanteerd in een aantal peilgebieden. Het te hanteren waterpeil wordt bereikt door het samenspel van inlaten, stuwen en gemalen. Het overtollige water wordt direct vanuit de polder naar de rivier gepompt ook weer via gemalen. Wateraanvoer vindt plaats vanuit Hollandse IJssel, Vlist en Lek. Het meeste water wordt ingelaten vanuit de Lek, zeker na de installatie van het gemaal Krimpenerwaard (Figuur 2.2) dat eind 2004 geplaatst is. Hierdoor hoeft er minder water vanuit de Hollandse IJssel te worden ingelaten.

Een belangrijke ontwikkeling in de Krimpenerwaard is de realisatie van 2.450 ha natuur als onderdeel van het veenweidepact Krimpenerwaard. Hierin hebben dertien overheden en maatschappelijke organisaties afgesproken dat er plannen moeten komen voor natuur, water, landbouw, ondernemerschap en recreatie. Tegelijkertijd moet verdere bodemdaling worden voorkomen.

## 2.2 Kenschets van het gebied

De Krimpenerwaard is een gebied dat bestaat uit veenweidepolders. De drie elementen in het woord veenweidepolder geven het typerende van dit gebied en daarmee van de nutriëntenproblematiek aan (Hendriks en Van den Akker, 2011):

### **Veen:**

- De veenbodem, zeker die met eutrofe veensoorten zoals in de Krimpenerwaard, is van nature rijk aan de nutriënten stikstof (N) en fosfor (P) die in verschillende vormen voorkomen: geïncorporeerd in organische stof, geadsorbeerd aan het bodem complex (ammonium-N, fosfaat-P) en in opgeloste vorm in het bodemwater (organisch-N en -P in oplossing, ammonium-N en fosfaat-P). De afbraak en mineralisatie van het veen in combinatie met de uitloging van het permanent waterverzadigde veenbodemcomplex zorgen voor een grote achtergrondbelasting met N en P van het oppervlaktewater.

- Omdat ontwaterd veen door oxidatie als CO<sub>2</sub> de lucht in verdwijnt, resulterend in maaiveldddaling, blijft de drooglegging noodzakelijkerwijs beperkt (max. 60 cm - mv). Veenweiden zijn daardoor nat in de winter, het voorjaar en tijdens hevige zomerbuien en zijn daardoor kwetsbaar voor uit- en afspoeling van vooral organische meststoffen. Ondiepe uitspoelingsroutes zijn voor meststoffen dominant.
- Het veenweidelandschap kent een groot aandeel oppervlaktewater, 10 tot 15% van het totale oppervlak, door veenwinning in het verleden en de verkavelingswijze met brede sloten en smalle percelen. Dit zorgt voor een relatief groot aandeel directe belasting met N door atmosferische depositie.
- De waterbodem is rijk aan organische stof door afkalving van het veensloottalud en bezinking van afgestorven waterplanten in het eutrofe, nagenoeg stilstaande water. Dit vormt een sterk reactieve waterbodem.
- De veenbodem is zeer kwetsbaar voor waterbeheer. De maaiveldddaling wordt sterk bepaald door waterbeheerstrategieën. Daarom is het cruciaal dat bij nemen van maatregelen voor verbetering waterkwaliteit de veenweideproblematiek altijd integraal wordt benaderd zodanig dat deze maatregelen niet leiden tot maaiveldddaling.

**Weide:**

- Het veenland is vooral in gebruik als weidegebied met begrazing door koeien en hooiwinning. Daardoor kent het een relatief hoge bemesting ten opzichte van akkerbouwland; factor 1,5 tot 2 voor N en factor 1,3 tot 1,7 voor P. De weidemest wordt vrij continu aangevoerd en wordt grotendeels oppervlakkig aangewend. De dunne fractie is gevoelig voor uitspoeling en de dikke fractie is gevoelig voor afspoeling.

**Polder:**

- Het is een gebied met peilbeheer: de oppervlaktewaterstreefpeilen worden zo goed mogelijk gehandhaafd. Hiervoor moet water worden uitgeslagen of ingelaten. Omdat gemiddeld in de Krimpenerwaard lichte wegzijging optreedt, is in het zomerhalfjaar een substantiële hoeveelheid inlaatwater nodig. De inlaat van dit gebiedsvreemde water wordt veelal als bedreigend gezien voor de waterkwaliteit in veenweiden vooral met het oog op 'interne eutrofiëring' door sulfaat in het inlaatwater.
- Door de grote hoeveelheid oppervlaktewater in combinatie met het peilbeheer en de netwerkstructuur van de waterlopen en sloten zijn verblijftijden van oppervlaktewater veel groter dan in vrij afwaterende gebieden. Hierdoor zijn nutriëntenprocessen in de reactieve waterbodem en in de waterkolom van grote invloed op de kwaliteit van het oppervlaktewater.

## 2.3 Interne eutrofiëring in de Krimpenerwaard

In de Krimpenerwaard zijn duidelijke aanwijzingen voor het optreden van 'interne eutrofiëring'. Dit proces krijgt daarom aparte aandacht in dit rapport. Interne eutrofiëring is het proces waarbij nutriënten die al in het watersysteem, inclusief waterbodem en baggerlaag, aanwezig zijn, versneld vrijkomen in het oppervlaktewater (o.a. Smolders et al., 2006; Kemmers en Koopmans, 2009). Aangevoerd is dat stoffen als bicarbonaat en sulfaat in veengebieden kunnen zorgen voor interne eutrofiëring, d.w.z. fosfor en stikstof vrij kunnen maken uit de veen(water)bodem of baggerlaag. Daarnaast kunnen deze stoffen zorgen voor het vrijkomen van toxische stoffen als ammonium en sulfide, waarbij sulfide kan leiden tot een ijzertekort bij waterplanten. Vooral de effecten hiervan op Krabbenscheer zijn uitgebreid beschreven (Roelofs, 1991; Roelofs en Smolders, 1993). Belangrijke randvoorwaarden bij deze processen zijn een reactieve organischestofrijke waterbodem of baggerlaag en een relatief lange verblijftijd van het water. Aan deze voorwaarden is voldaan in de Krimpenerwaard (zie paragraaf 2.2).

Verschuiven die typerend zijn voor interne eutrofiëring treden duidelijk op in de landbouwkundig gebruikte delen van de Krimpenerwaard. Dit zijn vooral de dynamiek van fosfor- en sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater: voor fosfor hogere concentraties in het zomerhalfjaar dan in het winterhalfjaar, en voor sulfaat omgekeerd. Verder komt de indicatorplant Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) slechts sporadisch voor en vertoont dan herkenbare tekenen van ijzergebrek en aantasting door sulfide. Opvallend is dat in een hydrologisch geïsoleerd natuurgebied, Nooitgedacht, nog een veld voorkomt met gezonde, donkergroene krabbenscheerplanten met lange, onaangestaste wortels. De fosfor- en sulfaatconcentraties zijn in dit gebied gedurende het gehele jaar veel lager dan in de landbouwgebieden en vertonen vrijwel geen seizoensdynamiek, in tegenstelling tot de concentraties in de landbouwgebieden. Dit is een extra vingervijzing richting het optreden van interne eutrofiëring in de landbouwgebieden.

Om te onderzoeken of interne eutrofiëring daadwerkelijk speelt in de Krimpenerwaard zijn de resultaten van de monitoring van fosfor- en sulfaatconcentraties in de Krimpenerwaard nader geanalyseerd met als doel de volgende vragen te beantwoorden:

- is de dynamiek van de fosfor- en sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater met nadruk op het zomerhalfjaar te verklaren uit processen van interne eutrofiëring, of kan die ook worden herleid uit louter de dynamiek in de belasting vanuit de veenbodem en inlaat van gebiedsvreemd water?
- als interne eutrofiëring van belang is: kan de nalevering van fosfor kwantitatief worden verklaard uit de biochemische reductie van sulfaat?
- wat is de herkomst van sulfaat in het oppervlaktewater?

Deze vragen zijn onderzocht volgens de methode beschreven in paragraaf 3.3. Ze worden beantwoord in paragraaf 4.3. Een uitgebreide beschrijving is opgenomen in bijlage A.

## 3 Methodiek

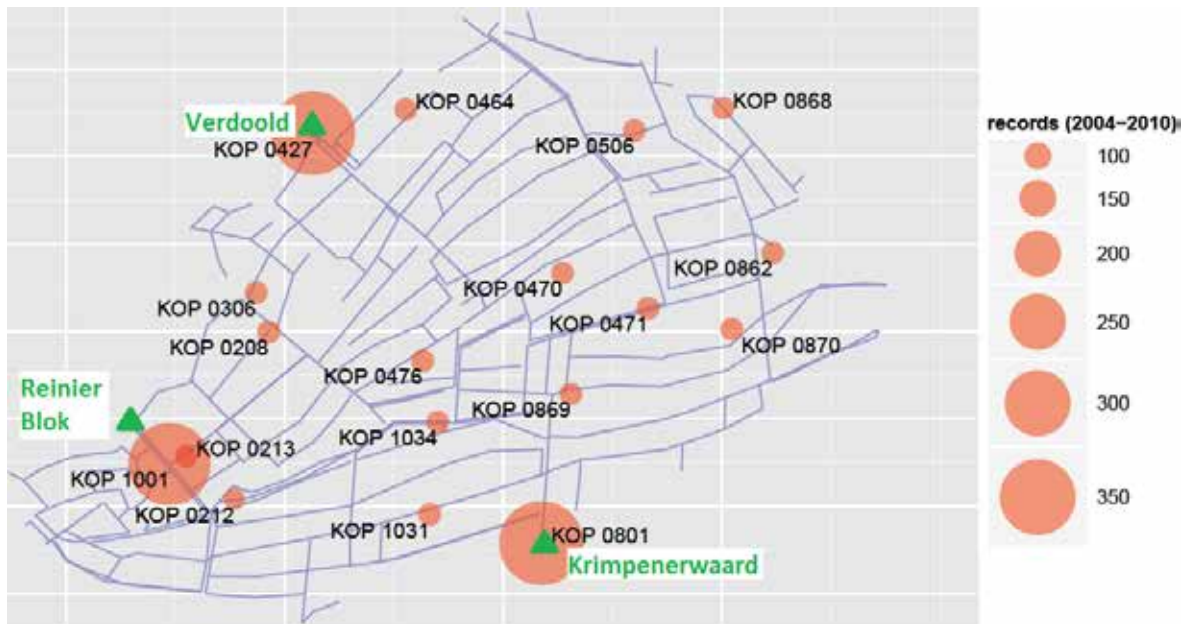
Voor het onderzoek is een aantal activiteiten uitgevoerd zowel op het gebied van de monitoring als op gebied van de modellering met als doel om de nutriëntenhuishouding in de Krimpenerwaard beter te begrijpen en te voorspellen. In dit hoofdstuk wordt de methodiek van deze activiteiten kort beschreven.

- Data-analyse (hoofdstuk 4)
  - metingen oppervlaktewater
  - metingen fosfaatverzadiging bovengrond
  - metingen kwaliteit, temperatuur en stijghoogte van grondwater
  - metingen fosfaataflevering door waterbodembodem
  - processen van interne eutrofiëring: fosfaataflevering door sulfaatreductie
- Modellering stikstof en fosfor (hoofdstuk 5)
  - Modelaanpassingen en beperkte kalibratie
  - Bronnenanalyse
  - Sturingsmogelijkheden

### 3.1 Metingen oppervlaktewaterkwaliteit

In de afgelopen zes jaar is er uitgebreid gemeten in de vier stroomgebieden van het project Monitoring Stroomgebieden als aanvulling op de al aanwezige meetdata bij de waterschappen. Voor de Krimpenerwaard betekent dit dat de oppervlaktewaterkwaliteit op vijftien tot twintig locaties, die soms per jaar wisselden, maandelijks is bemonsterd in de periode 2004 tot 2010 (Figuur 3.1). De watermonsters zijn geanalyseerd op een 12-tal waterkwaliteitsparameters: orthofosfaat, ammonium, nitraat, sulfaat, Kjeldahl-stikstof, totaal fosfaat, zuurstof, zuurgraad, elektrische geleidbaarheid, chloride, alkaliniteit en Chlorophyl-a. Nabij de drie hoofdgemalen van de Krimpenerwaard, gemaal Krimpenerwaard, Reinier Blok en Verdoold, is de waterkwaliteit wekelijks bemonsterd. Bij de twee hoofdlinlaten, gemaal Krimpenerwaard en Verdoold, is bovendien de kwaliteit van het in te laten rivierwater gemeten in het zomerhalfjaar.

In eerste instantie zijn de oppervlaktewaterkwaliteitsdata alleen gebruikt ter validatie van de in dit project gebruikte water- en nutriëntenmodellen (zie o.a. de validatie rapportage van Walvoort et al., 2009). In de Tussenrapportage Monitoring Stroomgebieden is vervolgens een eerste aanzet gegeven voor een analyse van de data zelf. In deze rapportage zijn de data nog verder geanalyseerd.



**Figuur 3.1**

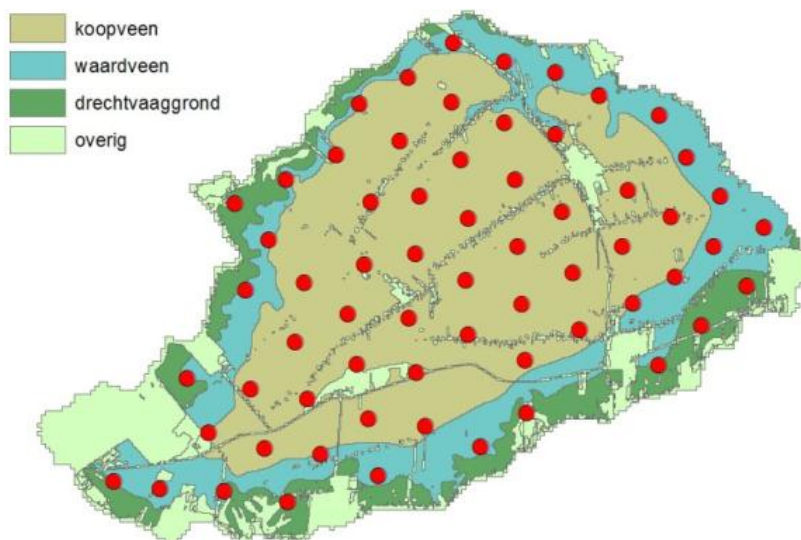
*Belangrijkste meetlocaties van de oppervlaktewaterkwaliteit, met meer dan 100 waarnemingen in de periode 2004-2010. In het groen is de ligging van de belangrijkste gemalen aangegeven.*

## 3.2 Aanvullende metingen in de Krimpenerwaard

### 3.2.1 Fosfaatverzadiging bovengrond

De diffuse nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater kan niet rechtstreeks worden gemeten en wordt daarom vaak met gevalideerde procesmodellen berekend. Voor fosfor moeten deze procesmodellen o.a. worden gevoed met gebiedspecifieke gegevens over de fosfaattoestand van de bodem. Het was niet mogelijk om deze gegevens uit bestaande bronnen te verkrijgen. Ook is het niet mogelijk om de fosfaattoestand af te leiden uit gegevens over de bemestingshistorie; er zijn nauwelijks regionaal gedifferentieerde gegevens beschikbaar over de historische bemesting en de mestsamenvatting. Daarom is in het kader van het project Monitoring Stroomgebieden de fosfaattoestand gekwantificeerd op basis van metingen in het veld (Walvoort et al., 2011). Het gaat om een gestratificeerde steekproef van 63 meetlocaties verspreid over de Krimpenerwaard (Figuur 3.2) die in 2009 op vijf dieptes zijn bemonsterd:

- 0 - 0,2 m-mv
- 0,2 - 0,35 m-mv
- 0,35 - 0,5 m-mv
- 0,5 m-mv tot GLG
- GLG tot 1,20 m-mv



**Figuur 3.2**

*Locaties waarop de fosfaattoestand van de bovengrond is gemeten.*

Voor de bovenste drie dieptes zijn negen steken per locatie genomen, naast elkaar in het veld. Voor de onderste twee dieptes is één steek per locatie genomen. De steken zijn als mengmonster bij het laboratorium aangeleverd. In het laboratorium zijn de mengmonsters geanalyseerd op een aantal bodemeigenschappen die relevant zijn voor de fosfaattoestand van de bodem: oxalaat-extraheerbaar fosfor ( $P_{ox}$ ), een maat voor de hoeveelheid aan ijzer en aluminium gebonden fosfor in de bodem; oxalaat-extraheerbaar ijzer en aluminium ( $Fe_{ox} + Al_{ox}$ ), bodemeigenschappen die het fosfaatbindend vermogen van de bodem bepalen; en het Pw-getal (Pw), een maat voor de hoeveelheid fosfaat die makkelijk beschikbaar is voor het gewas. De metingen zijn vertaald naar een gebiedsdekkende fosfaattoestand met geostatistische interpolatiemethoden.

Op basis van de metingen is de fosfaatbezettingsfractie (FBF) bepaald die inzicht geeft in de hoeveelheid fosfaat in de bodem ten opzichte van de capaciteit van die bodem om fosfaat vast te leggen (Schoumans et al., 1991) met de leden van de rechterterm uitgedrukt in mol/kg:

$$FBF = [P_{ox}] / [Fe_{ox} + Al_{ox}] \quad (1)$$

De FBF kan afhankelijk van het bodemtype oplopen tot maximaal 0,4 tot 0,5 (Koopmans, 2004). De bodem is dan fosfaatverzadigd.

### 3.2.2 Nalevering van fosfaat door de waterbodem

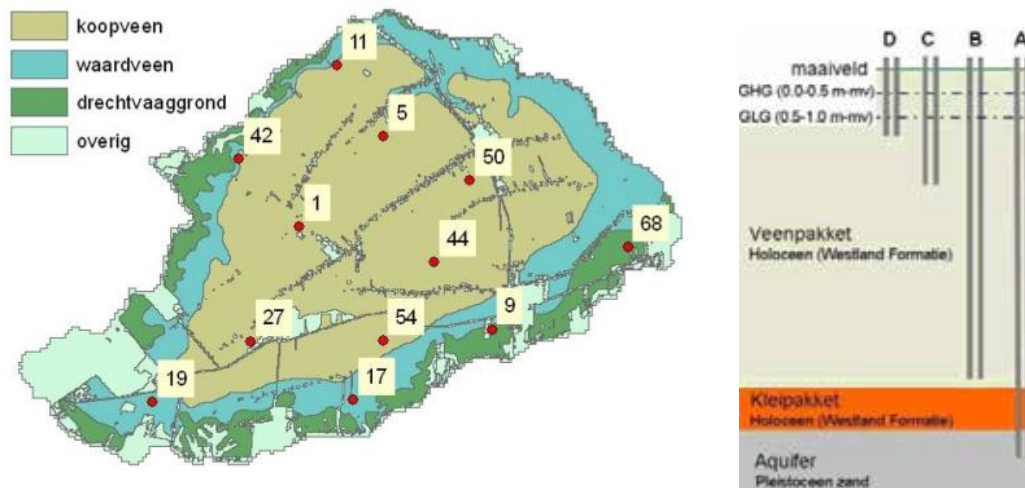
In augustus 2010 is de waterbodem bemonsterd op drie locaties: een landbouwlocatie op waardveen en een landbouwlocatie en natuurlocatie (Nooitgedacht) op koopveen. De waterbodems zijn in het laboratorium geanalyseerd op samenstelling en op potentie om fosfaat na te leveren. Zo is nagegaan of de verhoogde fosforconcentraties in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard in het zomerhalfjaar kunnen worden veroorzaakt door nalevering vanuit de waterbodem. Het gaat dan om de nalevering van in het winterhalfjaar vastgelegd fosfaat afkomstig van uitspoelend grondwater. Dit rapport gaat in op de belangrijkste resultaten van dit waterbodemonderzoek. Voor verdere details wordt verwezen naar Van Gerven et al. (2011) waarin het onderzoek uitgebreid is beschreven.

### 3.2.3 Kwaliteit en stijghoogte van het grondwater

In veengebieden komt een aanzienlijk deel van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater via transportwegen door de veenbodem tot stand. De nutriëntenconcentraties in het bodemwater van de veenbodem bepalen daardoor voor een belangrijk deel de concentraties in het naar het oppervlaktewater uitspoelende water. Omdat er weinig gegevens waren over de bodemwaterkwaliteit en omdat deze gegevens essentieel zijn om de nutriëntenbelasting vanuit de bodem naar het oppervlaktewater te kunnen modelleren, is op twaalf locaties in de Krimpenerwaard de grondwaterkwaliteit bemonsterd, op vier verschillende dieptes (Figuur 3.3):

- A. Zeer Diep: in de pleistocene ondergrond, onder het veen/kleipakket
- B. Diep: onder in het holocene veenpakket, net boven het kleipakket
- C. Matig diep: freatisch op ongeveer 250 cm-mv
- D. Ondiep: freatisch, net onder de GLG op ongeveer 120 cm-mv

De dieptes van het kleipakket (Calais afzettingen) en het Pleistoceen zand (Formatie van Kreftenheye), gemeten bij het plaatsen van de grondwaterbuizen, verschilt per locatie. In de locaties op het koopveen begint het kleipakket gemiddeld op 5 m diepte en begint het Pleistocene zand op gemiddeld 12 m diepte. Voor het waardveen is dit ruim 3 m voor het kleipakket en 10 m voor het Pleistocene zand. Voor de drechtvaaggrond is dit 4 m voor het klei en 7 m voor het Pleistocene zand. De dieptes verschillen sterk per locatie, ook voor locaties met hetzelfde veentype. Voor meer informatie zie bijlage E.



**Figuur 3.3**

*Locaties waarop de grondwaterkwaliteit is bemonsterd (links). Plaatsing van de grondwaterbuizen op elke locatie (rechts).*

Het grondwater is bemonsterd op zes momenten in de periode juli 2009 t/m oktober 2010 en is geanalyseerd op ammonium-N, nitraat-N, totaal-N, ortho-P, totaal-P, Cl, S, DOC, Fe, Ca en EGV. Bovendien is gedurende deze periode de stijghoogte in de grondwaterbuizen elke vijf minuten gemeten om zo de kwel of wegzijging per locatie te kwantificeren. Tevens is de grondwatertemperatuur elke vijf minuten gemeten. De grondwaterkwaliteitsresultaten van de eerste meetronde wijken sterk af van die van de andere meetrondes, waarschijnlijk doordat de eerste meetronde plaatsvond vlak na het plaatsen van de grondwaterbuizen. Om deze reden zijn de resultaten van de eerste meetronde niet gebruikt in de analyse. In de diepere peilbuizen is de waterkwaliteit slechts één keer bemonsterd. Tenslotte is een aantal peilbuizen in de periode augustus 2009 tot oktober 2010 gesneuveld, waardoor de kwaliteit van het diepe grondwater niet op elke locatie is gemeten.



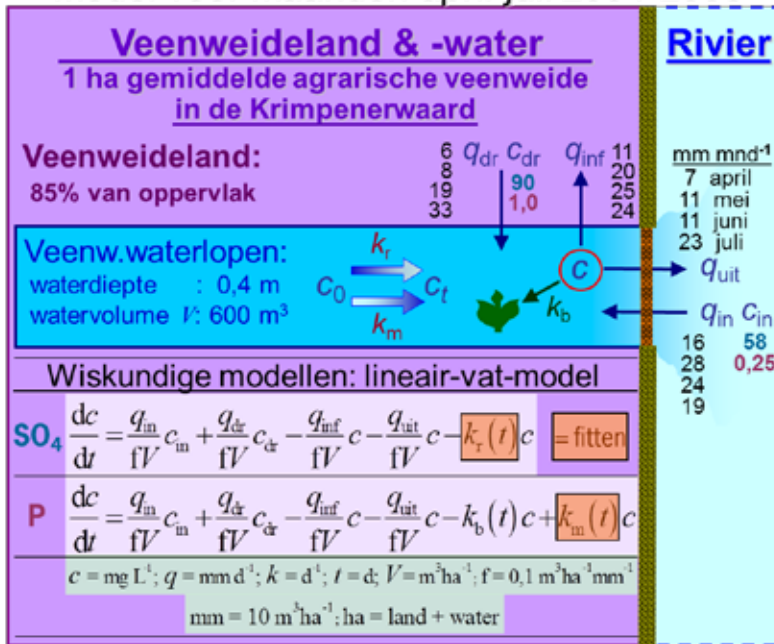
### **3.3 Analyse van metingen gericht op processen van interne eutrofiëring**

Om de aanname te toetsen dat het verloop in de tijd van de fosfor- en de sulfaatconcentraties zijn gerelateerd aan processen van interne eutrofiëring, zijn relevante meetgegevens nader geanalyseerd. Het doel van deze analyse was om antwoord te geven op de drie vragen gesteld in paragraaf 2.3. In het volgende is de methode van de uitgevoerde analyse in het kort beschreven. In bijlage A is deze methode in meer detail opgenomen.

Om na te gaan of interne eutrofiëring een rol speelt bij de typische dynamiek van de gemeten fosfor- en sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater en of de nalevering van fosfor uit de waterbodem kwantitatief kan worden verklaard uit de biochemische reductie van sulfaat zijn fosfor- en sulfaatbalansen in de tijd opgesteld voor het oppervlaktewatersysteem. Uit de bijdragen van de brontermen en de grootte van de afvoer- of puttermen kan worden vastgesteld of de gemeten concentraties in het oppervlaktewater als functie van de tijd kunnen worden verklaard uit de meegenomen balans-termen. Deze methode kan ook informatie geven voor het beantwoorden van de vraag wat de herkomst is van sulfaat in het oppervlaktewater.

Als wiskundig model van de samenhang tussen de dynamische termen van de balans in de tijd van het oppervlaktewatersysteem is een 'lineair-vat-model' genomen waarin perfecte menging optreedt, dat is geschreven als lineaire differentiaalvergelijking (Figuur 3.4). Dit model is opgesteld voor de maanden april-juli als gemiddelden van de periode 2004-2008. Dit zijn de vier maanden van het jaar waarin de beschouwde dynamiek in concentraties zich het sterkst manifesteert; 2004-2008 was de periode waarvan op het moment van deze analyse de meeste meetgegevens bekend waren. Het model representeert een gebiedsgemiddeld gedrag van het oppervlaktewatersysteem. Voor het doel van deze analyse is dat voldoende: het gaat om een algemeen kwantitatief beeld van de processen die spelen, verkregen op basis van realistische meetgegevens.

## Model voor maanden april-juli 2004-2008



**Figuur 3.4**

Het fosformodel en het sulfaatmodel. Verklaring van de symbolen:  $c$  = concentratie,  $q$  = waterflux,  $t$  = tijd,  $k = 1^{\text{e}}$  - ordesnelheidsconstante; subscripts:  $dr$  = drainage,  $inf$  = infiltratie,  $in$  = inlaat,  $uit$  = uitslag,  $b$  = biomassa,  $m$  = mobilisatie,  $r$  = reductie.

In het model zijn de belangrijkste bron- en puttermen voor beide stoffen opgenomen. Dat zijn in de eerste plaats termen gerelateerd aan waterstroming: aanvoer door drainage uit de veenbodem en inlaat van water uit de rivieren, en afvoer door infiltratie in de veenbodem en uitslag van water het gebied uit. Daarnaast hebben beide stoffen belangrijke stofs specifieke bron- en puttermen. Voor fosfor is dat de bronterm fosfornalevering of -mobilisatie en de putterm opname door de biomassa. Omdat sedimentatie van fosfor niet is meegenomen, representeert de fosfornalevering een netto bronterm. Voor sulfaat is de biochemische sulfaatreductie de putterm; andere vormen van puttermen voor sulfaat zijn weinig waarschijnlijk geacht.

Het model is op dagbasis gevoed met gegevens. Waar mogelijk waren dat beschikbare meetgegevens, en waar deze ontbraken gegevens afgeleid uit maandgemiddelde uitkomsten van de voor de Krimpenerwaard opgezette modellen SWAP (drainage uit en infiltratie in de veenbodem) en ANIMO (fosforuitspoelingsconcentratie), literatuur en databases (zie bijlage A). Omdat inlaat en uitslag uit meetgegevens zijn verkregen, is eventueel doorspoelen van het gebied in principe in het model opgenomen. Neerslag op en verdamping uit het oppervlaktewater zitten impliciet in het model door de sluitende waterbalans van het oppervlaktewatersysteem bij een peil dat niet meer dan 15 mm per maand afwijkt van het streefpeil. Deze impliciete opname voldoet, omdat is aangenomen dat neerslag op het oppervlaktewater geen fosfor en sulfaat (van betekenis) bevat.

De parameters die fosfornalevering en sulfaatreductie beschrijven waren fitparameters. Ze zijn verkregen door fitten van het model op de gemeten fosfor- en sulfaatconcentraties, gemiddeld voor het gehele gebied en voor de periode 2004-2008. Het model is opgesteld in een spreadsheet. Het is numeriek opgelost in een eenvoudig expliciet schema met een tijdstapgrootte van 0,05 dagen. Fitten gebeurde door *trial and error* met een visuele beoordeling van de resultaten door vergelijking van

gemeten met berekende concentraties met ondersteuning van minimaliseren van de *Root Mean Squared Error* (RMSE).

Om de invloed van de hoeveelheid inlaatwater en de sulfaatconcentraties in dit water op de sulfaat-reductie af te tasten, zijn met het sulfaatmodel scenarioberekeningen gedaan. Deze bestonden uit combinaties van inlaathoeveelheden in de range van 0-180 mm en inlaatconcentraties in de range 0-100 mg l<sup>-1</sup>, met stapgrootten van 10 mm en 10 mg l<sup>-1</sup>. Bij het aansturen van het sulfaatmodel met verschillende inlaathoeveelheden, zijn alle overige waterbalanstermen van het model verkregen uit relaties tussen inlaathoeveelheid als verklarende variabele en deze overige termen. Deze relaties zijn afgeleid uit berekeningen met het model SWAP (zie bijlage A).

Om te achterhalen wat de bronnen van sulfaat in de veenbodem zijn, is een beperkt bronnen-onderzoek gedaan. Dit bestond uit literatuuronderzoek, uitkomsten van het hier beschreven sulfaatmodel, indicatieve berekeningen van sulfaatmineralisatie van veen en een interview van een deskundige (Joop Harmsen, Alterra).

### **3.4 Relatie tussen waterafvoer en gemeten oppervlaktewaterkwaliteit**

In veel gebieden wordt de oppervlaktewaterkwaliteit voor een deel bepaald door de hydrologische omstandigheden. Er zijn daarom relaties te vinden tussen chemische samenstelling van een oppervlaktewatermonster en de hydrologische omstandigheden op het tijdstip van bemonstering. De achtergrond hiervan is dat onder natte omstandigheden andere transportroutes vanuit het landsysteem een rol spelen dan onder droge omstandigheden. Wanneer deze verschillende transportroutes andere karakteristieke concentraties kennen is het logisch dat de oppervlaktewaterkwaliteit afhankelijk is van de afvoer. In vrij afstromende gebieden zoals de Drentse Aa en de Schuitenbeek uit het Monitoring Stroomgebiedenproject is dit duidelijk terug te zien. Onder droge omstandigheden heeft het oppervlaktewater de signatuur van diep grondwater. Naarmate het steeds natter wordt krijgt het ondiepe en bovenste grondwater een steeds grotere invloed. Onder extreem natte omstandigheden is te zien dat oppervlakkig afspoeling een rol gaat spelen.

De Krimpenerwaard is geen vrij afstromend gebied maar een polder waarin de afvoeren mede bepaald worden door menselijk handelen. Eenzelfde soort relatie tussen afvoer en oppervlaktewaterkwaliteit als in vrij afstromende gebieden is daarom voor dit gebied niet te verwachten. Waarschijnlijk kan wel gesteld worden dat onder droge omstandigheden het kwelwater en eventueel inlaatwater belangrijker zijn bij de totstandkoming van de oppervlaktewaterkwaliteit dan onder natte omstandigheden. Onder natte omstandigheden zullen ondiepe routes via het grondwater of oppervlakkige afstroming een rol spelen. Dit kan effect hebben op de gemeten oppervlaktewaterkwaliteit. De relatie afvoer-concentratie is daarom ook voor de Krimpenerwaard onderzocht. De methodiek van deze analyse is beschreven in bijlage C.

### **3.5 Modellerings van water en nutriënten in bodem en oppervlaktewater**

Het in dit onderzoek gebruikte modelinstrumentarium komt voort uit het landelijkse uitspoelingsmodel STONE (Wolf et al., 2003). Het model STONE verdeelt Nederland in 'plots' op basis van bodemtype, landgebruik en hydrologie en berekent voor elke plot de nutriëntenuit- en afspoeling vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewater, op 10-daagse basis. In de Krimpenerwaard zijn er drie plots die

samen 80% van het totale oppervlak van de krimpenerwaard beslaan; de plots koopveen, waardveen en drechtvaaggrond.

Voor dit onderzoek, en voor het project Monitoring Stroomgebieden in het algemeen, is op basis van het STONE-model een nieuw modelinstrumentarium ontwikkeld dat opereert op een kleiner schaalniveau, zowel in tijd als in de ruimte. Dit is ondermeer gedaan door gebiedskennis in te brengen op basis van extra/specifieke metingen en expertkennis van het gebied en veenweidegebieden in het algemeen. De ontwikkeling vond plaats in een aantal fases. In fase 1 is het landelijke STONE-model toegepast op de Krimpenerwaard (Kroes et al., 2006a), net zoals in fase 2 waarin de toekenning van de plots in de Krimpenerwaard is verbeterd op basis van regionale data en waarin de nutriëntenhuishouding in het oppervlaktewater is toegevoegd (Kroes et al., 2006b). In fase 3 is het modelinstrumentarium gevoed met regionale data en is op dagbasis gerekend in plaats van op 10-daagse basis (Kroes et al., 2008). In de laatste fase (fase 4), besproken in dit rapport, is het model verder aangepast en gevoed met o.a. essentiële metingen van de fosfaatverzadiging in de bovengrond en de grondwaterkwaliteit, en is het model gekalibreerd, omdat niet alle modelparameters bekend of meetbaar zijn. Met dit gekalibreerde modelinstrumentarium zijn de nutriëntenbronnen die het oppervlaktewater belasten gekwantificeerd en is het effect van sturingsmaatregelen op de oppervlaktewaterkwaliteit verkend.

Het nieuwe modelinstrumentarium is ontwikkeld uit bestaande procesmodellen en bestaat uit vier dynamische simulatiemodellen die op afstand zijn gekoppeld: SWAP voor de waterhuishouding van de landbodem (Van Dam et al., 2008), ANIMO voor de organische stof-, N- en P-huishouding en -uitspoeling uit de landbodem (Groenendijk et al., 2005), SWQN voor de waterhuishouding van het oppervlaktewaterstelsel (Smit et al., in voorbereiding) en NuswaLite voor de N- en P-huishouding en -concentraties in het oppervlaktewater (Siderius et al. 2008).

### 3.5.1 Modelaanpassingen

**Tabel 3.1**

*Overzicht van de modelaanpassingen en de bronnen op basis waarvan de modellen zijn aangepast.*

| Model | Aspect                           | Bron                                     |
|-------|----------------------------------|--|
| SWAP  | Dikte veenpakket                 | Grondwatermetingen                       |
| SWAP  | Onderrandflux (kwel/wegzijging)  | Grondwatermetingen                       |
| SWAP  | Hydraulische weerstand deklaag   | REGIS                                    |
| SWAP  | Grondwatertemperatuur            | Grondwatermetingen                       |
| SWAP  | Drainage karakteristieken        | Expertkennis                             |
| ANIMO | Kwelwaterconcentraties           | Grondwatermetingen                       |
| ANIMO | Infiltratiewaterconcentraties    | Oppervlaktewatermetingen                 |
| ANIMO | Initiële grondwaterconcentraties | Grondwatermetingen                       |
| ANIMO | Veensamenstelling                | Expertkennis                             |
| ANIMO | P-ophoping                       | Metingen fosfaatophoping en expertkennis |
| SWQN  | Doorspoelen met rivierwater      | Gemeten ingelaten debieten               |

In drie van de vier modellen van het modelinstrumentarium zijn aanpassingen doorgevoerd: in SWAP (hydrologie bodemsysteem), ANIMO (nutriëntenuitspoeling bodemsysteem) en SWQN (oppervlaktewaterkwantiteit). In NuswaLite (oppervlaktewaterkwaliteit) zijn geen aanpassingen doorgevoerd. Tabel 3.1 geeft een overzicht van de aspecten die zijn aangepast en de bronnen op basis waarvan dit is gedaan. In bijlage F zijn de modelaanpassingen uitgebreid beschreven.

### 3.5.2 Beperkte kalibratie

Het modelinstrumentarium is gekalibreerd op de gemeten oppervlaktewaterkwaliteit van totaal-N en totaal-P. Hiervoor zijn alleen de parameters in de waterkwaliteitsmodellen (ANIMO en NuswaLite) gekalibreerd. De parameters voor de kwantiteitsmodellen (SWAP en SWQN) zijn niet gekalibreerd. Er zijn 500 modelruns uitgevoerd waarin alle gekozen parameters - zeven NuswaLite parameters en één ANIMO parameter - zijn gevarieerd binnen vooraf vastgestelde bandbreedtes. De modelvariant waarvan de gemodelleerde nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater in de periode 2001-2010 het minst afwijken van de gemeten concentraties - op een aantal representatieve meetlocaties met lange meetreeksen - is gekozen als beste modelvariant. De mate van afwijking tussen meting en model is hierbij gekwantificeerd met de modefficiëntie (Nash en Sutcliffe 1970) die maximaal één is wanneer model- en meetresultaten exact overeenkomen en die nul is wanneer het gemiddelde van de metingen dezelfde voorspellende waarde heeft als het model. Bij een modefficiëntie kleiner dan nul heeft het model geen meerwaarde volgens deze methodiek. De methodiek is uitgebreid besproken in het kalibratierapport van Monitoring Stroomgebieden (Siderius et al., 2011a).

De op deze manier bepaalde beste modelvariant heeft als basis gediend voor de uiteindelijke bronnenanalyse, voor het bepalen van het effect van het mestbeleid op de oppervlaktewaterkwaliteit en voor het bepalen van het effect van sturingsmogelijkheden om de oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren.



**Figuur 3.5**

*Meetlocaties oppervlaktewaterkwaliteit op basis waarvan de beste modelvariant is bepaald.*

### 3.5.3 Bronnenanalyse

Op basis van het gekalibreerde modelinstrumentarium is een bronnenanalyse uitgevoerd om inzichtelijk te maken welke bronnen in welke mate bijdragen aan:

- de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit en vanaf het landsysteem naar het oppervlaktewater, met als bronnen:
  - bemesting
  - atmosferische depositie
  - diepe kwel
  - oppervlaktewater (infiltratie)
  - veenbodem (afbraak en uitloging)
- de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewatersysteem, met als bronnen:
  - landsysteem (uit- en afspoeling)

- atmosferische depositie
- puntbronnen (RWZI-effluent)
- inlaatwater (rivierwater)
- watersysteem (bergingsverandering in waterbodem, waterkolom en waterplanten)

Sommige bronnen kunnen ook gezien worden als een 'route', zoals het oppervlaktewater dat feitelijk geen bron is voor de nutriëntenuitspoeling, maar eerder een route omdat het geïnfilterde oppervlaktewater uiteindelijk weer grotendeels uitspoelt. Voor het oppervlaktewater geldt hetzelfde voor de term watersysteem; het watersysteem zorgt voor tijdelijke opslag van nutriënten en is feitelijk geen bron.

De bijdrage van de bronnen is berekend met een nieuwe methodiek waarbij de bijdrage van elke bron wordt bepaald door kleine veranderingen aan te brengen in de bronsterkte. Dit resulteert in de bronbijdrage die hoort bij de actuele toestand van het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem. Ook blijft op deze manier het modelinstrumentarium binnen de grenzen van de nutriëntenbelasting waarop het instrumentarium is afgestemd. Deze nieuwe methodiek is uitgebreid beschreven in Groenendijk et al. (in voorbereiding).

De bronsterkte is gevarieerd over de jaren 2001 t/m 2010 om een idee te krijgen van de gemiddelde bronbijdrage in deze periode. De bijdrage van de bemesting aan de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit het landsysteem is opgesplitst in de bijdrage van historisch toegediende mest - in de periode 1940 t/m 2000 - en recentelijk toegediende mest, in de periode 2001 t/m 2010. De eventuele bijdrage van mest die voor 1940 is toegediend aan de uit- en afspoeling komt tot uiting in de term veenbodem. De bijdrage van de veenbodem aan de af- en uitspoeling van nutriënten en de bijdrage van het watersysteem aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater zijn afgeleid als restterm op basis van de bijdragen van de overige bronnen (zie Groenendijk et al., in voorbereiding).

### **3.5.4 Sturingsmogelijkheden om de oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren**

Het gekalibreerde modelinstrumentarium is gebruikt om sturingsmogelijkheden voor verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit te kwantificeren, relevant voor het te voeren beleid. Ook is het modelinstrumentarium gebruikt om het effect van het in het verleden uitgevoerde mestbeleid te kwantificeren:

1. Effecten mestbeleid: één van de grote vragen voor het project Monitoring Stroomgebieden is om inzicht te krijgen in het effect van het mestbeleid op de oppervlaktewaterkwaliteit. Hiervoor zijn in een scenarioberekening met het modelinstrumentarium de mestgiften uit de 2<sup>e</sup> helft van de jaren tachtig gecontinueerd tot 2010, gecombineerd met de bijbehorende gewasopnamen. De berekende N- en P-concentraties als gevolg van het continueren van de mestgiften zijn vergeleken met de huidige berekende concentraties van het gekalibreerde uitgangsmodel. Dit geeft een inschatting van het effect van de mestwetgeving op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater.
2. Sturingsmogelijkheden: de bronnenanalyse heeft de bronnen met het grootste aandeel aangewezen. Van deze bronnen zijn degenen die stuurbaar zijn in scenarioanalyses gereduceerd tot een realistisch minimaal niveau. Dit zijn de bronnen bemesting, inlaatwater, puntbronnen en atmosferische depositie. Met het gekalibreerde modelinstrumentarium is berekend welk effect een bronreductie vanaf 2001 heeft op de hoeveelheid nutriënten die de Krimpenerwaard via de gemalen verlaten in de jaren 2001-2010. Dit geeft inzicht in het effect van een nu te nemen maatregel op de gemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit in de komende tien jaar. Hierbij is de reductie van de bronnen tot stand gebracht door de nutriëntenhoeveelheden te reduceren en niet de waterhoeveelheden.

## 4 Data-analyse

### 4.1 Oppervlaktewaterkwaliteit van de Krimpenerwaard

Deze paragraaf betreft een temporele en ruimtelijke analyse van de gemeten concentraties van totaal-N en totaal-P, de relevante N- en P-componenten en waar nodig de andere stoffen zoals sulfaat, bicarbonaat, chloride en zuurstof. Deze analyse geeft inzicht in de toestand van het oppervlaktewater in de Krimpenerwaard, patronen in oppervlaktewaterkwaliteit en de processen die deze kwaliteit bepalen.

De volgende analyses zijn uitgevoerd:

- De trend van totaal-N- en -P-concentratie in de tijd voor de uitstroompunten (1980-2010).
- De trend van de gebiedsgemiddelde zomerconcentratie van totaal-N en -P (2004-2010) en toetsing aan de KRW-normen.
- Seizoenstrend van de totaal-N, -P en sulfaatconcentraties op basis van langjarige gebiedsgemiddelden (2004-2010).
- Ruimtelijke verdeling van de gemiddelde zomerhalfjaar- en winterhalfjaarconcentraties aan totaal-N en -P.
- Relatie tussen seizoensdynamiek van totaal-P en sulfaatconcentraties, per meetlocatie.
- Relatie tussen hydrologische omstandigheden en concentraties.

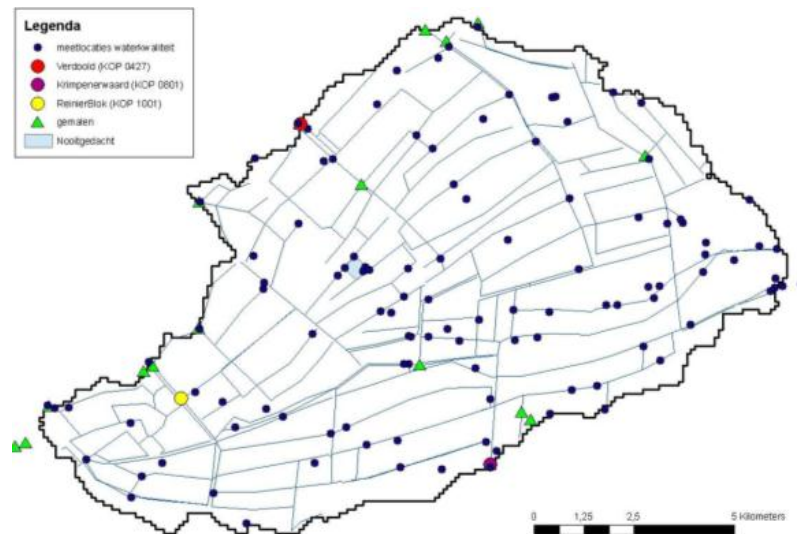
#### 4.1.1 Concentraties bij de uitstroompunten

##### Langjarige trends

In de Krimpenerwaard zijn drie belangrijke uitstroompunten: de gemalen Krimpenerwaard, Verdoold en Reinier Blok. Al deze punten zijn intensief bemeten. Het gemaal Krimpenerwaard geldt tevens als belangrijkste inlaatpunt van water in de zomer, waardoor de op dit punt gemeten waterkwaliteit in het zomerhalfjaar sterk wordt beïnvloed door de kwaliteit van het ingelaten rivierwater. Het gemaal Verdoold doet in de zomer ook dienst als inlaatpunt. Doordat de sluis hier de laatste twee jaar op een kier staat heeft het rivierwater hier zelfs in de winter nog invloed op de gemeten oppervlaktewaterkwaliteit. Het gemaal Reinier Blok doet alleen dienst als uitlaatpunt; voor 1997 werd er wel water ingelaten. De belangrijkste gemalen zijn weergegeven in figuur 4.1, samen met de overige locaties waarop de oppervlaktewaterkwaliteit is gemeten.

Van de drie hoofd uitstroompunten geeft Reinier Blok (KOP 1001) het beste beeld van het gebiedseigen water, aangezien op deze locatie geen rivierwater wordt ingelaten. Daarom is op de meetwaarden van deze locatie de langjarige trendanalyse uitgevoerd. De trend is bepaald met twee verschillende methoden; de Theil-Sen hellingschatter en de LOWESS. De Theil-Sen hellingschatter (Hirsch et al., 1982) is een robuuste non-parametrische trendschatter. Robuust betekent dat de methode weinig gevoelig is voor extreme waarden en perioden zonder metingen in de meetreeks, dit in tegenstelling tot bijvoorbeeld lineaire regressie. Non-parametrisch wil zeggen dat de dataset niet normaal verdeeld hoeft te zijn. De Theil-Sen hellingschatter bepaalt de mediane trend uit alle mogelijke trends tussen onderlinge datapunten en komt zo tot een trendlijn. De LOWESS (LOcally WEighted Scatterplot Smoothing) is een kromme trendlijn gebaseerd op het 'lopend' fitten van polynomen (krommen) op een steeds opschuivend gedeelte van de meetreeks (Cleveland, 1979). Het principe lijkt op een lopend gemiddelde of een lopende mediaan, waarbij voor een steeds één tijdstap

opschuivend deel van de meetreeks het gemiddelde of de mediaan wordt berekend. De zogenaamde 'smoothing span' parameter bepaalt de grootte van de subdataset rond het centrale datapunt dat meedoet met het fitten van de polynoom. De gebruikte spanwijdte voor de LOWESS is in ons geval 0,4 jaar.

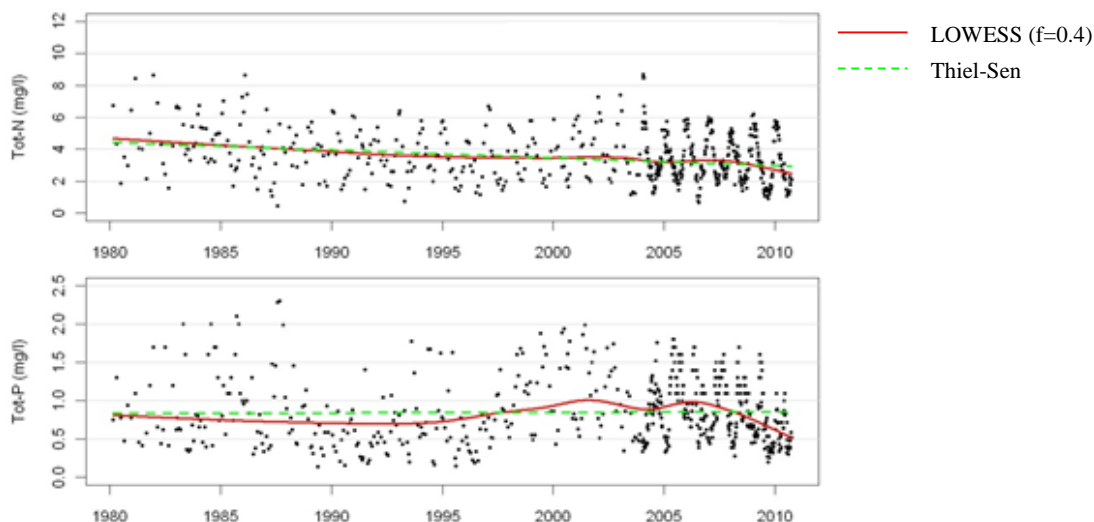


**Figuur 4.1**

*Locaties oppervlaktewaterkwaliteit, belangrijkste uitstroompunten en gemalen in de Krimpenerwaard.*

Figuur 4.2 laat de berekende trends zien in de gemeten nutriëntenconcentraties en tabel 4.1 geeft aan of de trend significant is, op basis van de Seasonal Mann Kendall test, een robuuste, non-parametrische trendtest die speciaal bedoeld is voor meetgegevens met een seizoenspatroon (Hirsch en Slack, 1984). De N-totaal concentratie vertoont een duidelijke afnemende trend in de periode 1980-2010 die significant is en een helling heeft van 0,049 mg N/l. De trend is vrij constant over de jaren heen, waardoor de LOWESS nauwelijks afwijkt van de Thiel-Sen hellinglijn. De neerwaartse trend is waarschijnlijk grotendeels toe te schrijven aan de afgenomen bemesting door het mestbeleid, aangezien bemesting een zeer belangrijke nutriëntenbron is (paragraaf 5.3). De concentratie totaal-P vertoont geen significante afnemende trend in de periode 1980-2010. In de periode 1995-2003 neemt de totaal-P-concentratie volgens de LOWESS lijn toe en na 2006 neemt deze af mede door dalende piekconcentraties. Deze daling - die gemiddeld over 2000-2010 significant is - is waarschijnlijk toe te schrijven aan een verandering in het beleid voor het inlaten van rivierwater; vanaf 2006 is er meer water vanuit de Lek ingelaten bij het gemaal Krimpenerwaard, niet alleen om het waterpeil binnen de Krimpenerwaard te handhaven, maar ook om door te spoelen. Omdat het water van de Lek met ongeveer 0,20 mg/l een lagere P-concentratie heeft dan het gebiedseigen water werkt deze extra inlaat van rivierwater verdunnend.





**Figuur 4.2**

Langjarige trends in gemeten totaal-N- en totaal-P-concentraties nabij het gemaal Reinier Blok (KOP 1001). De afname in concentraties is volgens de Thiel-Sen 0,049 mg/l per jaar voor stikstof en is met 0,0007 mg/l per jaar nihil voor fosfor.

**Tabel 4.1**

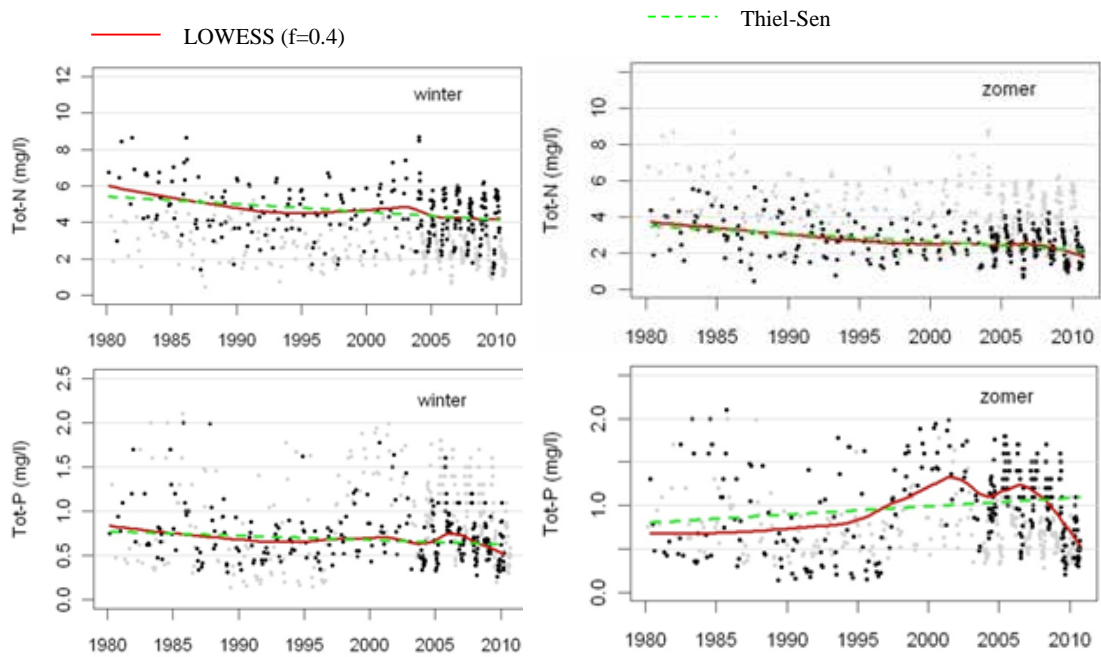
De sterkte en significantie van de trend in de gemeten totaal-N- en totaal-P-concentraties bij gemaal Reinier Blok voor de jaren 1980-2010 en 2000-2010. De SMK-tau waarde geeft de richting en sterkte van de trend - negatief betekent een neerwaartse trend en positief een opwaartse trend - berekend met de Seasonal Mann Kendall test, de p-waarde geeft de significantie van de trend.

|         | Stikstof (N)         |                     | Fosfor (P) |                     |
|---------|----------------------|---------------------|------------|---------------------|
|         | 1980-2010            | 2000-2010           | 1980-2010  | 2000-2010           |
| SMK-tau | -0,29                | -0,30               | 0,030      | -0,33               |
| p       | $1,1 \cdot 10^{-13}$ | $1,9 \cdot 10^{-5}$ | 0,43       | $1,9 \cdot 10^{-6}$ |

Groen = significante neerwaartse trend ( $p < 0,01$ )

Grijs = geen significante trend ( $p > 0,01$ )

De gemeten concentraties hebben een duidelijke seizoensdynamiek die voor totaal-N tegengesteld is aan totaal-P. De N-concentraties zijn hoger in het winterhalfjaar dan in het zomerhalfjaar, terwijl de P-concentraties hoger zijn in het zomerhalfjaar (Figuur 4.3). De seizoensdynamiek van de P-concentraties lijkt in de loop der tijd te zijn toegenomen; in 1980 is er nauwelijks een verschil tussen de zomer- en winterconcentraties, maar in de jaren daarna neemt het verschil toe. De P-concentraties in de winter dalen gestaag gedurende de jaren terwijl de zomerconcentraties een grilliger verloop hebben. Vanaf 2006 neemt de P-concentratie in de zomer zelfs af, kijkend naar de LOWESS. Een zelfde beeld zagen we al in figuur 4.2 met als mogelijke verklaring het veranderde inlaatbeleid vanaf 2006 resulterend in meer inlaat in de zomer van water uit de Lek dat weinig P-totaal bevat en daardoor verdunnend werkt. Het verdunnende effect is merkbaar bij Reinier Blok omdat een deel van het ingelaten rivierwater vanuit de Lek deze locatie passeert. Voor N is de trend in de zomer- en winterconcentraties vrij constant en vergelijkbaar met de trend op jaarbasis.

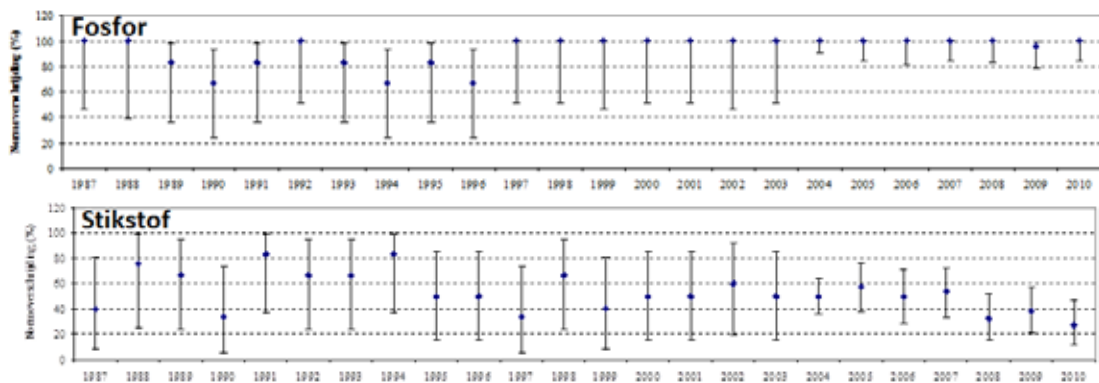


**Figuur 4.3**

Langjarige trends voor gemeten totaal-N- en totaal-P-concentraties in het winterhalfjaar (links) en het zomerhalfjaar (rechts) nabij het gemaal Reinier Blok (KOP 1001).

### Overschrijding van de Kaderrichtlijn Water nutriëtnorm

Voor het uitstroompunt Reinier Blok is getoetst hoeveel van de afzonderlijke waarnemingen in de zomerperiode de KRW-norm voor totaal-N (2,4 mg N /l) en totaal-P (0,22 mg P/l) overschrijden (Figuur 4.4).



**Figuur 4.4**

Percentage normoverschrijding per zomerhalfjaar nabij het uitstroompunt Reinier Blok (KOP 1001) met het 95% betrouwbaarheidsinterval daaromheen.

In figuur 4.4 is het percentage normoverschrijding te zien met het 95%-betrouwbaarheidsinterval daaromheen. De fosfornorm wordt bij vrijwel elke meting overschreden, alleen in de periode 1989 tot 1996 voldoen ongeveer 10 tot 30% van de metingen aan de norm. De stikstofnorm wordt minder vaak overschreden. Het aantal overschrijdingen lijkt af te nemen in de loop der jaren tot ongeveer 25% in 2010. Wel is er een behoorlijke spreiding tussen de jaren, mede afhankelijk van de hydrologische condities.

#### 4.1.2 Gemiddelde concentraties in het gebied

Naast de concentraties op de uitstroompunten is het van belang om de gemiddelde concentraties in het gehele gebied te beschouwen. De gebiedsgemiddelde concentratie is bepaald op basis van de gemeten oppervlaktewaterkwaliteit op alle meetlocaties (Figuur 4.1), waarbij alle locaties even zwaar meetellen. In de tijd is gemiddeld op maandbasis.

##### Overschrijding van de Kaderrichtlijn Water nutriëtnorm

Figuur 4.5 laat zien dat de gebiedsgemiddelde nutriëntenconcentraties in het zomerhalfjaar de KRW-norm in de periode 2004-2010 overschrijden. Voor N is de normoverschrijding beperkt, maar voor P zijn de gebiedsgemiddelde zomerconcentraties drie tot zes keer zo hoog als de KRW norm. In de jaren 2009 en 2010 is de normoverschrijding voor P het kleinst. Dit komt hoogstwaarschijnlijk doordat er in deze jaren veel rivierwater is ingelaten (Figuur 4.6). Het gaat met name om water uit de Lek dat in het zomerhalfjaar wordt ingelaten en dat dan vier tot zes keer zo weinig fosfor bevat als het gebiedseigen water en dus verdunnend werkt (Figuur 4.7). Ook in 2006 is de invloed van het inlaatwater op de fosforconcentraties zichtbaar. De daling van de gebiedsgemiddelde fosforconcentraties vanaf 2007 is dus voornamelijk toe te schrijven aan de weerjaren in relatie tot de hoeveelheid ingelaten water.

De mate van verdunning hangt naast de hoeveelheid inlaatwater ook af van de ruimtelijke doordringing van het inlaatwater; het komt niet in alle waterlopen van de Krimpenerwaard terecht (paragraaf 5.2.4). Het komt voornamelijk in de hoofdwaterlopen terecht en minder in de sloten, waar het gebiedseigen water eventueel wordt teruggedrongen door het inlaatwater, vergelijkbaar met ervaringen in Quarles van Ufford (Siderius et al., 2011b).

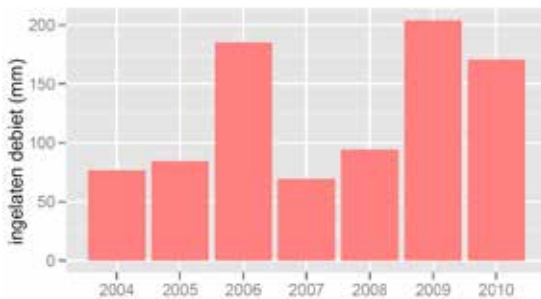


**Figuur 4.5**

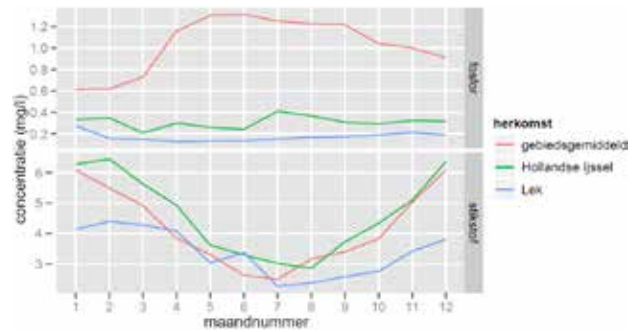
*Gemeten gebiedsgemiddelde totaal-N en totaal-P concentraties in het oppervlaktewater vergeleken met de KRW normen (rode lijn).*

## Seizoensdynamiek

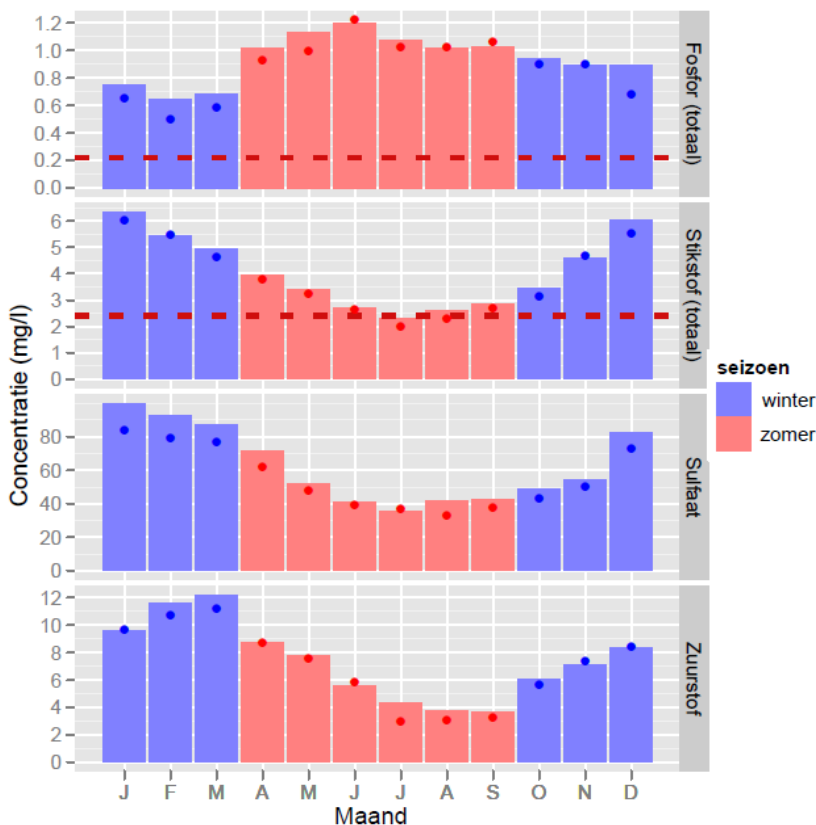
De gebiedsgemiddelde concentraties vertonen een duidelijke seizoensdynamiek, die voor N tegenovergesteld is aan P (Figuur 4.8). De hoge fosforconcentraties in het zomerhalfjaar gaan gepaard met lagere sulfaat- en zuurstofconcentraties. Dit duidt op een lage redoxpotentiaal waardoor sulfaat kan reduceren tot sulfide waardoor aan de waterbodem gebonden fosfaat vrij kan komen in de waterkolom (zie bijlage A).



**Figuur 4.6**  
Ingelaten debiet in het zomerhalfjaar, volgens modelberekeningen met SWQN.

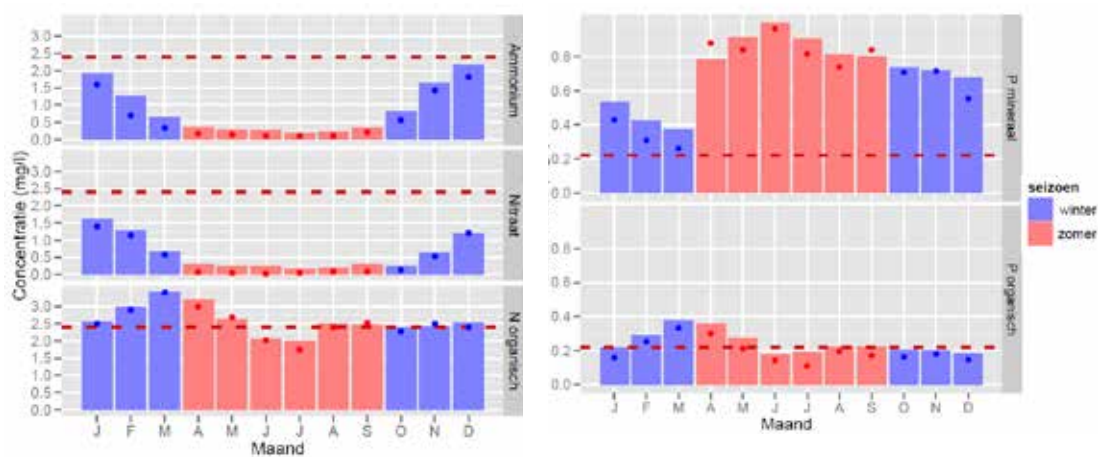


**Figuur 4.7**  
Gemeten gebiedsgemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard en gemeten concentraties van het water in de Lek en de Hollandse IJssel, gemiddeld over de jaren 2004-2008.



**Figuur 4.8**  
Gemeten maandgemiddelde fosfor-, stikstof-, sulfaat- en zuurstofconcentratie in het oppervlaktewater in de Krimpenerwaard over de periode 2004-2010. De punten representeren de mediane waarde en de stippellijnen geven de KRW-norm.

De seizoensdynamiek van stikstof wordt met name veroorzaakt door de dynamiek in ammonium en nitraat en niet door organisch N (Figuur 4.9). Verder zit er meer ammonium dan nitraat in het water, doordat stikstof in een nat gebied als de Krimpenerwaard voornamelijk als ammonium uitspoelt vanuit het landsysteem, omdat het meeste nitraat door de natte condities denitrificeert voordat het kan uitspoelen. De seizoensdynamiek van fosfor wordt met name veroorzaakt door orthofosfaat (Figuur 4.9). Voor zowel stikstof als fosfor ligt de concentratie van het organische deel rond de KRW-norm voor N-totaal en P-totaal.

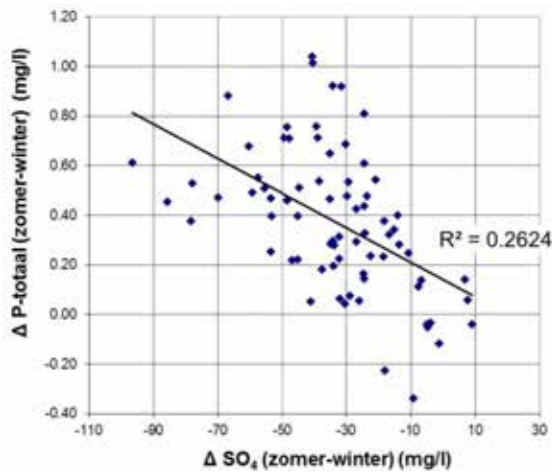


**Figuur 4.9**

*Gemeten gebiedsgemiddelde maandelijkse concentraties in het oppervlaktewater over de periode 2004-2010 voor de fracties die bijdragen aan N-totaal (links) en P-totaal (rechts). De punten representeren de mediane waarde en de stippellijnen geven de KRW-norm.*

### Relatie tussen fosfaat en sulfaat

Uit figuur 4.8 bleek al dat er een mogelijke relatie bestaat tussen de gebiedsgemiddelde fosfor- en sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater. We gaan hier dieper op in door te kijken of het samengaan van hogere fosforconcentraties met lagere sulfaatconcentraties in het zomerhalfjaar ook geldt voor de afzonderlijke meetlocaties. Figuur 4.10 toont het resultaat waarin te zien is dat het verschil in totaal-P-concentraties tussen het zomer- en het winterhalfjaar per meetlocatie - een maat voor de interne eutrofiëring - samenhangt met het verschil in de sulfaatconcentraties tussen zomer- en winterhalfjaar ( $R^2=0,26$  en  $p < 0,01$ ): hoe groter de afname van de sulfaatconcentraties van winter naar zomer, hoe groter de toename van de fosforconcentraties in de zomer.



**Figuur 4.10**

*Verskil in de P-totaal-concentraties tussen het winter- en zomerhalfjaar uitgezet tegen het verschil in de sulfaatconcentraties tussen het winter- en zomerhalfjaar. Elk punt representeert een meetlocatie. Het betreft gemiddelde concentraties over de periode 2004-2010.*

### 4.1.3 Ruimtelijke patronen

#### Stikstof

Figuur 4.11 laat per meetlocatie de gemeten zomer- en winterhalfjaargemiddelde stikstofconcentraties zien. In het algemeen zijn de verschillen tussen de meetlocaties niet groot. Bij een kwart van de meetlocaties blijft de zomerhalfjaargemiddelde concentratie onder de KRW-stikstofnorm van 2,4 mg/l. Er is voor stikstof één locatie aan te wijzen met erg hoge concentraties. Dit betreft kavelsloot meetpunt KOP 0475 met gemiddelde winter- en zomerconcentraties van 9,48 en 6,95 mg N/l. Deze locatie is alleen in de jaren 2004, 2005 en 2006 bemeaten. Nadere analyse van de concentraties op dit punt doet de aanwezigheid van een puntbron vermoeden gezien het onregelmatige patroon van de organisch-N- concentraties, gekenmerkt door een aantal hoge pieken in het voorjaar en de zomer.

Nitraat is in zomermaanden relatief hoog bij de gemalen (1,75 en 0,95 mg N/l) en in de hoofdwaterlopen in de omgeving van de gemalen (Figuur B.2 in bijlage B). Dit nitraat is afkomstig uit het inlaatwater van de Hollandse IJssel en de Lek. De totaal-N-concentratie op deze locaties zijn met 2,9 en 2,1 mgN/l vergelijkbaar met de andere locaties, omdat het inlaatwater naast meer nitraat, minder organisch N bevat waardoor de totaal-N-concentratie van het inlaatwater vergelijkbaar is met die van het gebiedseigen water. In de oostelijke en westelijke zone van de Krimpenerwaard worden in de zomermaanden zeer lage nitraatconcentraties gemeten.

#### Fosfor

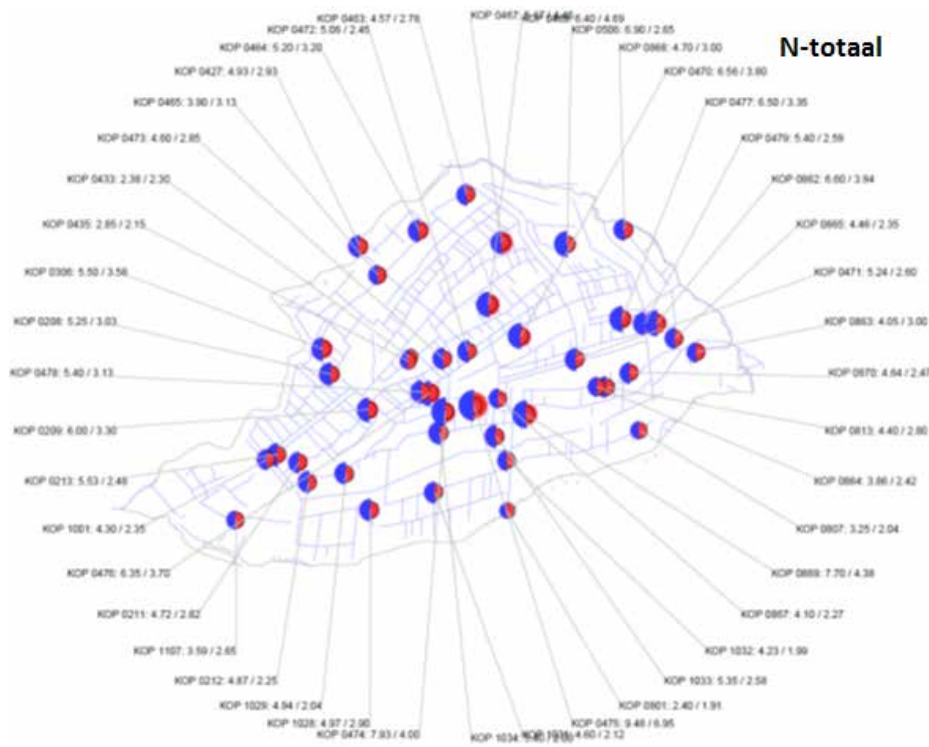
De KRW-zomerhalfjaargemiddelde fosfornorm van 0,22 mg/l wordt op vrijwel alle meetlocaties overschreden (Figuur 4.12). Alleen in het natuurgebied Nooitgedacht (meetlocatie KOP 0435 en KOP 0433), dat de laatste jaren niet is bemest, en de locaties KOP 0801 en KOP 0427, waar fosforarm rivierwater wordt ingelaten, laten geen overschrijding van de norm zien. Meetlocatie KOP 0862 heeft verreweg de hoogste fosforconcentratie, met een gemiddelde zomerconcentratie van 2,8 mg P/l. De hoge gemiddelde fosforconcentraties op dit meetpunt worden niet veroorzaakt door pieken. De oorzaak van de hoge concentraties is niet direct duidelijk. Wel blijkt de sulfaatconcentratie hier ook het hoogste te zijn met gemiddelde concentraties van 160 en 100 mg/l in de winter en zomer-

periode. Dit duidt dus ook weer op de sterke relatie tussen fosfor en sulfaat, ook omdat de fosfor- en sulfaatconcentraties op deze locatie een duidelijke synchrone seizoensdynamiek hebben.

### **Nooitgedacht**

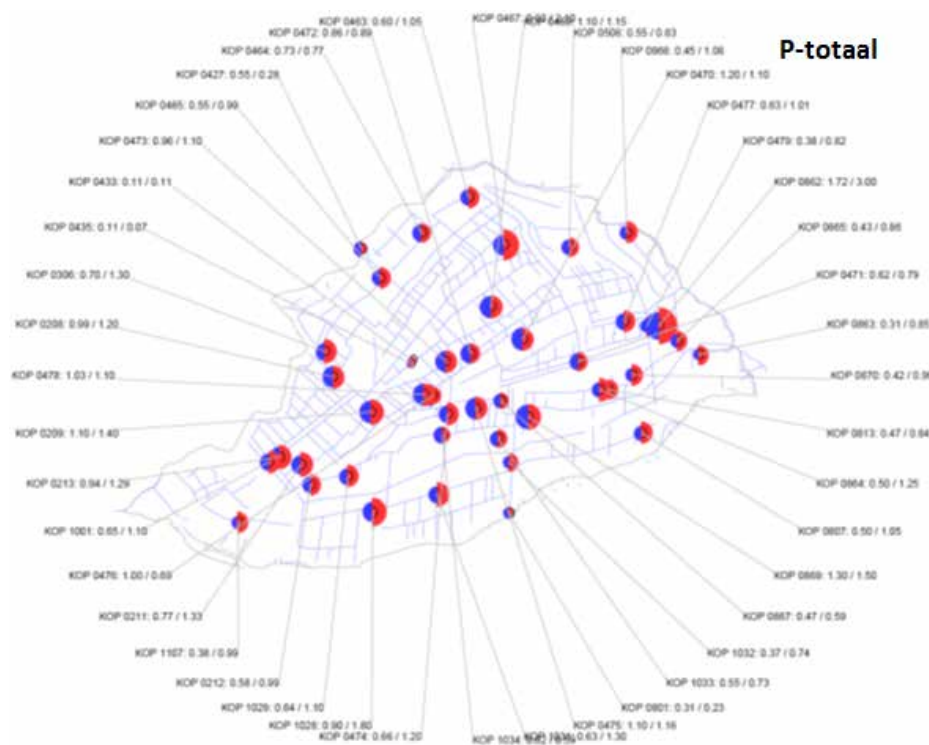
Het natuurgebied Nooitgedacht (meetlocaties KOP 0433 en KOP 0435) valt op in de Krimpenerwaard door de lage stikstofconcentraties, maar met name door zijn lage fosforconcentraties (Figuur 4.11, Figuur 4.12 en Figuur 4.13). In de vorige paragraaf is besproken dat de stikstof in de zomer vrijwel alleen maar uit organisch stikstof bestaat. In het natuurgebied Nooitgedacht (KOP 0433 en KOP 0435), dat de laatste jaren niet meer is bemest, zijn de gemeten stikstofconcentraties in de zomer met gemiddeld 2,35 en 2,15 mg N/l nauwelijks lager dan in het landbouwgebied. De organisch-stikstofconcentratie lijkt daarmee vrij stabiel en weinig stuurbaar. In het winterhalfjaar onderscheidt Nooitgedacht zich wel van het landbouwgebied door lagere stikstofconcentraties. Dit komt door de lagere gehalten aan nitraat en ammonium (Figuur B.1 en B.2 in bijlage B). De organische component in Nooitgedacht is in de winter namelijk - net zoals in de zomer - vergelijkbaar met die van het landbouwgebied (Figuur B.3 in bijlage B).

De fosforconcentraties in Nooitgedacht zijn het hele jaar door laag en een stuk lager dan in het landbouwgebied (Figuur 4.13). De lage fosforconcentraties in Nooitgedacht gaan gepaard met lage sulfaatconcentraties, die met ongeveer 20 mg/l twee tot zes keer lager zijn dan elders in de Krimpenerwaard en redelijk constant zijn gedurende het jaar. In figuur 4.14 is te zien dat de fosforconcentraties in Nooitgedacht begin jaren '90 hoger waren dan nu en dat ze vanaf 1994 sterk gedaald zijn. Deze daling gaat samen met een daling in de sulfaatconcentraties. De daling is te wijten aan het hydrologisch isoleren van Nooitgedacht in 1994. Het gebied is destijds afgedamd waardoor het vanaf toen nog maar via één punt in verbinding staat met het omliggende oppervlaktewater (Welle et al., 2007). Hierdoor wordt het minder schone omliggende water grotendeels buiten de deur gehouden en wordt de oppervlaktewaterkwaliteit bepaald door Nooitgedacht zelf.



**Figuur 4.11**

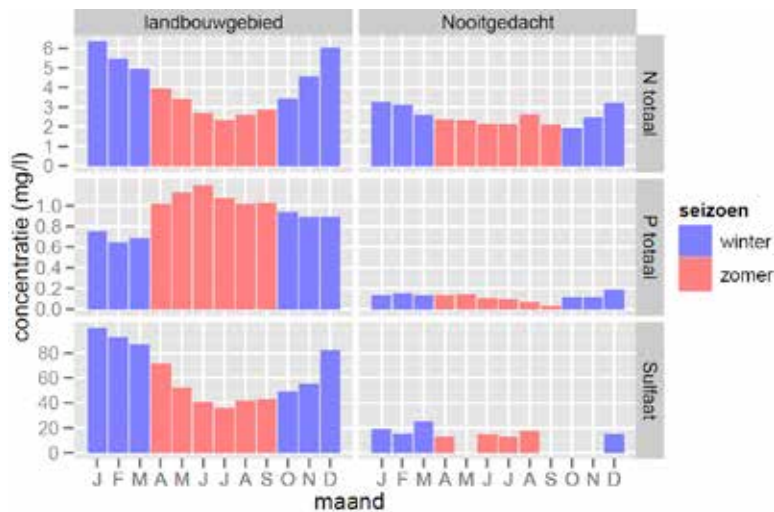
Gemiddelde gemeten winterhalfjaar (blauw) en zomerhalfjaar (rood) N-totaal-concentratie in het oppervlaktewater per meetlocatie, voor de periode 2004-2010. De zwarte halve cirkel geeft de KRW-norm.



**Figuur 4.12**

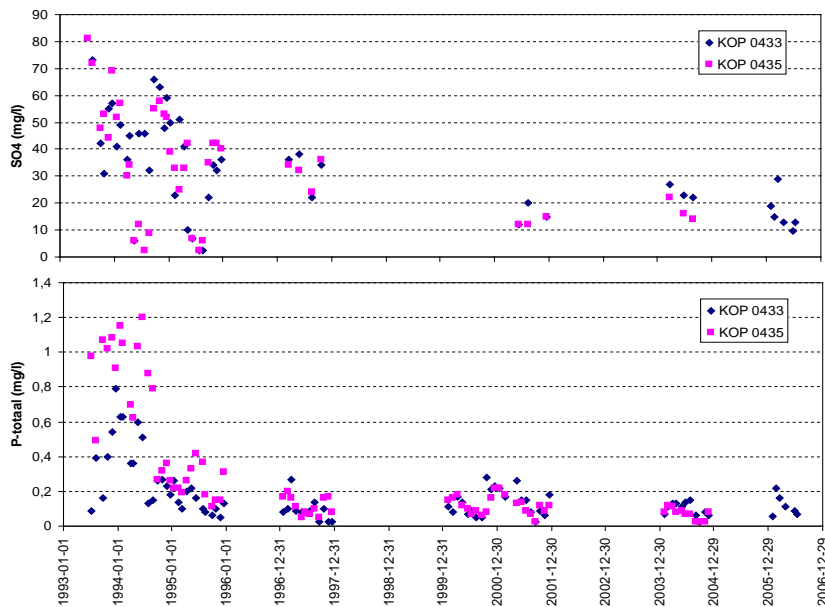
Gemiddelde gemeten winterhalfjaar (blauw) en zomerhalfjaar (rood) P-totaal-concentratie in het oppervlaktewater per meetlocatie, voor de periode 2004-2010. De zwarte halve cirkel geeft de KRW-norm.





**Figuur 4.13**

Gemeten oppervlaktewaterkwaliteit in Nooitgedacht vergeleken met de gemiddelde waterkwaliteit in de landbouwgebieden, gemiddeld over de jaren 2001-2010.



**Figuur 4.14**

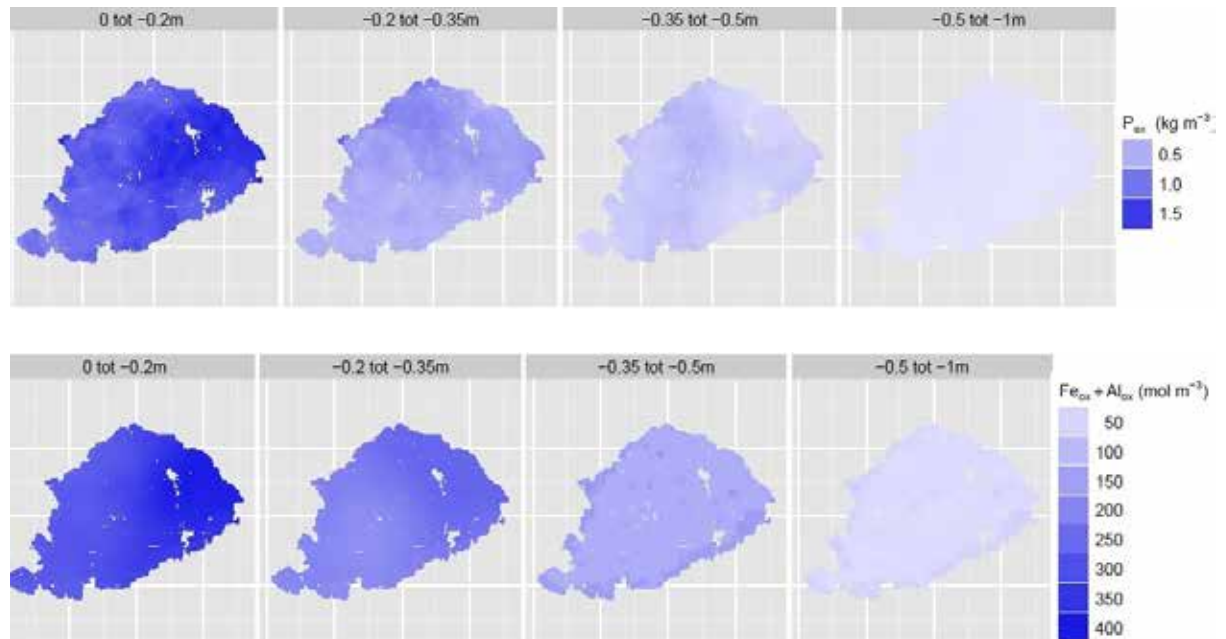
Tijdsreeks van gemeten sulfaatconcentraties (boven) en totaal-fosfor-concentraties (onder) in het oppervlaktewater van het natuurgebied Nooitgedacht (meetpunten KOP 0433 en KOP 0435).

## 4.2 Aanvullende metingen in de Krimpenerwaard

### 4.2.1 Fosfaatverzadiging bovengrond

Figuur 4.15 toont de ruimtelijk geïnterpoleerde gemeten  $P_{ox}$  en  $Fe_{ox}+Al_{ox}$  gehalten op vier dieptes in de bodem van de Krimpenerwaard. De dieptetrajecten van 0,5 m-mv tot GLG en GLG tot 1,20 m-mv zijn hiervoor samen genomen. Op basis van de metingen is de fosfaatbezettingsfractie (FBF)

berekend voor de verschillende bodemlagen en geassocieerd naar landgebruik, bodemsoort en kwel/wegzijing (Tabel 4.2).



**Figuur 4.15**

Kaart van het geïnterpoleerde  $P_{ox}$  en  $Fe_{ox} + Al_{ox}$  op vier diepten voor de Krimpenerwaard (naar: Walvoort et al., 2011).

**Tabel 4.2**

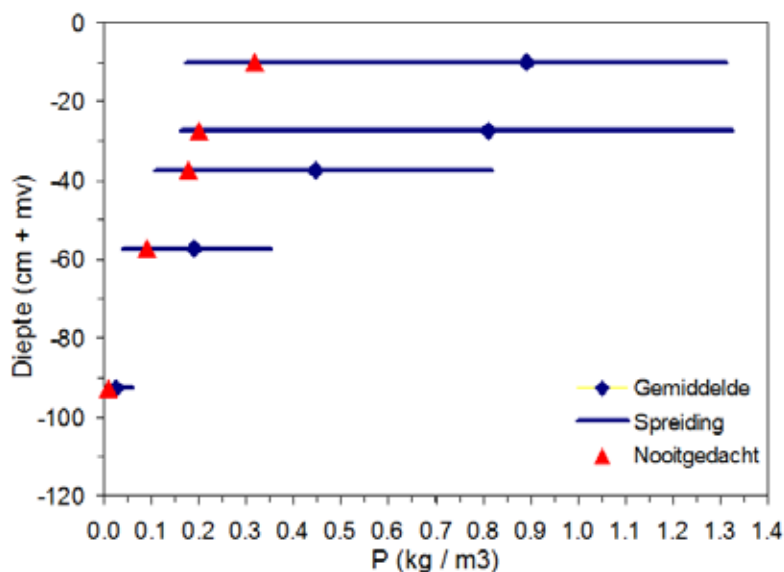
Overzicht van de FBF per bodemlaag voor verschillende verdelingen van het gebied.

|                               | Laagnummer met diepte in cm |                   |                   |                    |                   |                      |
|-------------------------------|-----------------------------|-------------------|-------------------|--------------------|-------------------|----------------------|
|                               | Laag 1<br>0 - 20            | Laag 2<br>20 - 35 | Laag 3<br>35 - 50 | Laag 4<br>50 - GLG | Laag 5<br>GLG-120 | Gemiddeld<br>0 - 120 |
| Hele gebied                   | 0,128                       | 0,080             | 0,062             | 0,032              | 0,036             | 0,068                |
| <i>Landgebruik</i>            |                             |                   |                   |                    |                   |                      |
| Permanent grasland            | 0,128                       | 0,080             | 0,062             | 0,032              | 0,036             | 0,068                |
| Loofbos                       | 0,124                       | 0,100             | 0,094             | 0,028              | 0,040             | 0,078                |
| Akkerland                     | 0,110                       | 0,066             | 0,034             | 0,032              | 0,028             | 0,054                |
| <i>Bodemopbouw</i>            |                             |                   |                   |                    |                   |                      |
| Veen op veen                  | 0,130                       | 0,076             | 0,056             | 0,030              | 0,036             | 0,066                |
| Klei op veen                  | 0,122                       | 0,086             | 0,072             | 0,034              | 0,036             | 0,070                |
| <i>Hydrologische situatie</i> |                             |                   |                   |                    |                   |                      |
| Wegzijing                     | 0,130                       | 0,088             | 0,064             | 0,036              | 0,040             | 0,072                |
| Intermediaire                 | 0,118                       | 0,070             | 0,060             | 0,028              | 0,028             | 0,060                |
| Kwel                          | 0,128                       | 0,072             | 0,056             | 0,026              | 0,034             | 0,064                |

Er is te zien dat er geen grote verschillen zijn in de FBF geassocieerd naar landgebruik, bodemopbouw of hydrologische situatie. Voor het gehele gebied is duidelijk dat bovenin de bodem de FBF het hoogst is. Voor landgebruik bestaan de groepen Loofbos en Akkerland maar uit elk twee boringen (totaal 64 boringen). Wel is hier te zien dat Akkerland een veel lagere FBF heeft dan de andere groepen. Dit komt niet doordat er minder P aanwezig is, maar omdat de bodem een hogere

sorptiecapaciteit heeft. De bodemopbouw laat zien dat een volledige veenopbouw lagere FBF-waarden geeft in vergelijking met de klei-op-veen opbouw. De hogere waarden in de klei-op-veen opbouw worden voornamelijk veroorzaakt doordat er minder Fe en Al door de oxalaatextractie vrijkomt. In de hydrologische groepenverdeling is te zien dat in kwelsituaties de bodem van 20 cm diepte tot aan de GLG minder verzadigd is met fosfaat, al zijn de verschillen met de bodems in infiltratie en intermediaire gebieden minimaal.

Er is een duidelijk verschil tussen de fosforvoorraad in de bodem van de locatie Nooitgedacht (nu natuur) en de overige boringen (landbouw) in het gebied. In figuur 4.16 is de fosforvoorraad in de bodem van Nooitgedacht vergeleken met die van de overige locaties. Voor zowel de locatie Nooitgedacht als het gemiddelde van de overige locaties is een duidelijke afname van de fosforvoorraad met de diepte te zien. De fosforvoorraad in Nooitgedacht ligt dichtbij het minimum van de spreiding van de overige locaties. De eerste verklaring voor de lage fosforvoorraad in de bovengrond (minder dan 40 cm diep) is het verschil in historische bemesting tussen dit al (eeuwen) lang extensief gebruikte gebiedje en de meeste landbouwgebieden in de Krimpenerwaard. Daarnaast is deze lage fosforvoorraad mogelijk het gevolg van minder mineralisatie van veen in Nooitgedacht door een van oudsher natter profiel dan in de meeste andere delen van de Krimpenerwaard. Deze verklaringen voldoen echter niet voor de diepere (dieper dan 40 cm) bodem. De lagere fosforvoorraden van Nooitgedacht op deze diepten duiden op een fosforarmer milieu tijdens het ontstaan van de veenbodem dan elders in het koopveengebied van de Krimpenerwaard (zie paragraaf 4.2.3)



**Figuur 4.16**

*Fosforvoorraad in de bodem van de Krimpenerwaard (gemiddelde en spreiding) en in het natuurgebied Nooitgedacht.*

#### 4.2.2 Nalevering van fosfaat door de waterbodem

Analyses in het laboratorium van de bemonsterde waterbodems tonen aan dat de waterbodems op alle bemonsterde locaties meer dan voldoende potentie hebben om fosfaat na te leveren aan de waterkolom en zo de hoge fosforconcentraties in het oppervlaktewater in het zomerhalfjaar te veroorzaken. Alleen de 3 cm dikke waterbodemtoplaag kan dit al. Verder blijkt dat de potentie om fosfaat na te leveren afhankelijk is van de zuurstoftoestand in de waterbodemtoplaag: onder anaerobe omstandigheden - die zich voornamelijk voordoen in het zomerhalfjaar - kan de waterbodem twee tot vijf keer zo veel fosfaat naleveren aan de waterkolom als onder aerobe omstandigheden, die

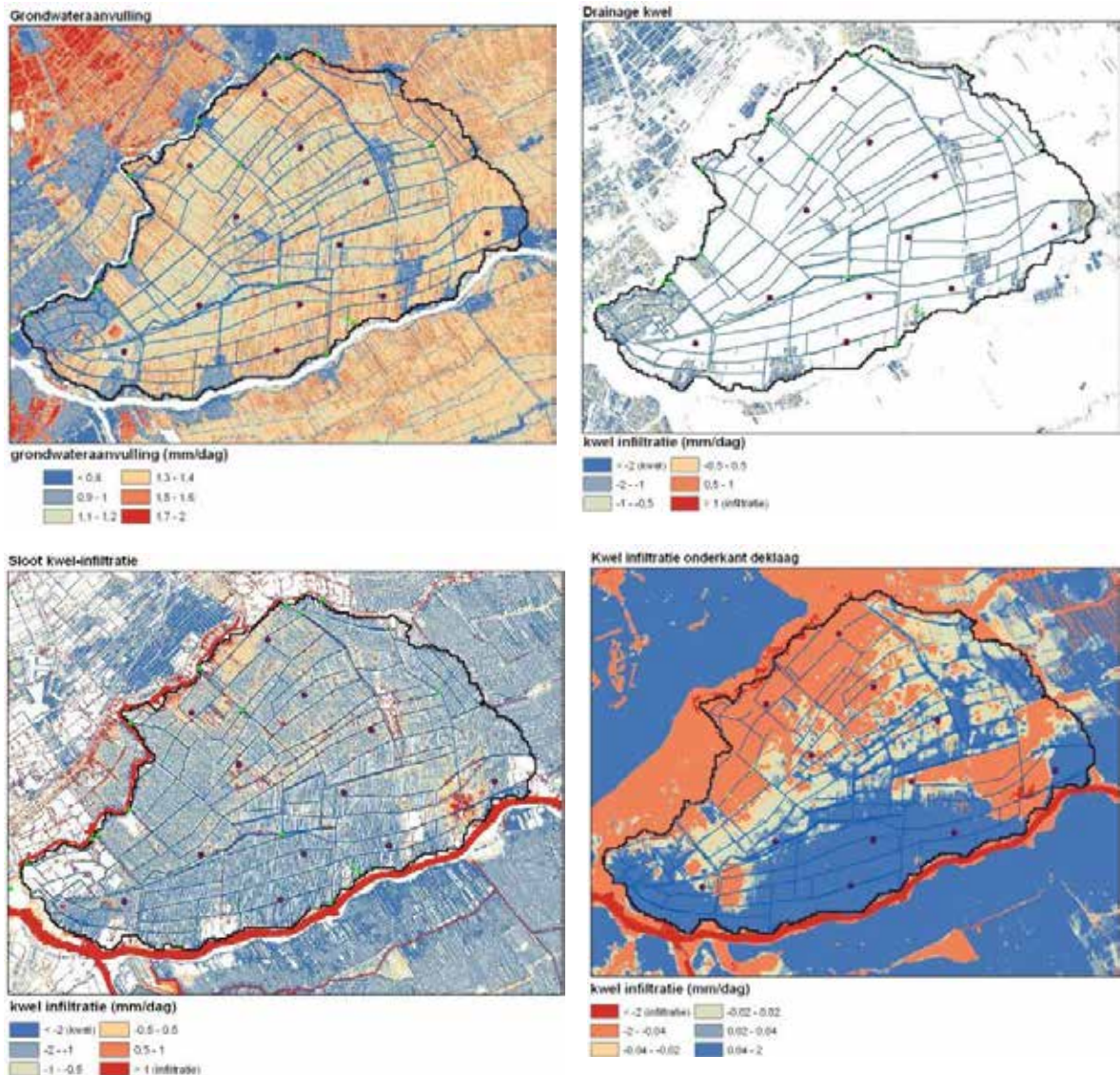
zich vaker voordoen in het winterhalfjaar. De overige resultaten van de waterbodemmetingen zijn uitgebreid beschreven in Van Gerven et al. (2011).

#### **4.2.3 Kwaliteit en stijghoogte van het grondwater**

##### **Grondwaterfluxen**

Op basis van de gemeten stijghoogtes (zie bijlage D) zijn de twaalf meetlocaties ingedeeld naar hydrologische situatie; kwel (meetlocatie 9,17,54,68), intermediair (meetlocatie 19,27,44,50) en wegzijging/infiltratie (meetlocatie 1,5,11). Het gaat om de grondwaterflux tussen de deklaag - het veen op kleipakket - en het dieper gelegen eerste watervoerende pakket, het Pleistocene zand. De metingen tonen aan dat er van zuid naar noord - van Lek naar Hollandse IJssel - in de Krimpenerwaard een overgang is van een kwel- naar een wegzijgingssituatie. De grootte van de kwel- en wegzijgingsfluxen is niet gemeten. Om een beeld te krijgen van de grootte en de ruimtelijke verdeling van de kwel en wegzijging is het grondwatermodel MORIA gebruikt (Van der Linden et al., 2008). Naast de kwel en wegzijging berekent dit modelinstrumentarium ook andere grondwaterfluxen, zoals de grondwateraanvulling, de waterafvoer door buisdrainage en de kwel naar of de infiltratie van oppervlaktewater naar grondwater vanuit de sloten. De fluxen zijn berekend voor een gemiddelde zomer- en wintersituatie. De gemiddelde zomer- en winterfluxen zijn berekend door de 14-daagse modelfluxen in de periode 1996-2003 te middelen. In figuur 4.17 zijn de ruimtelijke fluxen voor de gemiddelde wintersituatie weergegeven.

Het MORIA-modelinstrumentarium laat net zoals de metingen zien dat er in de zuidelijke zone langs de Lek sprake is van kwel en dat er in de noordelijke zone langs de Hollandse IJssel sprake is van infiltratie. De infiltratie wordt veroorzaakt door de dieper gelegen Zuidplaspolder aan de andere kant van de Hollandse IJssel. Het middengebied heeft nauwelijks kwel of infiltratie. Dit is het intermediaire gebied. In het kwelgebied is de winning Bergambacht duidelijk terug te zien die resulteert in een lokaal infiltratiegebied.



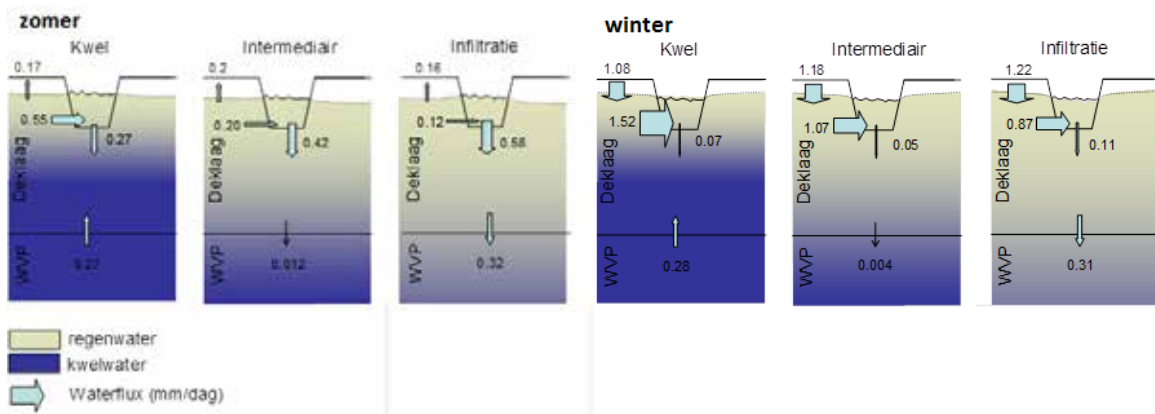
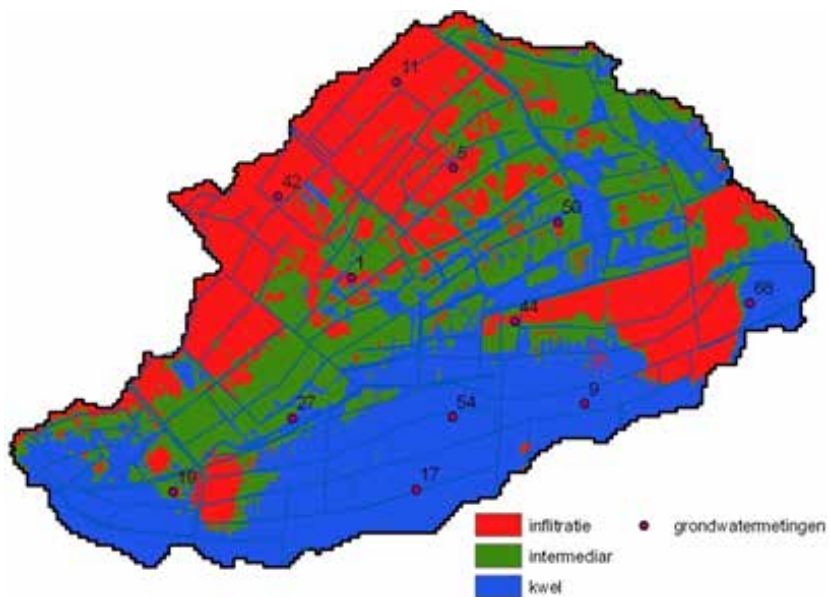
**Figuur 4.17**

*Grondwaterfluxen voor wintersituatie zoals berekend met het grondwatermodel MORIA.*

Het grondwatermodel is gebruikt om typische waterfluxen voor een zomer- en wintersituatie voor de drie situaties - kwel, intermediair en wegzijging - af te leiden. De resultaten zijn weergegeven in figuur 4.18). Hieruit kan het volgende worden afgeleid:

- In de winter werken de sloten drainerend. Het afgevoerde water bestaat voornamelijk uit het neerslagoverschot.
- In de zomer werken de sloten gemiddeld gezien infiltrerend. Er gaat slootwater naar het grondwater vanwege het neerslagtekort dat ervoor zorgt dat de grondwaterstand van de percelen van bol in de winter naar hol gaat. Alleen wanneer er voldoende diepe kwel is werken de sloten in de zomer gemiddeld gezien drainerend.

Figuur 4.18 geeft inzicht in de herkomst en de routes van het grondwater wat van belang is voor de kwaliteit van het grondwater en de kwaliteit van het naar het oppervlaktewater uitspoelende grondwater.



**Figuur 4.18**

Indeling van de Krimpenerwaard in een kwel-, intermediair en wegzijgingsdeel en bijbehorende grondwaterfluxen op basis van het grondwatermodel MORIA voor het zomerhalfjaar (links) en het winterhalfjaar (rechts).

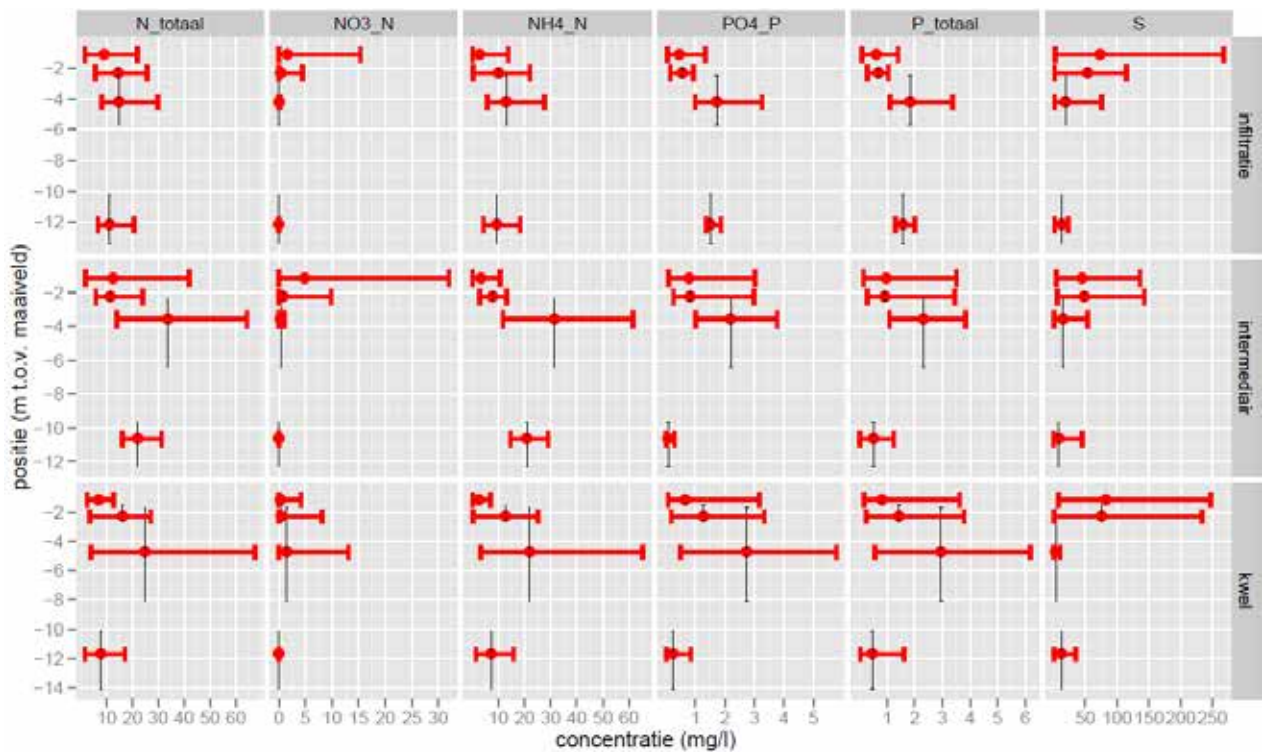
### Grondwaterkwaliteit

Analoog aan de stijghoogtes is ook de gemeten grondwaterkwaliteit gegroepeerd naar kwel-, intermediair en wegzijgingsgebied. De resultaten voor de zwavel en de stikstof- en fosforcomponenten is te zien in figuur 4.19. In bijlage E zijn de resultaten voor de overige gemeten stoffen en de resultaten per meetlocatie te zien. Kijkend naar figuur 4.19 valt het volgende op:

- In het infiltratiegebied heeft het diepe grondwater in het Pleistocene zand op 10 tot 12 m diepte ongeveer dezelfde samenstelling als het vanuit het veenpakket infiltrerende grondwater, gezien de vergelijkbare concentraties onderin het veenpakket.
- In het kwelgebied is dit niet het geval; de nutriëntconcentraties blijven hoog onderin het veenpakket ondanks de in het algemeen lagere nutriëntconcentraties van het diepe kwelwater van het Pleistocene zand.
- Fosfor in het grondwater van het veenpakket komt voor het overgrote deel voor als orthofosfaat.
- Stikstof in het grondwater van het veenpakket komt voor het overgrote deel voor als ammonium; alleen bovenin het veenpakket speelt nitraat nog een rol van betekenis.

- Voor zowel stikstof als fosfor geldt dat de concentraties toenemen met de diepte in het veenpakket. Voor zwavel geldt het tegenovergestelde.

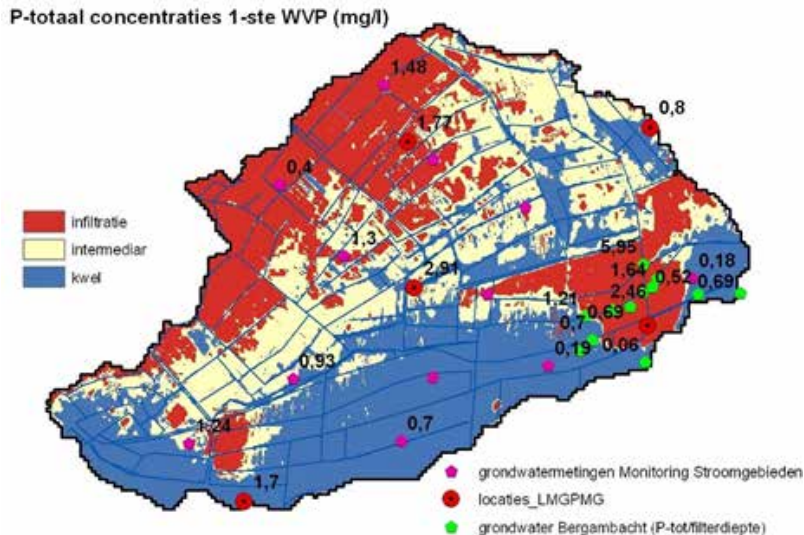
Al met al lijkt het erop dat de hydrologische situatie - kwel, intermediair of wegzijging - geen groot effect heeft op de nutriëntconcentraties van het grondwater in het veenpakket en dus ook niet op de nutriëntconcentraties van het naar het oppervlaktewater uitspoelende grondwater. De hydrologische situatie is wel van invloed op de hoeveelheid grondwater die uitspoelt (Figuur 4.18) en daarmee op de hoeveelheid nutriënten die uitspoelt. Met andere woorden kwel is voor de nutriëntenuitspoeling geen belangrijke bron maar wel een belangrijke route.



**Figuur 4.19**

*Diepteprofielen van de gemeten grondwaterkwaliteit waarin de metingen zijn gegroepeerd naar kwel-, intermediair en wegzijgingsgebied. Rode punten = gemiddelde concentratie, rode lijnen = range aan meetwaarden, zwarte lijnen = range aan gemeten diepten.*

De constatering dat in het infiltratiegebied het grondwater in het Pleistocene zand ongeveer dezelfde samenstelling heeft als het grondwater in het bovenliggende veenpakket wordt bevestigd door grondwatermetingen van het Landelijke en Provinciale meetnet grondwaterkwaliteit (LMG-PMG) en grondwatermetingen vanuit het Bergambacht project (Hendriks et al., 1994). Kijkend naar totaal-P zijn de gemiddelde gemeten grondwaterconcentraties van het Pleistocene zand in het infiltratiegebied een stuk hoger dan in het kwelgebied (Figuur 4.20).



**Figuur 4.20**

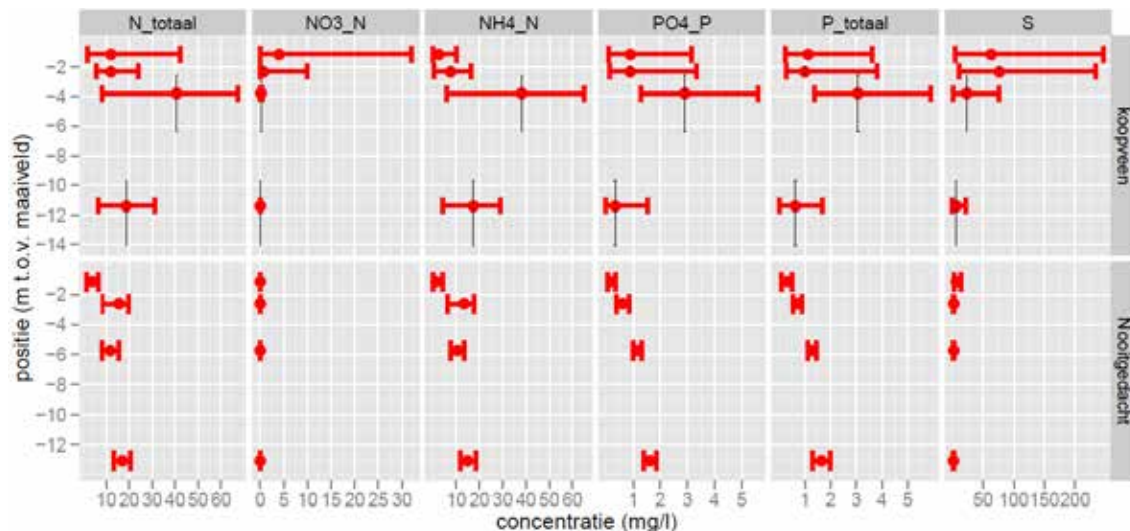
Totaal-fosforconcentraties in de eerste Pleistocene zandlaag net onder de deklaag volgens metingen van Monitoring Stroomgebieden, het Bergambacht-project en het Landelijke en Provinciale meetnet grondwaterkwaliteit (LMG-PMG).

### Nooitgedacht

Het natuurgebiedje Nooitgedacht is één van de locaties waarop de grondwaterkwaliteit is gemeten. Het verschil tussen de grondwaterkwaliteit in Nooitgedacht met die van meetlocaties in het omringende koopveengebied is te zien in figuur 4.21. Het volgende valt op:

- Bovenin het veenpakket op ongeveer 1 m diepte - de mogelijk nog door landbouw beïnvloedde zone - zijn de fosfor- en stikstofconcentraties in Nooitgedacht lager dan het gemiddelde in het overige koopveengebied. Meest opvallend is het lage nitraatgehalte van het grondwater in Nooitgedacht dat vermoedelijk komt doordat Nooitgedacht vandaag de dag niet wordt bemest.
- Dieper in het veenpakket op 2 tot 6 m diepte - de in principe niet door landbouw beïnvloedde zone - zijn de stikstof- en fosforgehaltes van het grondwater in Nooitgedacht ook aan de lage kant vergeleken met het overige koopveengebied. Dit duidt op veen dat van nature armer is aan nutriënten. De meetlocaties 5, 9, 19 en 50 - waarvan locatie 5 en 50 op koopveen liggen - hebben vergelijkbaar lage nutriëntenconcentraties op deze diepten wat aangeeft dat deze locaties ook op nutriëntenarmer veen liggen.
- Het grondwater in Nooitgedacht bevat weinig zwavel vergeleken met het gemiddelde van de overige koopveenlocaties. Er zijn echter meerdere meetlocaties waar de zwavelconcentratie in het grondwater zo laag is (Figuur E.2 in bijlage E).





**Figuur 4.21**

*Diepteprofielen van de gemeten grondwaterkwaliteit in Nooitgedacht vergeleken met die van meetlocaties elders op koopveen. Rode punten = gemiddelde concentratie, rode lijnen = range aan meetwaarden, zwarte lijnen = range aan gemeten diepten.*

### 4.3 Processen van interne eutrofiëring

In deze paragraaf worden de resultaten gegeven van de analyse van het verloop in de tijd van de fosfor- en de sulfaatconcentraties en of deze het gevolg kunnen zijn van interne eutrofiëring (paragraaf 3.3). Hiervoor waren drie vragen geformuleerd (paragraaf 2.3):

- 1) Speelt interne eutrofiëring een rol bij de dynamiek van de sulfaat- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater?
- 2) Kan de nalevering van fosfor kwantitatief worden verklaard uit de biochemische reductie van sulfaat?
- 3) Wat is de herkomst van sulfaat in het oppervlaktewater?

Het dynamische fosformodel en sulfaatmodel zijn opgesteld en gefit op gemeten sulfaat- en fosforconcentraties (paragraaf 3.3). De resultaten verkregen met het model worden hier kort besproken in termen van antwoorden op de bovengestelde drie vragen. Een uitgebreidere bespreking is gegeven in bijlage A.

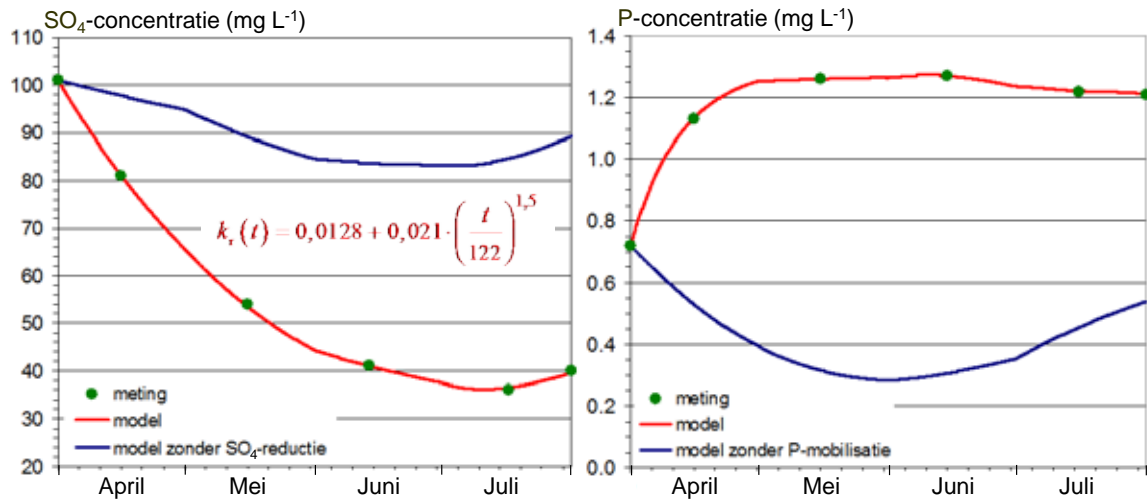
#### 1) Verklaart interne eutrofiëring de typische dynamiek in $SO_4$ - en P-concentraties?

Op basis van de resultaten van de gefitte modellen, weergegeven in figuur 4.22, luidt het antwoord op deze vraag: ja.

De modellen met hun putterm (sulfaat) en bronterm (fosfor) kunnen de gemeten sulfaat- en fosforconcentraties goed simuleren. Deze twee termen zijn de enige onbekende in de modellen; ze zijn verkregen door fitten op de gemeten concentraties. Worden deze put- en bronterm weggelaten uit de modellen dan blijven alleen bekende balanst termen over. Dit is verbeeld door de blauwe lijnen in figuur 4.22. Hierin is duidelijk te zien dat bij sulfaat een putterm nodig is en bij fosfor een bronterm om de gemeten dynamiek in de concentraties te kunnen simuleren.

Zonder putterm blijven de sulfaatconcentraties hangen op een waarde van minimaal 83% van de beginwaarde. Het ligt voor de hand, gezien de biochemische kennis van deze processen en de

aanwijzingen van sulfidevergiftiging en ijzergebrek bij Krabbenscheer, dat sulfaatreductie de realistische verklaring is voor deze putterm. Bij het ontbreken van een extra bron van fosfor zakken de fosforconcentraties ver uit tot een minimum van slechts 35% van de beginconcentratie en 20% van de gemeten concentraties. Deze laatste vertonen juist een grote stijging tot maximaal 175% van de beginwaarde. Hier is mobilisatie van fosfor uit de waterbodem door biochemische sulfaatreductie de meest realistische verklaring.



**Figuur 4.22**

Resultaten van het fitten van de modellen; links sulfaat, rechts fosfor. Tijd  $t$  is in dagen. In de figuren is ook de fit met het model aangegeven als sulfaatreductie resp. fosformobilisatie niet is meegenomen in het model. De knikken in de lijnen bij de maandovergangen zijn het gevolg van de abrupte overgangen tussen de maanden van de waterfluxtermen, die op maandbasis zijn ingevoerd en uitgemiddeld over de dagen in de maand.

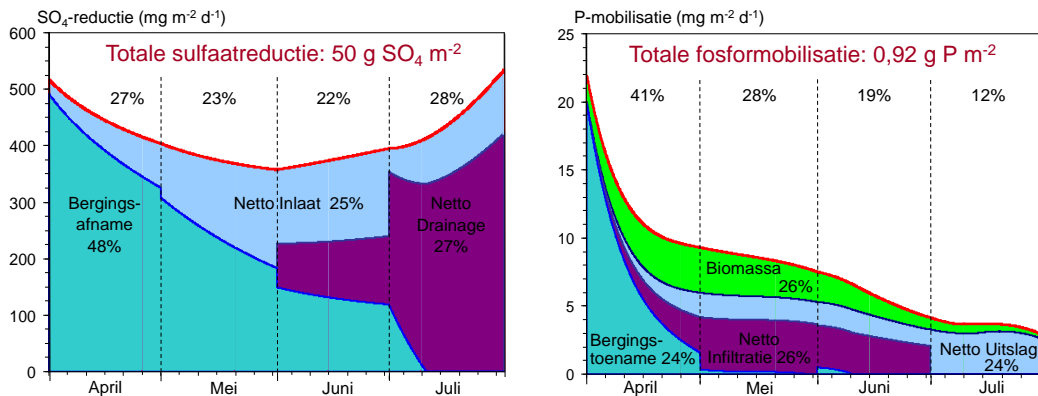
Figuur 4.23 toont het verloop in de tijd van de gesimuleerde sulfaatreductie- en fosformobilisatiesnelheid. De gesimuleerde totale sulfaatreductie voor de viermaandsperiode bedraagt 50 g m<sup>-2</sup> waterbodem. De sulfaatreductiesnelheid is eerst hoog, neemt dan af in de maanden mei en juni en neemt in juli weer toe. De afname is het gevolg van de daling van de sulfaatconcentratie, terwijl de daar op volgende toename wordt veroorzaakt door de aanvoer van grote hoeveelheden sulfaat met drainagewater uit de veenbodem.

Figuur 4.23 laat zien dat 75% van het sulfaat dat wordt gereduceerd uit de veenbodem komt: 48 procentpunten uit de berging in het oppervlaktewater aan het einde van de winter en 27 procentpunten uit vers aangevoerde sulfaat in juni en juli. De bijdrage vanuit de waterinlaat bedraagt slechts 25%.

De gesimuleerde totale fosformobilisatie bedraagt 0,92 g P/m<sup>2</sup> waterbodem voor de viermaandsperiode. Deze hoeveelheid beschikbaar gekomen fosfor is vrij gelijkmatig verdeeld over de vier puttermen, maar de verhouding van deze onderlinge putgrootten varieert sterk in de tijd. In het begin is het vooral bergings(concentratie)toename en biomassaopname, daarna infiltratie in de veenbodem en biomassaopname, en op het einde uitslag uit het gebied door de relatief grote uitslag van water in juli.

De mobilisatiesnelheid neemt af in de tijd van 22 mg P/m<sup>2</sup>/d tot 3 mg P/m<sup>2</sup>/d met een gemiddelde van 7,5 mg P/m<sup>2</sup>/d<sup>1</sup>. Deze gemiddelde waarde ligt net iets onder de ondergrens van het bereik dat Oosterberg et al. (1988) hebben gemeten in laboratoriumexperimenten aan waterbodemmonsters uit peilgebied Bergambacht in de Krimpenerwaard. In april vindt al 41% van de totale fosformobilisatie

plaats, terwijl deze is teruggelopen tot slechts 12% in juli. Mogelijke verklaringen hiervoor worden onder het volgende punt besproken.

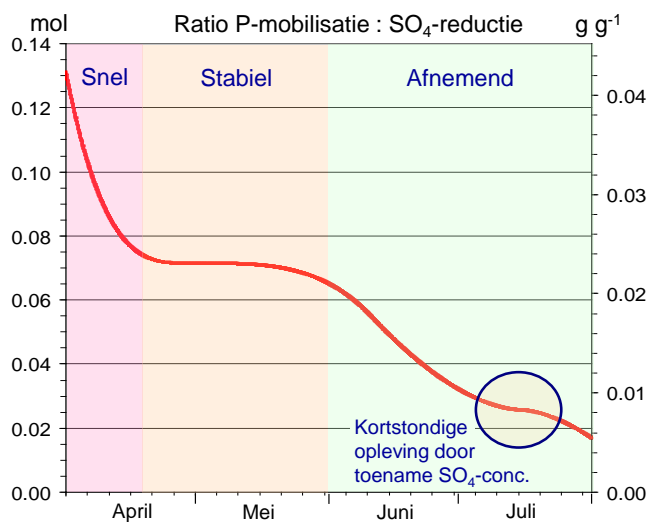


**Figuur 4.23**

Verloop in de tijd van de sulfaatreductiesnelheid (links) en fosformobilisatiesnelheid (rechts) per dag. De percentages geven de verdeling van de totale sulfaatreductie en fosformobilisatie over de vier maanden en over de drie sulfaatbronnen resp. de vier fosforputten. Bergingsaf- en toename zijn recht evenredig aan concentratieaf- en toename, omdat de waterberging onveranderd blijft. De knikken in de lijnen bij de maandovergangen zijn het gevolg van de abrupte overgangen tussen de maanden van de waterfluxtermen, die op maandbasis zijn ingevoerd.

## 2) Kan de fosformobilisatie kwantitatief worden verklaard uit de sulfaatreductie?

Figuur 4.24 laat zien dat de ratio P-mobilisatie : SO<sub>4</sub>-reductie begint met een hoge waarde van 0,13 mol P per mol SO<sub>4</sub> en vervolgens sterk afneemt in april tot ca. 0,07, in mei ongeveer op hetzelfde niveau blijft om dan vanaf eind mei sterk terug te vallen tot 0,017 eind juli. In juli lijkt er een kortstondige opleving te zijn, wellicht als gevolg van de toename van de sulfaatreductie. De gemiddelde verhouding ligt op 0,057 mol P per mol SO<sub>4</sub>. Dit betekent dat op mol-basis de sulfaatreductie aan het begin 8, aan het einde 60 en gemiddeld 18 keer groter is dan de fosformobilisatie.



**Figuur 4.24**

Verloop in de tijd van de ratio tussen fosformobilisatie en sulfaatreductie.

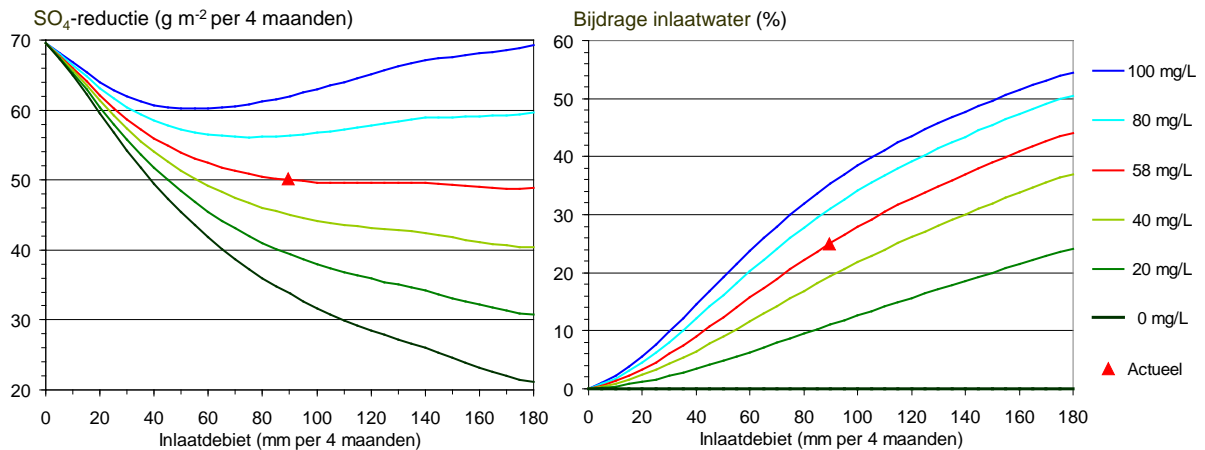
De relatie tussen sulfaatreductie en fosformobilisatie is niet eenduidig uit te drukken in chemische formules, omdat deze relatie voor een belangrijk deel verloopt via ijzer: gereduceerd sulfaat - sulfide - kan worden gebonden aan Fe(II) (tweewaardig ijzer) en zo bindingsplaatsen van fosfor wegnemen waardoor fosfor wordt gemobiliseerd (desorptie). Maar fosfor wordt ook gemobiliseerd als Fe(III) wordt gereduceerd tot Fe(II) zonder invloed van sulfaat. De andere vorm van fosformobilisatie onder invloed van sulfaatreductie is fosformineralisatie van de organische stof van de waterbodem. Kwantificeren van de fosformobilisatie op basis van de grootte van de sulfaatreductie is daarom lastig. Een indicatieve berekening (bijlage A) geeft aan dat bij de gesimuleerde 50 g sulfaatreductie per m<sup>2</sup> waterbodem, circa 0,77 g fosfor per m<sup>2</sup> kan worden gemobiliseerd: 0,76 g door desorptie en slechts een kleine 0,01 g door fosformineralisatie. Dit is 84% van de gesimuleerde fosformobilisatie. Dit kan een onderschatting zijn, omdat is gerekend met een hoeveelheid fosfor in de waterbodem die eind augustus is gemeten, wanneer er in de vier voorafgaande maanden al een groot deel van de in de waterbodem opgeslagen fosfor kan zijn gemobiliseerd.

De indicatieve berekening laat zien dat de orde van grootte van de gesimuleerde fosforlevering kan worden verklaard uit de gesimuleerde grootte van de sulfaatreductie. Maar ook suggereert deze berekening dat andere processen van fosformobilisatie plaatsvinden waarbij sulfaatreductie geen rol speelt. Dit is een zeer aannemelijke uitkomst, aangezien de reductie van Fe(III) tot Fe(II) eerst moet plaatsvinden voordat sulfiden de bindingsplaatsen van fosfor aan Fe(II) wegnemen. Bij deze ijzerreductie komt ook fosfaat vrij. Vooral begin april zullen andere vormen van fosformobilisatie een rol spelen.

Het patroon in de tijd van de verhouding fosformobilisatie : sulfaatreductie lijkt sterk op het patroon van de P-mobilisatiesnelheid van figuur 4.23. Hierbij valt in de eerste plaats de grote beginsnelheid op en de sterke afname daarvan in april. Dan de vrij stabiele waarde voor een periode van circa 1,5 maand, gevolgd door een geleidelijke maar gestage afname in de laatste twee maanden. Verklaringen hiervoor kunnen liggen in biochemische, chemische en fysische sfeer, zoals beschikbaarheid van een gelimiteerde hoeveelheid makkelijk afbreekbare organische stof en/of makkelijk mobiliseerbaar fosfor in het bovenste laagje van de waterbodem, overgang van het ene stadium in de redox-potentiaal naar een volgend stadium en de invloed van ijzerreductie hierbij, en remmen van de diffusie vanuit de waterbodem naar de waterfase door afnemen van de concentratiegradiënt als gevolg van stijging van de P-concentratie in de waterfase. Het louter beschrijvende model geeft uiteraard geen verklaringen voor deze complexe mechanismen.

### **3) Wat is de herkomst van sulfaat in het oppervlaktewater?**

Een eerste belangrijke aanwijzing voor de herkomst van sulfaat in het oppervlaktewater geeft figuur 4.23. Hieruit blijkt dat slechts 25% van het gereduceerde sulfaat uit het inlaatwater komt. De overige 75% komt uit de veenbodem, waarvan het grootste deel (48 procentpunten) door uitspoeling in de winter die geborgen is in het oppervlaktewater aan het begin van de zomer en de rest door uitspoeling in de periode april-juli. Om af te tasten in hoeverre de sulfaatreductie verandert als het inlaatre regime verandert, of anders gezegd wat de gevoeligheid is van de sulfaatreductie voor de waterinlaat, zijn scenarioberekeningen gedaan met het sulfaatmodel zoals beschreven in bijlage A. De resultaten zijn weergegeven in figuur 4.25.



**Figuur 4.25**

*Verband tussen combinaties van inlaathoeveelheden en sulfaatconcentraties (mg/L) in het inlaatwater, en sulfaatreductie en de bijdrage van inlaat aan sulfaatreductie, zoals gemodelleerd met het sulfaatmodel. De rode driehoek representeert de actuele (huidige) situatie voor inlaathoeveelheid en sulfaatconcentratie, de rode lijn de simulaties met de actuele sulfaatconcentratie in het inlaatwater.*

Te zien is dat bij de huidige inlaatconcentratie meer waterinlaat dan actueel niet tot meer sulfaatreductie leidt. Vermindering van inlaat doet dat wel. Wel neemt bij meer inlaat de bijdrage van de inlaat aan de sulfaatreductie toe, wat logisch is omdat het inlaatwater sulfaat bevat. Inlaatwater is bij de actuele sulfaatconcentratie echter absoluut geen voorwaarde voor het optreden van sulfaatreductie in de Krimpenerwaard. Integendeel, een situatie met minder inlaatwater dan de actuele hoeveelheid van 89 mm, geeft een hogere potentie voor sulfaatreductie dan in de actuele situatie. Bij lagere concentraties dan actueel leidt meer inlaat tot vermindering van sulfaatreductie door de verdunnende werking van het inlaatwater. Meer inlaat van water kan dan gunstig zijn in termen van verminderen van aan sulfaatreductie gerelateerde processen als fosformobilisatie. Naar verwachting is dit gunstige effect echter klein, omdat het grootste deel van de fosformobilisatie al direct in april wordt bereikt op basis van de sulfaatberging in het oppervlaktewater uit de uitspoelingsperiode en andere vormen van fosformobilisatie die niet zijn gerelateerd aan sulfaatreductie. Om deze berging te verminderen zal actief moeten worden doorgespoeld met inlaatwater.

Om te achterhalen wat de bron is van de sulfaatuitspoeling is een bronnenonderzoek gedaan (zie bijlage A). De resultaten hiervan zijn samengevat in balansvorm in tabel 4.3. De term 'onverklaard' kan alleen worden verklaard uit oxidatie van sulfiden, waarvan pyrietoxidatie de meest waarschijnlijke verklaring geeft. Volgens Kempen et al. (2011) bevindt zich in de bovenste drie meter van de bodem van de Krimpenerwaard 2-4 massa-% pyriet. Uit gegevens van Vermeulen en Hendriks (1996) kan worden berekend dat de bovenste meter van een vergelijkbare veenbodem in de Alblasserwaard, 5 km ten zuiden van Bergambacht, 56.000 kg pyriet per ha bevat. Dit is een potentie aan sulfaat van circa 90.000 kg sulfaat per ha, een potentie om nog 200 jaar de hoeveelheid uit tabel 4.3 te laten uitspoelen.

**Tabel 4.3**

*Sulfaatbalans van de veenbodem in de Krimpenerwaard op basis van verschillende geraadpleegde bronnen. Alle termen in kg SO<sub>4</sub>/ha/j.*

| Aanvoer (bron)                |             | Afvoer (put)                              |            |
|-------------------------------|-------------|---|------------|
| Bronterm                      | Bronsterkte | Putterm                                   | Putsterkte |
| Mest (1, 2)                   | 90          | Grasopname (1)                            | 100        |
| Atmosferische depositie (1,3) | 45          | Uitstoot naar atmosfeer <sup>*)</sup> (1) | 60         |
| Veenmineralisatie (4)         | 30          |   |            |
| Infiltratie in veenbodem (5)  | 50          | Uitspoeling vanuit veenbodem (5)          | 450        |
| Onverklaard                   | 395         |   |            |
| Totaal                        | 610         | Totaal                                    | 610        |

Bronnen: (1)= Pauw (2002); (2) Roelsma et al. (2009); (3) Stolk (2001); (4) Hendriks (1991), aanname vaste N/S-ratio = 10; (5) deze studie

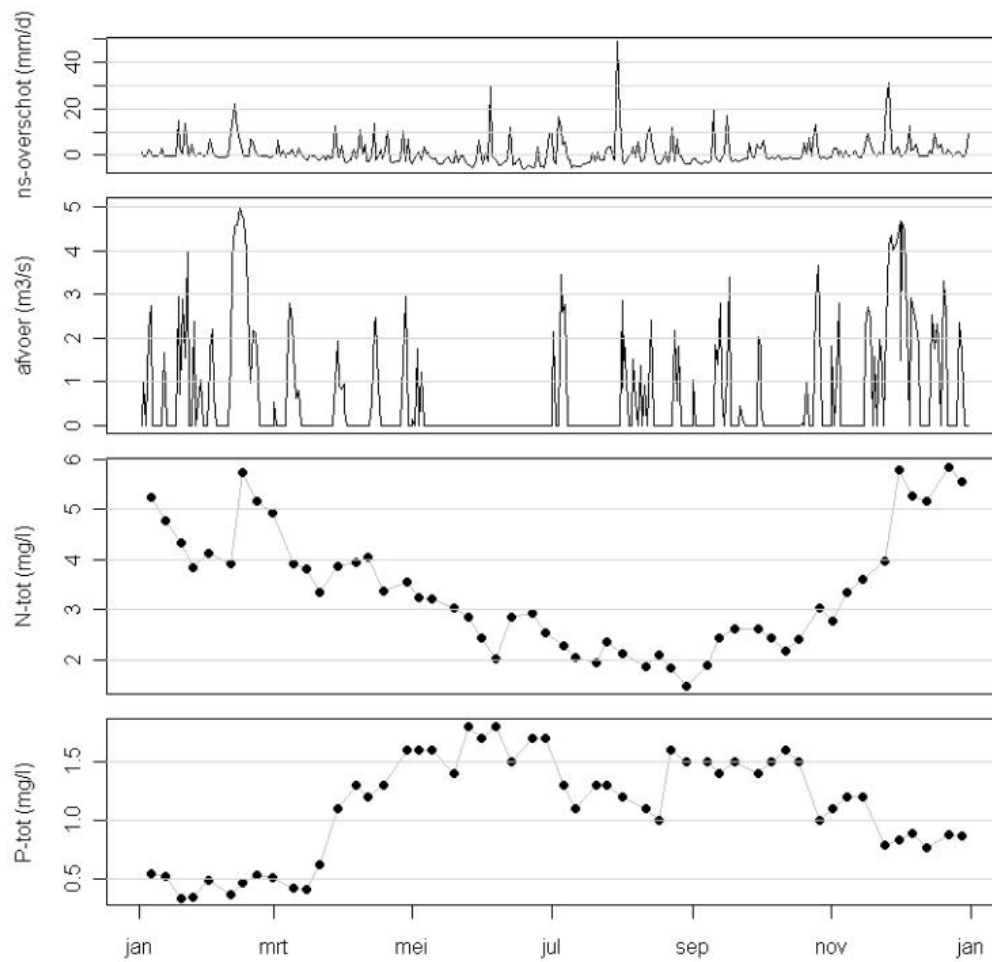
\*) H<sub>2</sub>S, mercaptanen (thiolen) (Harmsen, pers.med.)

De vraag is waardoor pyriet wordt geoxideerd. Is dat door zuurstof die wordt toegevoerd als gevolg van ontwatering van de veenbodem, of speelt hierbij pyrietoxidatie door denitrificatie van nitraat uit bemesting een rol (Smolders et al., 2010). Uitgaande van een maximale nitraatdenitrificatie in landbouwkundig gebruikte veenweiden van 100-200 kg N/ha/j zou denitrificatie een pyriet-oxidatiepotentieel van 450-900 kg SO<sub>4</sub>/ha/j betekenen. Volgens Schipper et al. (2000) verloopt de pyrietoxidatie door denitrificatie echter 50 keer langzamer dan die door zuurstof. Bovendien zal nitraat eerder worden aangewend voor oxidatie van de organische stof van veen dan voor oxidatie van pyriet, zoals volgt uit de wetten van de thermodynamica (persoonlijke mededeling Joop Harmsen). Maar wellicht spelen in de veenbodem aparte biochemische processen waardoor nitraat toch een belangrijke rol speelt bij productie van sulfaat. Dat zou een verklaring kunnen zijn dat in het onbemeste en hydraulisch geïsoleerde natuurgebied Nooitgedacht nauwelijks sulfaat in veenbodem en oppervlaktewater wordt gevonden. Wat de waarschijnlijke verklaring vormt voor het ontbreken van de processen van interne eutrofiëring fosformobilisatie en verschijnselen van sulfidevergiftiging en ijzergebrek bij Krabbenscheer.

#### 4.4 Relatie tussen waterafvoer en gemeten oppervlaktewaterkwaliteit

Er zijn patronen te herkennen tussen de waterafvoer uit de Krimpenerwaard en de nutriëntenconcentraties van het oppervlaktewater maar deze patronen zijn niet heel erg duidelijk (bijlage C). Hieruit kan worden geconcludeerd dat de meteorologische omstandigheden als zodanig geen dominant effect hebben op de oppervlaktewaterkwaliteit.

Bij het uitstroompunt Reinier Blok is ook gekeken of er een verband is tussen het neerslagoverschot en de gemeten nutriëntenconcentraties, voor het jaar 2005 (Figuur 4.26). Voor totaal-N vallen twee van de drie concentratiepieken samen met pieken in neerslag en afvoer in de wintermaanden. Hieruit blijkt dat de tijdsafhankelijke uitspoeling van water vanuit het bodemsysteem een belangrijke invloed heeft op de stikstofconcentraties in het oppervlaktewater. Voor totaal-P is deze invloed minder duidelijk; de sterke stijging van de concentraties in maart/april en de hoge concentraties in het zomerhalfjaar kan niet worden verklaard door de neerslag en totale waterafvoer uit het gebied.



**Figuur 4.26**

Neerslagoverschot, totale waterafvoer uit het gebied, N-totaal- en P-totaal-concentratie nabij uitstroompunt Reinier Blok (KOP 1001) in 2005.



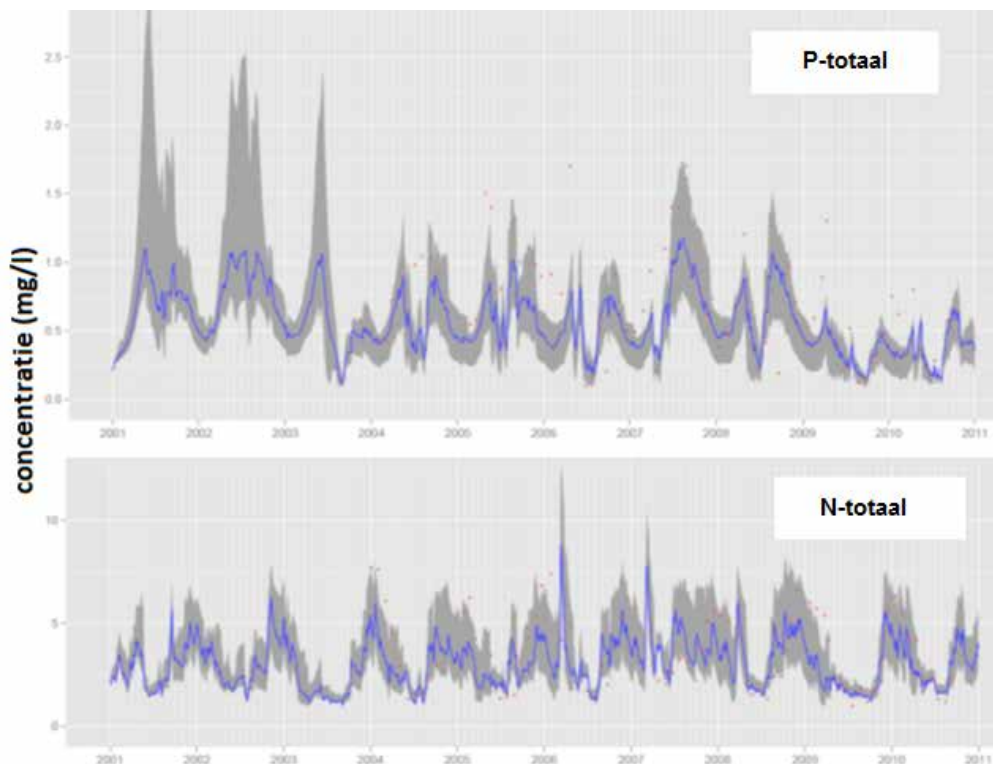


## 5 Modelling van water en nutriënten in de bodem en het oppervlaktewater

Het gebruikte modelinstrumentarium dat de water- en nutriëntenhuishouding in bodem en oppervlaktewater simuleert is, na aangepast/gevoed te zijn met de aanvullende metingen naar grondwaterkwaliteit en fosfaatverzadiging van de bovengrond, gekalibreerd op de gemeten oppervlaktewaterkwaliteit. In dit hoofdstuk worden de kalibratieresultaten besproken en volgen op basis van het gekalibreerde model de modelresultaten, de bijdrage van de elke bron aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater en de sturingsmogelijkheden om te komen tot een betere oppervlaktewaterkwaliteit.

### 5.1 Beperkte kalibratie

De gesimuleerde concentraties in het oppervlaktewater van de door kalibratie bepaalde beste modelvariant zijn voor meetlocatie KOP 1034 weergegeven in figuur 5.1. De bijbehorende waarden van de modelparameters zijn gedocumenteerd in het kalibratierapport van Monitoring Stroomgebieden (Siderius et al., 2011a).



**Figuur 5.1**

*Gemeten (rode punten) en berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater op meetlocatie KOP 1034. De blauwe lijn geeft de resultaten van de beste modelvariant, het grijze gebied geeft de bandbreedte van de resultaten van de overige doorgerekende modelvarianten.*

De modelperformance, gekwantificeerd door de modefficiëntie (zie paragraaf 3.5.2), verschilt sterk per meetlocatie en per stof (N en P) (Tabel 5.1). Een bepaalde parametercombinatie kan goed werken voor de ene locatie en slecht voor de andere, of gunstig zijn voor N, maar ongunstig voor P. Daardoor pakt de uiteindelijk gekozen beste modelvariant - die het het beste doet voor alle locaties en stoffen gemiddeld - op de afzonderlijke meetlocaties niet altijd even goed uit.

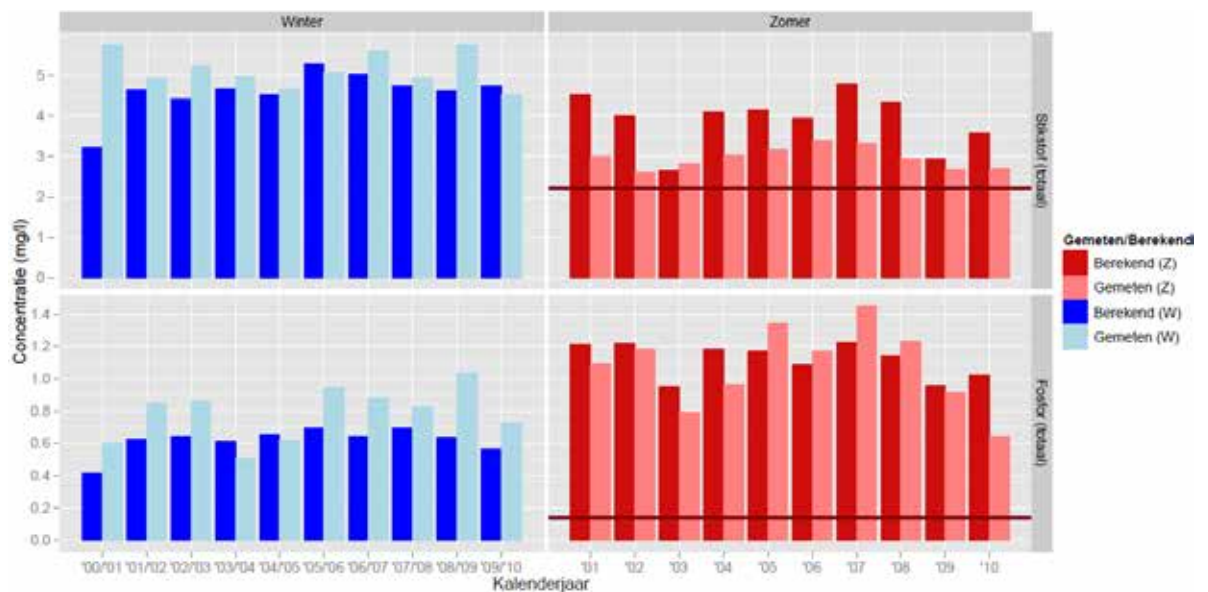
**Tabel 5.1**

Modefficiëntie per meetlocatie (maximaal = maximale waarde van de 500 doorgerekende verschillende modelvarianten (parametersettings), gekozen variant = waarde behorend bij gekozen beste modelvariant).

| Meetlocatie | Stikstof |                 | Fosfor   |                 |
|-------------|----------|-----------------|----------|-----------------|
|             | Maximaal | Gekozen variant | Maximaal | Gekozen variant |
| KOP 0208    | -0.14    | -0.50           | 0.30     | -0.07           |
| KOP 0212    | 0.27     | 0.09            | -0.07    | -0.26           |
| KOP 0427    | 0.19     | -0.14           | -0.30    | -1.40           |
| KOP 0471    | 0.31     | 0.16            | -0.10    | -0.29           |
| KOP 0801    | -0.08    | -0.40           | 0.51     | 0.38            |
| KOP 0810    | 0.21     | -0.17           | 0.27     | 0.04            |
| KOP 0826    | 0.17     | -0.04           | 0.53     | -0.15           |
| KOP 0868    | -0.42    | -0.67           | 0.71     | 0.58            |
| KOP 1001    | 0.22     | 0.05            | 0.09     | -0.21           |
| KOP 1034    | 0.28     | 0.20            | 0.41     | 0.28            |
| gemiddeld   | 0.10     | -0.14           | 0.24     | -0.11           |

### Gebiedsgemiddeld

Gebiedsgemiddeld simuleert het model voor stikstof in de winter iets lagere concentraties dan gemeten (Figuur 5.2). In de zomer zit het model voor stikstof hoger dan de metingen. De verschillen tussen model en meting zijn voor fosfor minder eenduidig. Wel is duidelijk dat de fosforconcentraties in de winter door het model gemiddeld worden onderschat.



**Figuur 5.2**

Gemeten en berekende gebiedsgemiddelde N- en P-concentraties.

## 5.2 Modelresultaten

### 5.2.1 Water- en nutriëntenbalansen van oppervlaktewater en bodem

#### Oppervlaktewater

Tabel 5.2 geeft de waterbalans van het oppervlaktewatersysteem van het gekalibreerde model-instrumentarium. Uit- en afspoelend water vanuit het landsysteem is de grootste bron en draagt voor 60% bij aan de totale wateraanvoer. Inlaatwater en neerslag op het open water dragen elk voor 20% bij. Ruim 70% van de wateraanvoer wordt door de gemalen uitgeslagen op de grote rivieren. Bijlage H gaat dieper in op de oppervlaktewaterbalans, waarin naast modelresultaten ook meetresultaten zijn gebruikt. De oppervlaktewaterbalans is in deze bijlage opgesteld per maand waarin duidelijk te zien is dat het inlaten van water en de infiltratie van oppervlaktewater naar het landsysteem alleen speelt in de zomermaanden. Verder is op basis van de analyse in bijlage H een schatting gemaakt van de gemiddelde verblijftijd van het oppervlaktewater in de Krimpenerwaard. Deze bedraagt 43 dagen in het winterhalfjaar en 57 dagen in het zomerhalfjaar, gemiddeld over de jaren 2004, 2006, 2007 en 2008.

**Tabel 5.2**

*Berekende jaargemiddelde waterbalans van het oppervlaktewatersysteem over de periode 2001—2010.*

| Oppervlakte balansgebied: 11.780 ha   |       |                              |       |
|---------------------------------------|-------|------------------------------|-------|
| IN                                    | mm    | UIT                          | mm    |
| Uit- en afspoeling vanuit landsysteem | 354,0 | Uitslag                      | 436,7 |
| RWZI                                  | 11,8  | Infiltratie naar landsysteem | 88,8  |
| Inlaat                                | 117,2 | Verdamping van open water    | 72,7  |
| Neerslag op open water                | 115,9 |                              |       |
| Totaal                                | 598,9 | Totaal                       | 598,2 |
| Berging                               | - 0,7 |                              |       |

De gemodelleerde stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem is weergegeven in tabel 5.3. De aanvoer vanuit het landsysteem is de belangrijkste stikstofbron en bedraagt 83% van de totale stikstofbelasting. De atmosferische depositie op open water en het inlaatwater dragen elk voor 8% bij aan de totale stikstofbelasting. Van de totale stikstofbelasting wordt 42% door de gemalen uitgeslagen op de grote rivieren en wordt 50% vastgelegd door sedimentatie en verwijderd naar de atmosfeer door denitrificatie. De stikstofretentie is daarmee 50% op jaarbasis, en wordt voor 91% gevormd door denitrificatie. Bijlage H gaat gedetailleerder in op de stikstofbalans; de inkomende en uitgaande stikstofvrucht is voor elke maand bepaald, mede op basis van metingen. De resultaten laten zien dat de stikstofretentie met name in het zomerhalfjaar groot is. Ook is te zien dat de bijdrage van de stikstofbronnen sterk verandert gedurende het jaar.

**Tabel 5.3***Berekende jaargemiddelde stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem over de periode 2001 - 2010.*

| Oppervlakte balansgebied: 11.780 ha |         |                              |         |
|-------------------------------------|---------|------------------------------|---------|
| IN                                  | kg/ha N | UIT                          | kg/ha N |
| Aanvoer vanuit landsysteem          | 34,8    | Uitslag                      | 17,5    |
| Atmosferische depositie             | 3,3     | Sedimentatie                 | 1,8     |
| RWZI                                | 0,5     | Infiltratie naar landsysteem | 3,7     |
| Inlaat                              | 3,4     | Denitrificatie               | 19,0    |
| Totaal                              | 42,0    | Totaal                       | 42,0    |
| Berging                             |         |                              | 0,0     |

De gemodelleerde fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem is weergegeven in tabel 5.4. De aanvoer vanuit het landsysteem is de belangrijkste fosforbron en bedraagt 91% van de totale fosforbelasting. Het inlaatwater draagt voor 4% bij aan de fosforbelasting. Deze bijdrage is vooral zo klein vanwege de lage fosforconcentraties in het ingelaten rivierwater. Van de totale fosforbelasting wordt 64% door de gemalen uitgeslagen op de grote rivieren en 10% vastgelegd door sedimentatie; de fosforretentie is dus 10% op jaarbasis. Bijlage H laat de inkomende en uitgaande stikstofvrachten zien op maandbasis, mede op basis van metingen. Hieruit blijkt dat er in de maanden april t/m juli een 'extra bron' nodig is om de gemeten uitgaande fosforvrachten en de hoge fosforconcentraties in het oppervlaktewater te verklaren. De waterbodem fungeert in die periode hoogstwaarschijnlijk tijdelijk als bron door in de winter opgeslagen fosfor in de maanden april t/m juli na te leveren aan de waterkolom. Deze naleveringsflux bedraagt op basis van deze analyse naar schatting 0,74 g P/m<sup>2</sup> (zie bijlage H).

**Tabel 5.4***Berekende jaargemiddelde fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem over de periode 2001 - 2010.*

| Oppervlakte balansgebied: 11.780 ha |         |                              |         |
|-------------------------------------|---------|------------------------------|---------|
| IN                                  | kg/ha P | UIT                          | kg/ha P |
| Aanvoer vanuit landsysteem          | 4,08    | Uitslag                      | 2,86    |
| RWZI                                | 0,21    | Sedimentatie                 | 0,45    |
| Inlaat                              | 0,17    | Infiltratie naar landsysteem | 1,29    |
| Totaal                              | 4,46    | Totaal                       | 4,60    |
| Berging                             |         |                              | -0,14   |

### Landsysteem

Tabel 5.5 toont de berekende waterbalans van de bodem. Neerslag is de belangrijkste bron van water die 87% bedraagt van de totale wateraanvoer. Kwel speelt gebiedsgemiddeld een kleine rol met 0,6% van de totale aanvoer. 60% van de neerslag komt door verdamping en interceptie niet in het grondwater terecht. 42% van de totale wateraanvoer belandt in het oppervlaktewater waarvan 26% via oppervlakkige afspoeling en 74% via uitspoeling.

**Tabel 5.5***Berekende jaargemiddelde waterbalans van het landsysteem over de periode 2001 - 2010.*

| Oppervlakte balansgebied: 11.780 ha |      |                                   |      |
|-------------------------------------|------|-----------------------------------|------|
| IN                                  | mm   | UIT                               | mm   |
| Neerslag                            | 932  | Verdamping en interceptie         | 562  |
| Infiltratie van oppervlaktewater    | 131  | Oppervlakkige afspoeling          | 118  |
| Kwel                                | 6    | Uitspoeling naar oppervlaktewater | 330  |
|                                     |      | Wegzijging                        | 59   |
| Totaal                              | 1069 | Totaal                            | 1069 |
| Berging                             | 0    |                                   |      |

De berekende stikstofbalans van de bodem is te zien in tabel 5.6. De bemesting is de grootste stikstofbron en is verantwoordelijk voor 91% van de totale aanvoer. De hoeveelheid stikstof die door het gewas wordt onttrokken is gelijk aan 94% van de stikstof in de bemesting. De totale uitgaande stikstofvracht is 30% groter dan de inkomende vracht. Dit betekent dat de stikstofvoorraad in de bodem afneemt. Van de uitgaande stikstofvracht gaat 9% naar het oppervlaktewater waarvan 9% via oppervlakkige afspoeling en 91% via uitspoeling.

**Tabel 5.6***Berekende jaargemiddelde stikstofbalans van het landsysteem over de periode 2001 – 2010.*

| Oppervlakte balansgebied: 11.780 ha |         |                                   |         |
|-------------------------------------|---------|-----------------------------------|---------|
| IN                                  | kg/ha N | UIT                               | kg/ha N |
| Atmosferische depositie             | 29      | Oppervlakkige afspoeling          | 4       |
| Bemesting                           | 343     | Uitspoeling naar oppervlaktewater | 42      |
| Infiltratie vanuit oppervlaktewater | 4       | Ammoniakvervluchtiging            | .*      |
| Kwel                                | 0       | Denitrificatie                    | 103     |
|                                     |         | Netto gewasonttrekking            | 324     |
|                                     |         | Wegzijging                        | 17      |
| Totaal                              | 376     | Totaal                            | 490     |
| Berging                             |         |                                   | -114    |

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

De berekende fosforbalans van de bodem is te zien in tabel 5.7. De bemesting is de grootste fosforbron en bedraagt 97% van de totale belasting. Het gewas onttrekt 9% meer fosfor dan er via bemesting wordt toegevoegd. Deze extra hoeveelheid wordt onttrokken aan de bodemvoorraad, die sowieso afneemt omdat de totale uitgaande fosforvracht 24% groter is dan de totale inkomende fosforvracht. Van de uitgaande fosforvracht gaat 11% naar het oppervlaktewater waarvan 7% via oppervlakkige afspoeling en 93% via uitspoeling.

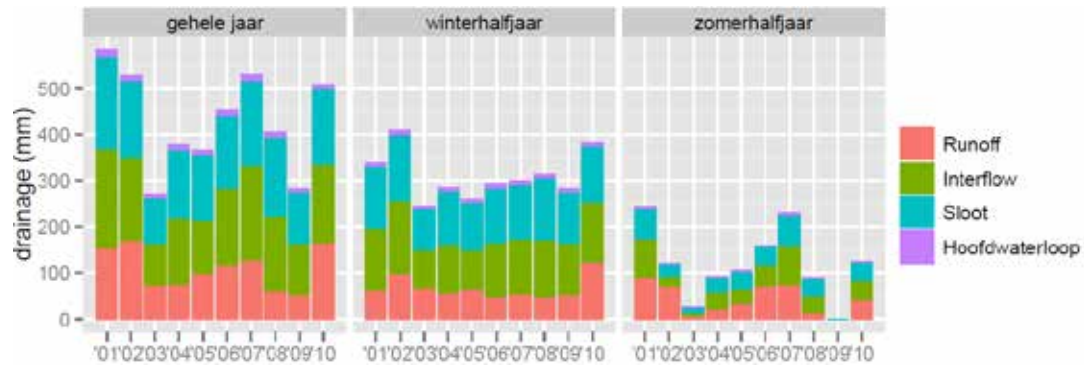
**Tabel 5.7***Berekende jaargemiddelde fosforbalans van het landsysteem over de periode 2001 – 2010.*

| Oppervlakte balansgebied: 11.780 ha |         |                                   |         |
|-------------------------------------|---------|-----------------------------------|---------|
| IN                                  | kg/ha P | UIT                               | kg/ha P |
| Bemesting                           | 38,2    | Oppervlakkige afspoeling          | 0,4     |
| Infiltratie vanuit oppervlaktewater | 1,1     | Uitspoeling naar oppervlaktewater | 5,1     |
| Kwel                                | 0,1     | Netto gewasonttrekking            | 41,7    |
|                                     |         | Wegzijging                        | 1,5     |
| Totaal                              | 39,4    | Totaal                            | 48,7    |
| Berging                             |         |                                   | -9,3    |

### 5.2.2 Nutriëntenuit- en afspoeling van bodem naar oppervlaktewater

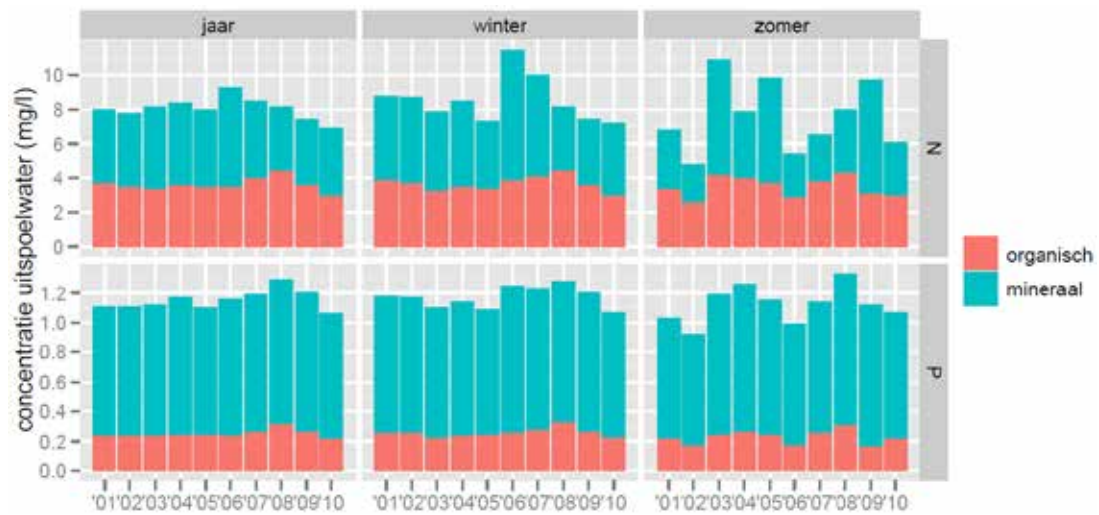
De hoeveelheid nutriënten die via uit- of afspoeling van water vanuit/af het landsysteem in het oppervlaktewater belandt is afhankelijk van de hoeveelheid water die uit- en afspoelt en de route die dit water aflegt. Figuur 5.3 laat zien dat het wateroverschot voornamelijk uit- en afspoelt via ondiepe, snelle routes: runoff - neerslagwater dat via afspoeling over het maaiveld in het oppervlaktewater komt - en interflow - uitspoeling van water door de bovenste 25 cm van het bodemprofiel. Verder valt op dat er in het zomerhalfjaar veel minder water uit- en afspoelt dan in de winter, als gevolg van de grotere verdamping in de zomer. Ook is het effect van de weerjaren duidelijk zichtbaar. Tijdens de droge zomers van 2003 en 2009 was er bijvoorbeeld nauwelijks sprake van uit- en afspoeling van water resulterend in een relatief lage nutriëntenuitspoeling (Figuur 5.5).

De gemiddelde nutriëntenconcentraties van het uit- en afspoelende water zijn per beschouwde periode te zien in figuur 5.4. De fosforconcentraties van dit water verschillen nauwelijks tussen het zomer- en het winterhalfjaar, mede vanwege de bufferende werking van de bodem. Ook zijn de concentratieverschillen klein tussen de verschillende weerjaren. De stikstofconcentraties verschillen meer tussen zomer- en winterhalfjaar dan de fosforconcentraties. Ook de weerjaren hebben meer effect op de stikstofconcentraties dan op de fosforconcentraties, met name in het zomerhalfjaar. De hoeveelheid nutriënten die uit- en afspoelen wordt gevormd door de hoeveelheid uit- en afspoelend water maal de concentratie in dit water (Figuur 5.5). In het zomerhalfjaar belast de bodem het oppervlaktewater met veel minder nutriënten dan in de winter. Deze lagere nutriëntenbelasting in het zomerhalfjaar komt met name door de veel kleinere hoeveelheid water die uit- en afspoelt in vergelijking met de winter.



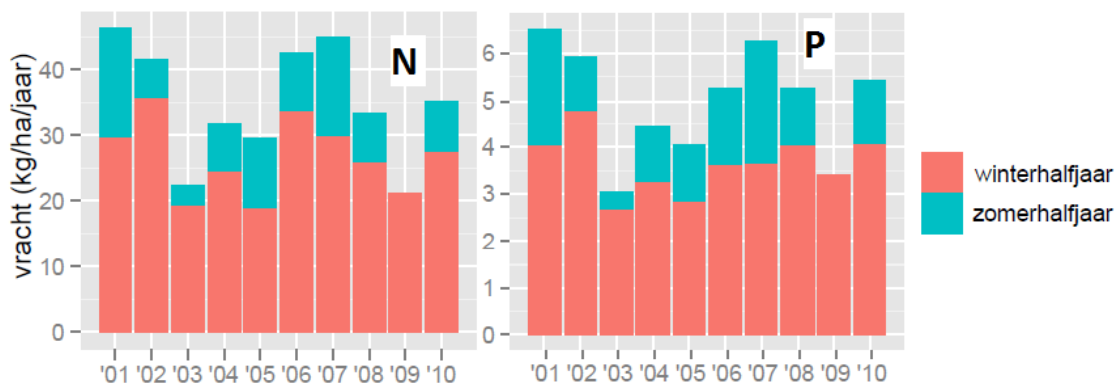
**Figuur 5.3**

Hoeveelheid water dat vanuit het landsysteem uit- en afspoelt naar het oppervlaktewater via verschillende routes, voor verschillende jaren. Het gaat om resultaten van de koopveenplot die 50% van het areaal van de Krimpenerwaard beslaat.



**Figuur 5.4**

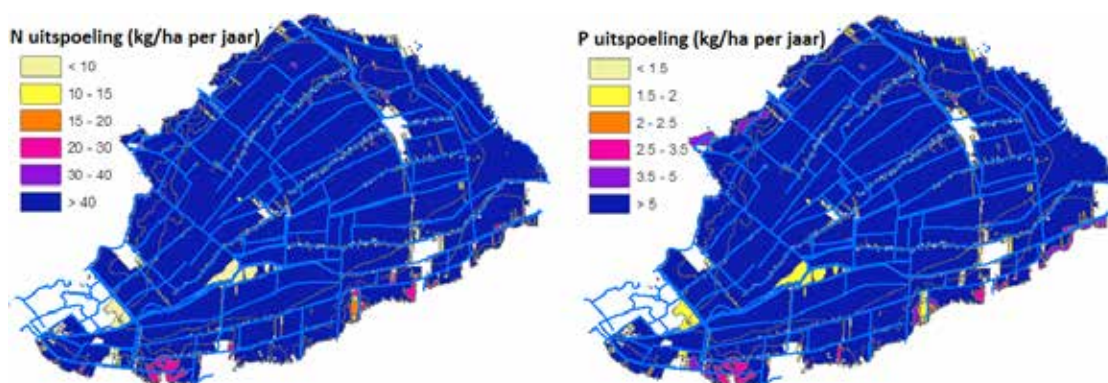
Stikstof- en fosforconcentraties in het water dat vanuit het landsysteem uit- en afspoelt naar het oppervlaktewater voor de koopveenplot die 50% van het areaal van de Krimpenerwaard beslaat, voor verschillende jaren.



**Figuur 5.5**

*Stikstof- en fosforvracht die vanuit het landsysteem uit- en afspoelt naar het oppervlaktewater voor verschillende jaren. Het zijn resultaten van de koopveenplot die 50% van het areaal van de Krimpenerwaard beslaat.*

De nutriëntenuitspoeling vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewater varieert weinig binnen de Krimpenerwaard (Figuur 5.6) omdat er weinig variatie is in landgebruik. De enkele gebieden die niet als weide worden gebruikt maar voor akkerbouw, fruitteelt of natuur hebben een lagere uitspoeling. Tevens zijn de bebouwde delen van de Krimpenerwaard zichtbaar in figuur 5.6 als witte vlekken. Het modelinstrumentarium berekent geen nutriëntenuitspoeling voor bebouwd gebied.



**Figuur 5.6**

*Totale jaarlijkse stikstof- (links) en fosforvracht (rechts) die vanuit het landsysteem uit- en afspoelt naar het oppervlaktewater, gemiddeld over de jaren 2001-2010.*

### 5.2.3 Inlaat en uitslag van oppervlaktewater

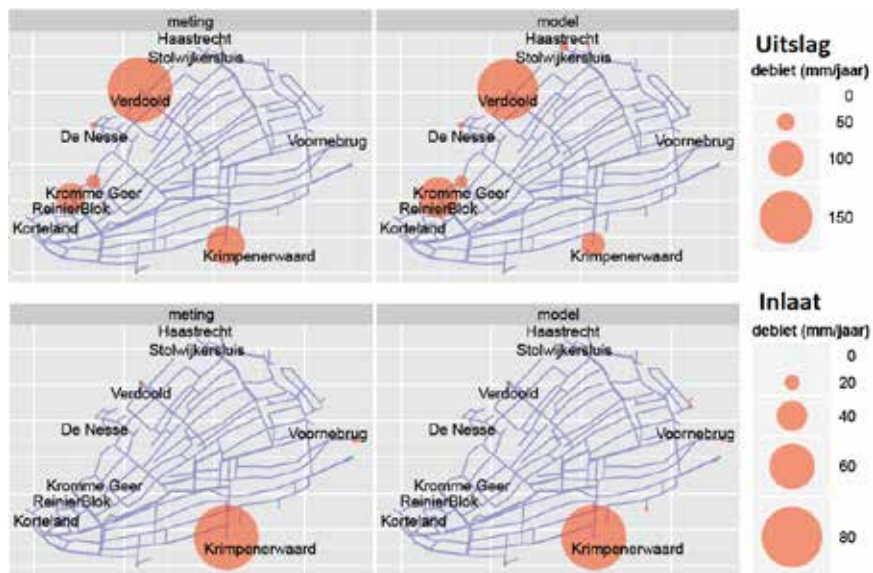
De door het model SWQN berekende inlaat en uitslag van oppervlaktewater is vergeleken met metingen. Dit is gedaan voor de jaren met de meest complete inlaat- en uitslagmetingen, namelijk 2004, 2006, 2007 en 2008 (Tabel 5.8). In figuur 5.7 is te zien dat het model de uitslag en inlaat van water goed simuleert. Het grootste verschil is dat het model bij gemaal Reinier Blok meer uitslag simuleert dan gemeten, ten koste van de uitslag bij gemaal Krimpenerwaard. Opgeteld voor de gehele Krimpenerwaard verschillen de gemeten en gemodelleerde inlaat- en uitslaghoeveelheden nauwelijks. Ook de maandelijkse dynamiek wordt door het model goed gesimuleerd (Figuur 5.8). In bijlage G zijn de maandelijkse gemeten en gemodelleerde ingelaten en uitgeslagen debieten vergeleken voor elk gemaal afzonderlijk.



**Tabel 5.8**

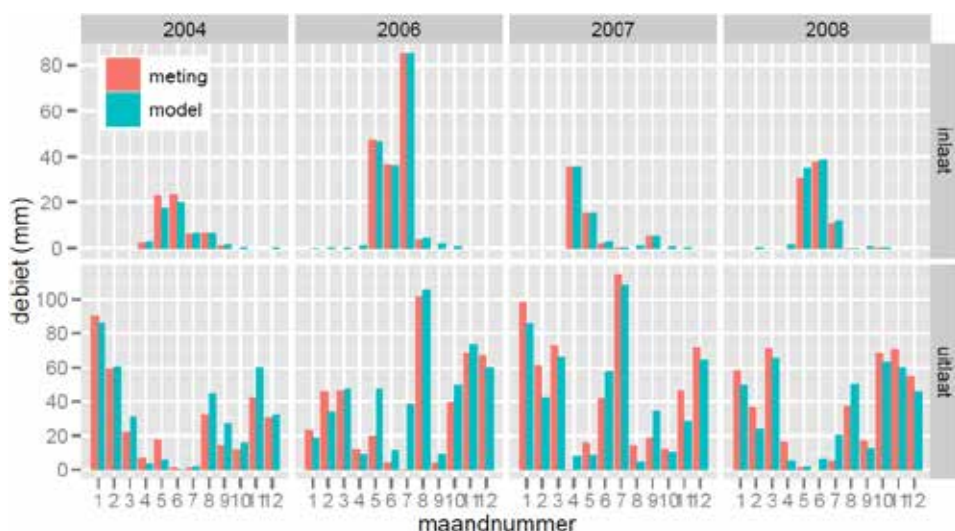
Ingeschat percentage aan missende gemeten inlaat- en uitslaghoeveelheden per jaar.

| Jaar | Inlaat (%) | Uitslag (%) |
|------|------------|-------------|
| 2001 | 9          | 12          |
| 2002 | 9          | 12          |
| 2003 | 9          | 12          |
| 2004 | 0          | 0           |
| 2005 | 50         | 0           |
| 2006 | 3          | 0           |
| 2007 | 5          | 3           |
| 2008 | 5          | 3           |
| 2009 | 100        | 3           |
| 2010 | 100        | 3           |



**Figuur 5.7**

Uitgeslagen (boven) en ingelaten (onder) hoeveelheden water bij de gemalen, volgens model en meting, gemiddeld voor de jaren 2004, 2006, 2007 en 2008.

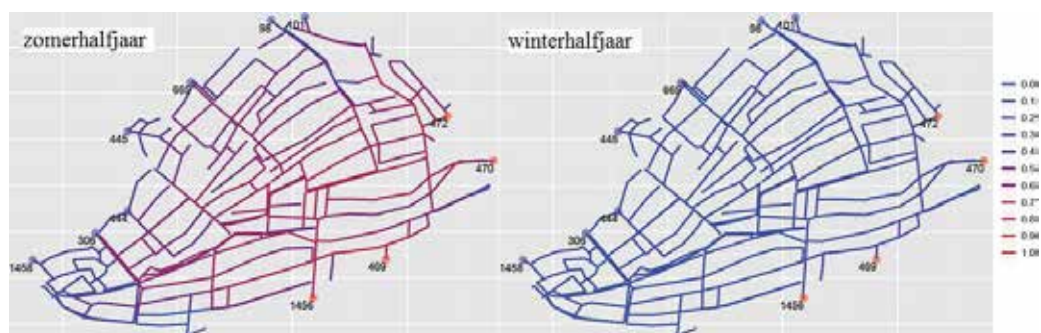


**Figuur 5.8**

*Hoeveelheid gemeten en gemodelleerde inlaat en uitslag van oppervlaktewater in de Krimpenerwaard, per maand.*

#### 5.2.4 Ruimtelijke doordringing van het ingelaten rivierwater

Figuur 5.9 laat zien hoe ver het ingelaten rivierwater doordringt in de hoofdwaterlopen van de Krimpenerwaard. De doordringing is berekend door de modellen SWQN en NuswaLite. Het gaat om een gemiddelde voor de periode van 2001 tot 2010. Er is onderscheid gemaakt tussen doordringing in het zomer- en het winterhalfjaar. In het zomerhalfjaar bestaat het water in de hoofdwaterlopen gebiedsgemiddeld voor 47% uit ingelaten rivierwater. Hogere percentages worden gevonden in de hoofdwaterlopen nabij het hoofdoplaatpunt bij gemaal Krimpenerwaard. Een deel van dit inlaatwater dringt vanuit de hoofdwaterlopen de sloten binnen en duwt het gebiedseigen water verder de sloten in. 66% van het inlaatwater is afkomstig van het gemaal Krimpenerwaard. In de winter is gemiddeld 8% van het water in de hoofdwaterlopen afkomstig van rivierwater. Dit is voornamelijk water dat in de zomer is ingelaten en in de winter nog steeds in de Krimpenerwaard is. Dit komt door de lange verblijftijden van het oppervlaktewater in de Krimpenerwaard. In de zomer bedraagt de gemiddelde hydraulische verblijftijd 57 dagen, in de winter 43 dagen (zie bijlage H). Dit is van belang voor het verkrijgen van inzicht in de herkomst van het water dat op een bepaalde plaats en tijd wordt bemonsterd en geanalyseerd.

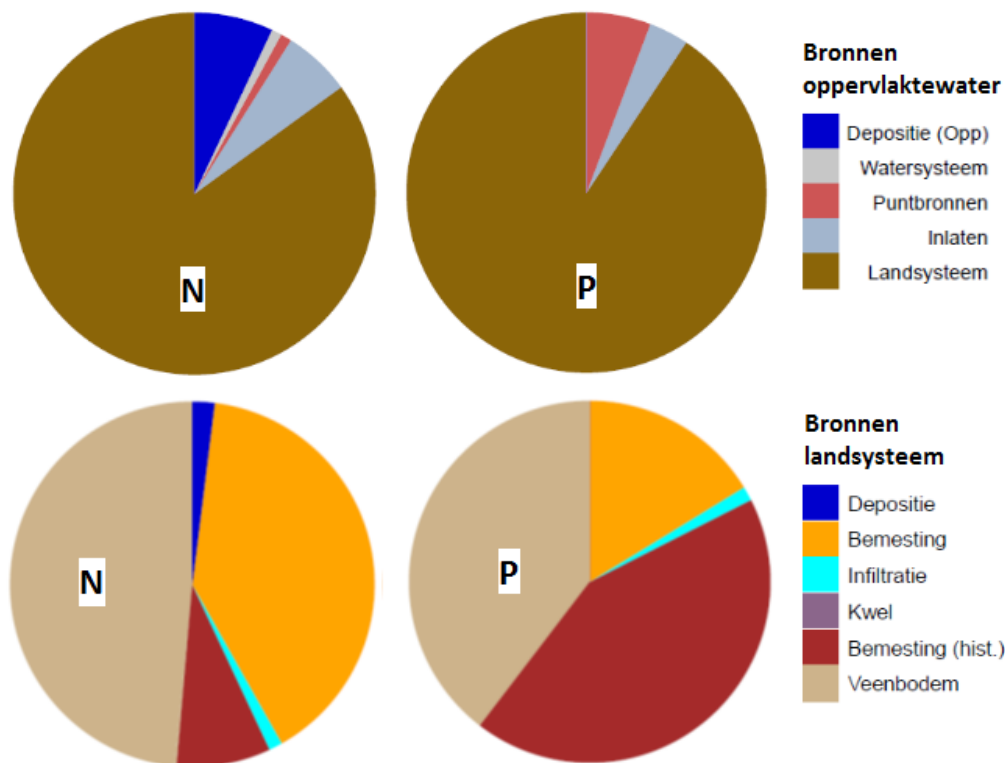


**Figuur 5.9**

*Doordringing van inlaatwater in de hoofdwaterlopen van de Krimpenerwaard in de zomer (links) en in de winter (rechts) berekend door het model SWQN, gemiddeld voor de periode 2001-2010. De kleurschaal gaat van blauw (100% gebiedseigen water) naar rood (100% inlaatwater).*

### 5.3 Bronnenanalyse

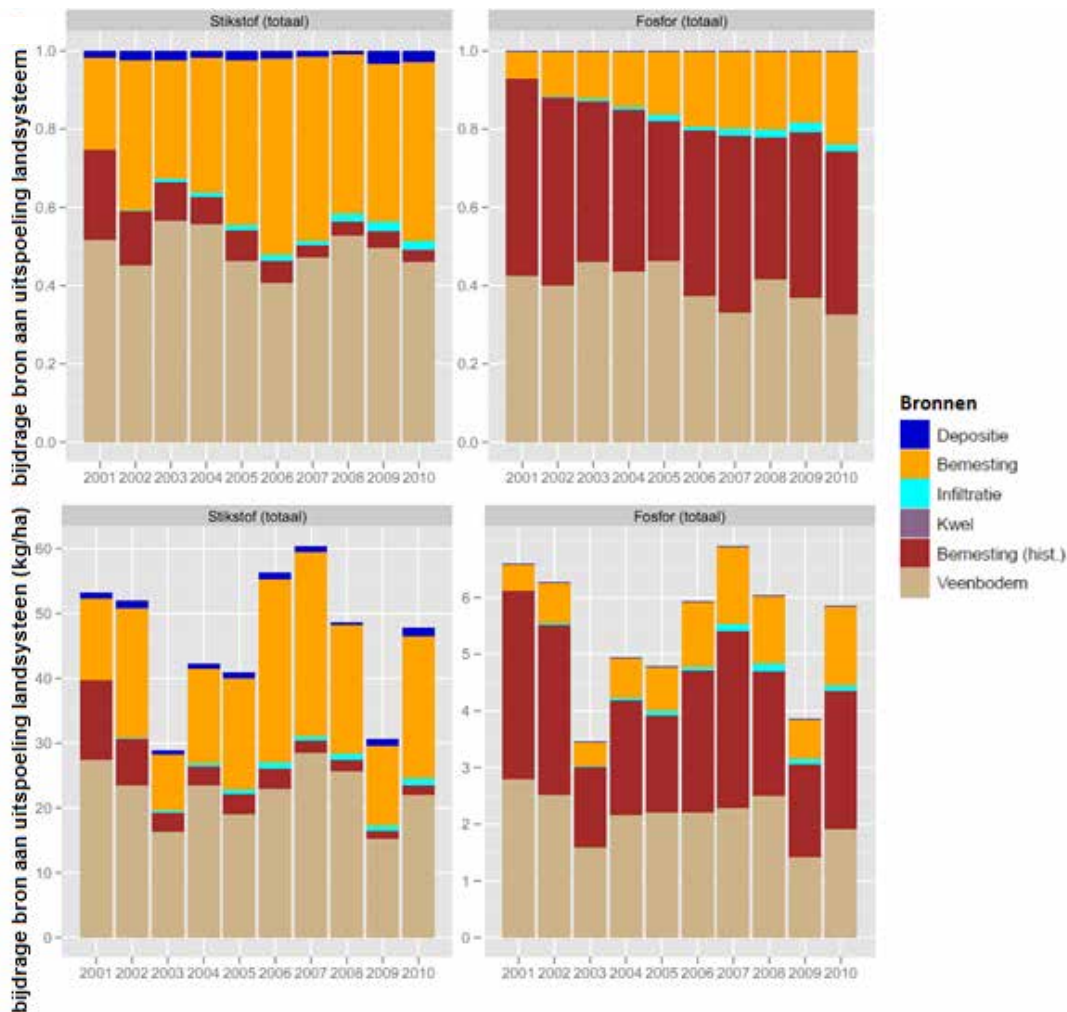
De resultaten van de bronnenanalyse op basis van het gekalibreerde modelinstrumentarium zijn te zien in figuur 5.10. Voor het oppervlaktewater is de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit het landsysteem verreweg de belangrijkste bron, die op jaarbasis verantwoordelijk is voor 80% van de totale stikstofbelasting en 90% van de totale fosforbelasting. Van de overige bronnen zijn voor stikstof de atmosferische depositie en de inlaat van rivierwater het belangrijkste, die elk 8% van de totale stikstofbelasting uitmaken. Voor fosfor zijn na het landsysteem de puntbronnen - effluent RWZI's - de belangrijkste bronnen, met 7% van de totale belasting. De weergegeven resultaten zijn uitgedrukt op jaarbasis. Op seizoens- en maandbasis zien de taartpunten er anders uit. Zo is in de zomer de bijdrage van het ingelaten rivierwater groter dan in de winter, enerzijds doordat rivierwater voornamelijk in de zomer wordt ingelaten, anderzijds omdat de bijdrage van het landsysteem in de zomer kleiner is door de geringere uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater dan in de winter (zie paragraaf 5.2.2). Bijlage H gaat dieper in op de seizoensdynamiek van de bronnen die het oppervlaktewater belasten, waarin naast de relatieve bijdrages ook de absolute bijdrages (in kg/ha) aan de orde komen.



**Figuur 5.10**

De relatieve bijdrage van bronnen aan de belasting van het oppervlaktewater (boven), links voor stikstof (N) en rechts voor fosfor (P). De bijdrage van het landsysteem aan de oppervlaktewaterbelasting is verder onderverdeeld in de bijbehorende bronnen (onder). Het betreft jaargemiddelde bijdragen van bronnen in de periode 2001-2010. De bijdrage van de bemesting aan de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit het landsysteem is onderverdeeld in de bijdrage van historisch (hist.) toegeodiende mest (1940-2000) en recentelijk toegeodiende mest (2001-2010).

In figuur 5.10 is de bijdrage van het landsysteem verder uitgesplitst; er is te zien welke bronnen bijdragen aan de uit- en afspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater vanuit het landsysteem. De uit- en afspoelende nutriënten zijn voornamelijk afkomstig uit mest en uit de veenbodem als gevolg van afbraak, mineralisatie en uitloging van het veen. Voor stikstof is de bijdrage van bemesting en de veenbodem vergelijkbaar: ze zijn elk verantwoordelijk voor 48% van de totale uit- en afspoeling. Voor fosfor is de bijdrage van de bemesting 1,5 keer zo groot als de bijdrage van de veenbodem; de bemesting is verantwoordelijk voor bijna 60% van de uit- en afspoeling van fosfor, voor de veenbodem is dit 40%. De overige bronnen - kwel, atmosferische depositie en eerder geïnfiltreerd oppervlaktewater - dragen nauwelijks bij aan de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor.



**Figuur 5.11**

De relatieve (boven) en absolute (onder) bijdrage van bronnen aan de uit- en afspoeling van stikstof (links) en fosfor (rechts) vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewater, per jaar in de periode 2001-2010. De bijdrage van de bemesting is onderverdeeld in de bijdrage van historisch toegediende mest (1940-2000) en recentelijk toegediende mest (2001-2010).

De bijdrage van de bemesting aan de uit- en afspoeling is opgesplitst in de bijdrage van historisch toegediende mest - in de periode 1941 t/m 2000 en recent toegediende mest, in de periode 2001 t/m 2010. De bemesting die bijdraagt aan de uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater - in de periode 2001 t/m 2010 - is voor stikstof voornamelijk van recente aard - 80% recente bemesting tegen 20% historische bemesting - en voor fosfor vooral van historische aard; 30% recente

bemesting tegen 70% historische bemesting. De verklaring hiervoor is dat fosfor beter aan de bodem kan binden dan stikstof waardoor het in het algemeen langer duurt voordat door bemesting aan de bodem toegediend fosfor uitspoelt in vergelijking met toegediend stikstof. Hierdoor blijft de bodem lang P afkomstig van historische bemesting naleveren. Dit impliceert dat een eventuele vermindering in de hoeveelheid bemesting sneller effect zal hebben op de uit- en afspoeling van stikstof dan op die van fosfor.

Figuur 5.11 toont de bijdrage van de bronnen aan de uit- en afspoeling vanuit het landsysteem op jaarbasis, in aanvulling op figuur 5.10 die ingaat op de jaargemiddelde bijdrage. Tevens is in figuur 5.11 naast de relatieve bijdrage ook de absolute bijdrage te zien. De hoeveelheid uit- en afspoeling van nutriënten is sterk afhankelijk van de hoeveelheid water die uit- en afspoelt (zie paragraaf 5.2.2) en verschilt dus per weerjaar. In de natte jaren 2001 en 2007 spoelt bijna de dubbele hoeveelheid fosfor en stikstof uit en af als in de droge jaren 2003 en 2009. Het effect van de weerjaren is niet volledig eenduidig terug te zien in de relatieve bijdrage van de bronnen, hoewel in eerste instantie de verwachting zou zijn dat in de natte jaren door meer oppervlakkige en ondiepe af- en uitspoeling de relatieve bijdrage van de recente bemesting toeneemt ten koste van die van de veenbodem. Er is wel een tendens zichtbaar in groepen van droge (2003) en natte jaren (2001, 2002, 2006 en 2007). Deze tendens is vooral zichtbaar voor stikstof en minder voor fosfor.

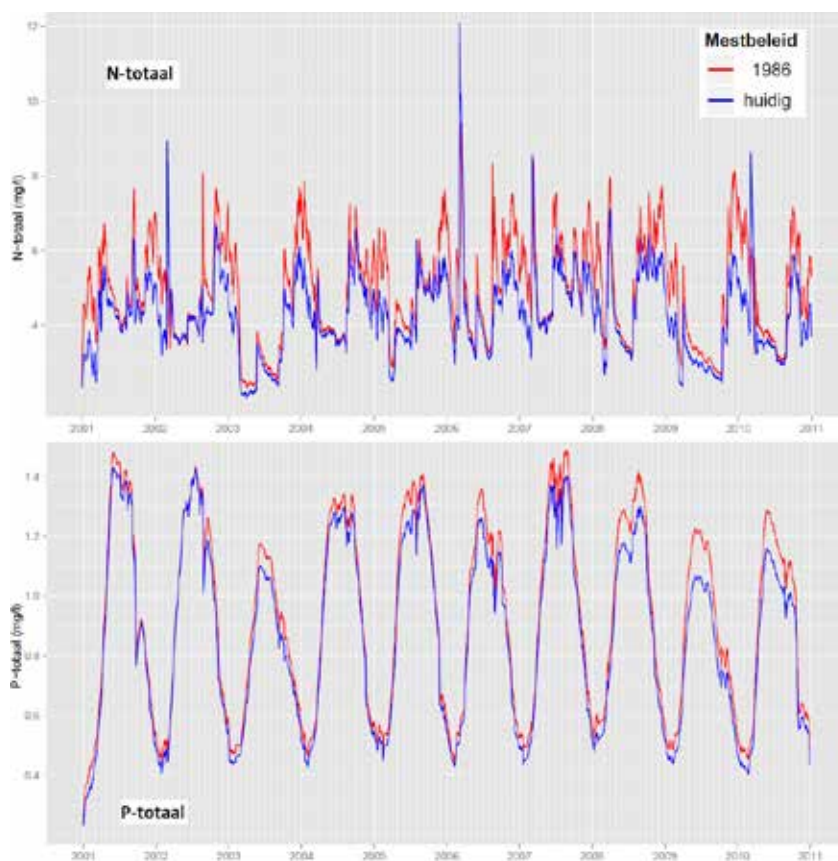
Duidelijk terug te zien in de relatieve bijdrage van de bronnen is de grotere bijdrage van historisch toegediende mest - langer dan tien jaar geleden toegediend - aan het uit- en afspoelende fosfor in vergelijking met stikstof. Een verschil dat ontstaat doordat fosfor beter aan de bodem kan binden dan stikstof. Zo is het uit- en afspoelende stikstof voornamelijk afkomstig van recent toegediende mest terwijl het uit- en afspoelende fosfor voornamelijk afkomstig is van 'historisch' toegediende mest.

## **5.4 Sturingsmogelijkheden om de oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren**

Op basis van de bronnenanalyse zijn kansrijke sturingsmogelijkheden geselecteerd en is hun effect op de oppervlaktewaterkwaliteit gekwantificeerd met het gekalibreerde modelleninstrumentarium. Tevens zijn aanvullende sturingsmogelijkheden gedefinieerd en is met het modelinstrumentarium berekend wat het effect op de oppervlaktewaterkwaliteit is geweest van een al genomen maatregel, namelijk het mestbeleid.

### **5.4.1 Effect mestbeleid**

In figuur 5.12 is het effect van het mestbeleid op de gebiedsgemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit in de Krimpenerwaard te zien. Voor stikstof heeft het mestbeleid vooral effect gehad op de winterconcentraties. In de zomer - de periode waarin de KRW-nutriëntennormen gelden - is het effect kleiner. Dit komt doordat er in de zomer minder water uit- en afstroomt en daarmee minder stikstof uit mest uit- en afspoelt vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewater (zie paragraaf 5.2.2) en andere nutriëntenbronnen zoals de inlaat van rivierwater belangrijker worden (zie bijlage H).



**Figuur 5.12**

*Effect van het vanaf 1986 ingezette mestbeleid op de gebiedsgemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit in de Krimpenerwaard in de periode 2001-2010 zoals gesimuleerd met de modellen. Rode lijn = oppervlaktewaterkwaliteit wanneer mestbeleid niet zou zijn uitgevoerd en nu nog steeds dezelfde hoeveelheid mest als in 1986 zou zijn toegediend, blauwe lijn = huidige oppervlaktewaterkwaliteit onder het mestbeleid.*

Voor fosfor heeft het mestbeleid weinig effect op de winterconcentraties maar zijn vooral de zomerconcentraties in de laatste jaren gereduceerd met 0,1 tot 0,2 mg P/l, hetgeen vanuit KRW-oogpunt essentieel is. Dit is te verklaren door de rol van de waterbodem: in de winter, wanneer de uit- en afspoeling van fosfor het grootst is, bindt een deel van het uit- en afspoelende fosfor aan de waterbodem om vervolgens in de zomer alsnog vanuit de waterbodem in het oppervlaktewater te belanden door ontbinding/nalevering. Door het mestbeleid is de uit- en afspoeling van fosfor verminderd, waardoor er minder fosfor aan de waterbodem bindt en er dus ook minder fosfor in de zomer kan worden nageleverd vanuit de waterbodem.

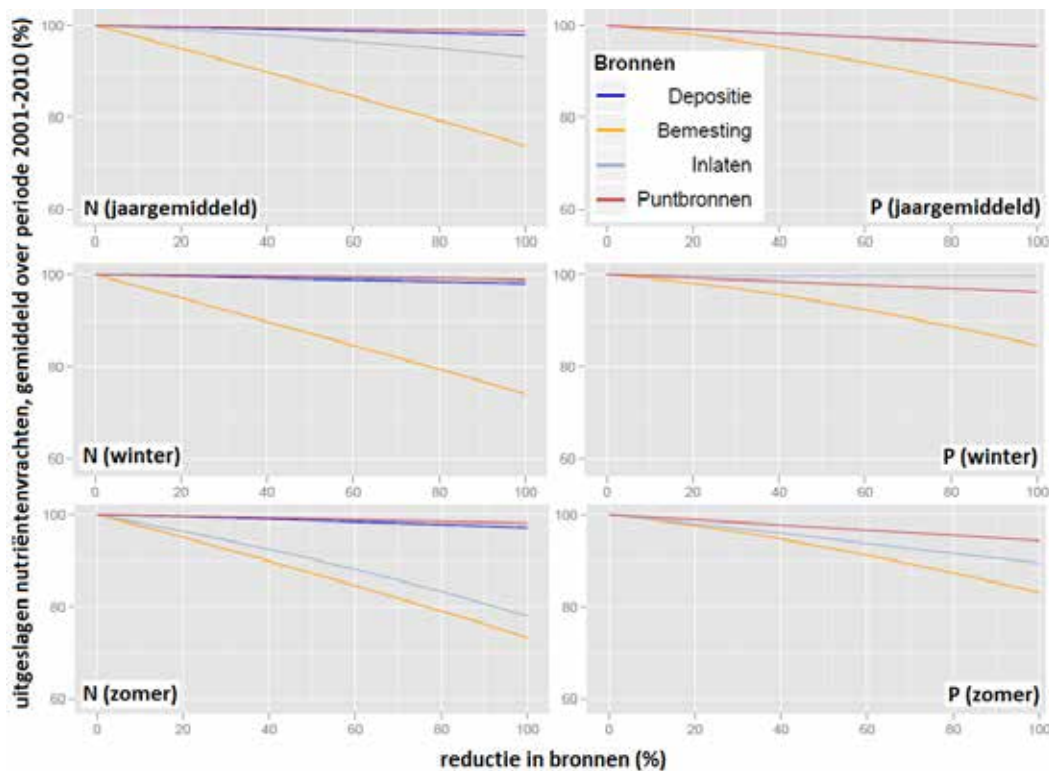
De door het model berekende reductie in de zomerconcentraties aan fosfor als gevolg van het mestbeleid is niet duidelijk terug te zien in de langjarige meetreeksen nabij gemaal Reinier Blok (zie paragraaf 4.1.1). Mogelijk verklaringen hiervoor zijn:

- Meetlocatie Reinier Blok is niet representatief voor de gebiedsgemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit.
- Het model simuleert de oplading en nalevering van fosfor in de waterbodem op vereenvoudigde wijze.
- Naast de bemesting zijn ook andere fosforbronnen substantieel veranderd in de beschouwde periode.

## 5.4.2 Reductie van stuurbare nutriëntenbronnen

Figuur 5.13 geeft het gemodelleerde effect van het reduceren van een aantal nutriëntenbronnen vanaf 2001 op de door de gemalen uitgeslagen hoeveelheid stikstof en fosfor, gemiddeld over de periode 2001-2010. De resultaten laten zien dat het reduceren van de bronnen meer effect heeft op stikstof dan op fosfor. Voor de bemesting, die voor zowel stikstof als fosfor de belangrijkste bron is, komt dit door de sterkere binding aan de bodem van via mest toegediend fosfor vergeleken met stikstof. Dit bleek ook al uit de resultaten van de bronnenanalyse (zie paragraaf 5.3). Verminderde bemesting zal voor fosfor in eerste instantie dus minder effect hebben op de oppervlaktewaterkwaliteit dan voor stikstof.

Verder valt op dat de gereduceerde bemesting zowel in de zomer als de winter een vergelijkbaar effect heeft op de oppervlaktewaterkwaliteit, voor zowel stikstof als fosfor. Uit het door het model gesimuleerde effect van het mestbeleid blijkt daarentegen dat de reductie van bemesting gepaard is gegaan met lagere stikstofconcentraties in voornamelijk de winter en lagere fosforconcentraties in voornamelijk de zomer (zie paragraaf 5.4.1). Daarbij kunnen er vraagtekens worden gezet bij de modelresultaten door het met meer dan ongeveer 30% reduceren van de bemesting omdat het modelinstrumentarium niet is afgestemd op dergelijke lage mestgiftten (persoonlijke mededeling Oscar Schoumans).



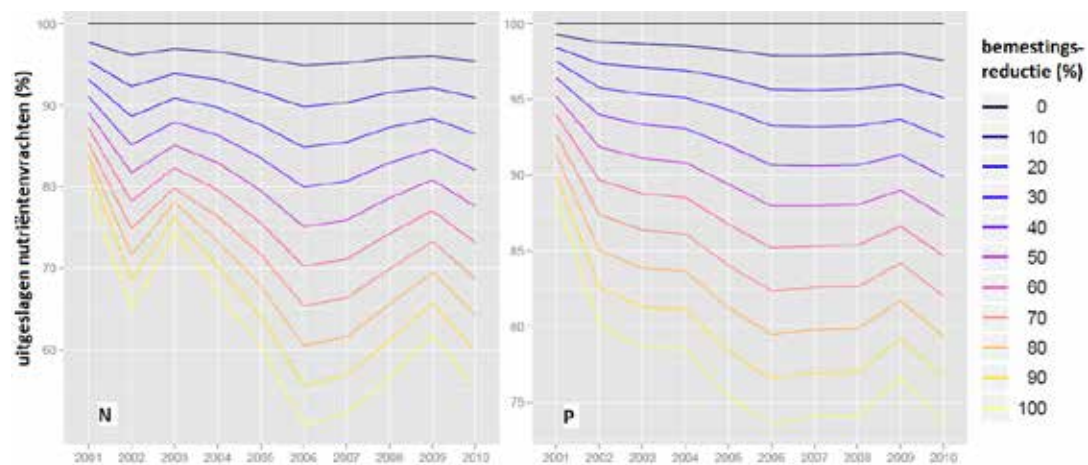
**Figuur 5.13**

Effect van het reduceren van een bron vanaf het jaar 2001 op de stikstofvrachten (links) en fosforvrachten (rechts) die door de gemalen worden uitgeslagen, gemiddeld over de periode 2001-2010. Er is onderscheid gemaakt tussen het effect op jaarbasis (boven), winterhalfjaar (midden) en zomerhalfjaar (onder).

De reductie van de overige bronnen heeft weinig effect op de oppervlaktewaterkwaliteit, afgezien van het effect van schoner inlaatwater in de zomer, wat met name voor stikstof een groot effect heeft. Voor fosfor is het effect van het schonere inlaatwater kleiner omdat het inlaatwater in de huidige situatie al weinig fosfor bevat (zie bijlage H).

Om te voldoen aan de KRW-nutriëntennormen zijn voor stikstof - waarvoor de oppervlaktewaterkwaliteit in de zomer al vrijwel voldoet aan de norm - minimale inspanningen nodig. Voor fosfor ligt dit anders. Met gemiddelde zomerconcentraties tussen de 0,6 en 1,4 mg P/l (Figuur 4.5) wordt de KRW-norm qua hoogte met een factor drie tot zes overschreden. Dit betekent dat de huidige concentraties 60 tot 85% lager moeten worden om te voldoen aan de norm. Dit is met de doorgerekende maatregelen verre van haalbaar, in ieder geval niet binnen een tijdsbestek van tien jaar.

Figuur 5.14 laat zien wat het gesimuleerde effect van de bemestingsreductie vanaf 2001 is op de door de gemalen uitgeslagen hoeveelheden stikstof en fosfor, nu niet gemiddeld over de periode 2001-2010 zoals in figuur 5.13 maar per jaar. Ook nu geldt dat de modelresultaten behorend bij het met meer dan 30% reduceren van de bemesting discutabel zijn omdat het model niet is afgestemd op dergelijke lage mestgiften. Het effect van de weerjaren is terug te zien in de resultaten, met name voor stikstof. In de droge jaren 2003 en 2009 is het effect van de bemestingsreductie op de oppervlaktewaterkwaliteit kleiner omdat in deze jaren minder water uit- en afspoelt vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewater dan in een nat jaar zoals 2002. Verder is duidelijk te zien dat de bemestingsreductie voor fosfor langzamer doorwerkt op de oppervlaktewaterkwaliteit dan voor stikstof, conform eerdere bevindingen. Voor fosfor is de berekende reductie van de oppervlaktewaterkwaliteit in 2010 niet het eindstadium.



**Figuur 5.14**

*Effect van een reductie in de bemesting vanaf 2001 op de jaargemiddelde vrachten aan stikstof (links) en fosfor (rechts) die worden uitgeslagen door de gemalen in de periode 2001 – 2010.*

Tabel 5.9 geeft een samenvatting van het beoogde effect van de doorgerekende sturingsmogelijkheden om de oppervlaktewaterkwaliteit in de Krimpenerwaard te verbeteren. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen effect op de korte termijn en op de lange termijn. Zo zullen bemestingsmaatregelen voor fosfor veel later effect hebben dan voor stikstof, vanwege de sterkere binding van fosfor aan de bodem. Uitmijnen - het toedienen van mest met daarin stikstof maar geen fosfor, waardoor het gewas fosfor opneemt dat is opgeslagen in de bodem - zal waarschijnlijk een groter effect hebben op de waterkwaliteit dan het verminderen van de bemesting, omdat hierdoor de fosforvoorraad in de bodem



sneller wordt uitgeput. Het effect van uitmijnen op de oppervlaktewaterkwaliteit is niet doorgerekend met het modelinstrumentarium. Dit effect zal waarschijnlijk net zoals de bemestingsreductie pas op lange termijn duidelijk merkbaar zijn. Daarbij geldt voor zowel stikstof als fosfor dat de afbraak, mineralisatie en uitloging van het veen - verantwoordelijk voor bijna de helft van de af- en uitspoelende nutriënten naar het oppervlaktewater - moeilijk stuurbaar zijn waardoor de speelruimte in de Krimpenerwaard om te komen tot een betere oppervlaktewaterkwaliteit beperkt is in vergelijking met gebieden zonder veen.

**Tabel 5.9**

*Kwalitatieve waardering van sturingsmogelijkheden ter verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit in de Krimpenerwaard. 0 = nauwelijks effect, + = redelijk effect, ++ = groot effect.*

| Sturingsmogelijkheid          | Stikstof (N)                     |                              | Fosfor (P)                       |                              |
|-------------------------------|----------------------------------|------------------------------|----------------------------------|------------------------------|
|                               | Korte termijn<br>(0 tot 10 jaar) | lange termijn (><br>10 jaar) | Korte termijn<br>(0 tot 10 jaar) | Lange termijn<br>(> 10 jaar) |
| Verminderen bemesting         | ++                               | ++                           | +                                | ++                           |
| Schonere rivierwater (inlaat) | +                                | +                            | 0                                | 0                            |
| Schoner RWZI effluent         | 0                                | 0                            | +                                | +                            |
| Uitmijnen                     | 0                                | 0                            | +                                | ++                           |

Zoals eerder aangegeven hebben de doorgerekende sturingsmogelijkheden alleen betrekking op een reductie in de hoeveelheid nutriënten en niet op de hoeveelheid water die ermee gemoeid is. Het effect van hydrologische maatregelen - zoals het opzetten van peilen en het verminderen van de hoeveelheid inlaatwater - is dus niet verkend. Ook voor het nemen van hydrologische maatregelen - tenminste van degene die van invloed zijn op de grondwaterstanden - zal de speelruimte beperkt zijn in de Krimpenerwaard vanwege het gevaar voor versnelling van de maaiveldvaling.

### 5.4.3 Aanvullende maatregelen

Naast de sturingsmogelijkheden die met het modelinstrument zijn doorgerekend zijn er voor de Krimpenerwaard nog andere maatregelen denkbaar. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan het minder inlaten van rivierwater, het installeren van onderwaterdrains en extra diep baggeren van de waterbodem. Op basis van de in het project Monitoring Stroomgebieden opgedane kennis en algemene kennis over veenweidegebieden kan over het beoogde effect van deze maatregelen een uitspraak worden gedaan.

#### **Verminderen van inlaat van rivierwater**

Het inlaten van minder rivierwater - het verminderen van de doorspoeling - zal voor stikstof nauwelijks effect hebben en voor fosfor negatief uitpakken. Voor stikstof zal er nauwelijks een effect zijn omdat het gebiedseigen water in de zomer vergelijkbare concentraties heeft als het rivierwater (Figuur H.2 in Bijlage H), al verschilt de samenstelling over de verschillende componenten - nitraat, ammonium en organisch-N - wel (zie paragraaf 4.1.3). Voor fosfor zorgt het inlaten van minder rivierwater juist voor hogere fosforconcentraties omdat het rivierwater in de zomer vier tot acht keer minder fosfor bevat dan het gebiedseigen water en daarmee sterk verdunnend werkt (Figuur H.2 in Bijlage H). De mate van verdunning hangt af van hoe ver het ingelaten rivierwater doordringt in de Krimpenerwaard (zie paragraaf 5.2.4). Verminderen van de hoeveelheid inlaatwater zou ook via veranderende sulfaatconcentraties invloed op de fosforconcentraties kunnen hebben. Volgens de simulaties in paragraaf 4.3 zal het verminderen van de hoeveelheid inlaatwater, bij de huidige sulfaatconcentraties

in het inlaatwater, leiden tot een toename van de sulfaatconcentraties (Figuur 4.24) en daarmee mogelijk tot een grotere nalevering van fosfor.

### **Extra diep baggeren**

Normaliter wordt bij het baggeren van de sloten de bovenste 10 tot 20 cm van de waterbodem/baggerlaag verwijderd. In het peilgebied Bergambacht - een 2500 ha groot gebied gelegen in de Krimpenerwaard - is in 1997 en 1998 geëxperimenteerd met extra diep baggeren waarbij de waterbodem tot aan de onderliggende veenbodem is verwijderd. Van de vele maatregelen die in Bergambacht medio jaren '90 zijn uitgevoerd had het extra diep baggeren het grootste effect op de waterkwaliteit (Twisk, 2003). Het was vooral deze maatregel die de sloten deed veranderen van kroosgedomineerd naar ecologisch gezonde sloten.

Op basis van de opgedane kennis in Monitoring Stroomgebieden is goed te verklaren waarom extra diep baggeren positief uitpakt voor de waterkwaliteit. De waterbodem speelt namelijk als tijdelijk opslagmedium voor fosfor een belangrijke rol in de oppervlaktewaterkwaliteit (Van Gerven et al., 2011). Wanneer de waterbodem waaraan vaak veel fosfor is gebonden volledig wordt verwijderd kan dit fosfor dus niet meer in het water terecht komen, waardoor de waterkwaliteit verbetert, vooral in het zomerhalfjaar omdat dan het meeste fosfor vanuit de waterbodem naar het bovenliggende water gaat. Het deels baggeren van de waterbodem zal minder effect hebben omdat de uitwisseling van fosfor tussen de waterbodem en het bovenliggende water zich voornamelijk afspeelt in de bovenste paar centimeters van de waterbodem (Van Gerven et al., 2011); zolang er na het baggeren dus nog een waterbodemaag achter blijft zal de fosforuitwisseling doorgaan.

Bijkomend voordeel van baggeren - zowel diep als ondiep baggeren - is dat de bagger over het omringende land kan worden verspreid en daarmee dienst doet als meststof. Dit draagt bij aan het sluiten van de P-kringloop in veenweidegebieden. Het sluiten van de P-kringloop zal in de toekomst belangrijker worden omdat fosfor steeds schaarser wordt als grondstof.

Extra diep baggeren heeft mogelijk een nadelig effect op de stikstofconcentraties van het oppervlaktewater. Met het verdwijnen van de waterbodem verdwijnt ook de grote denitrificatiecapaciteit van de waterbodem (Hendriks et al., 1994). Daarbij kan in de na het baggeren ontsloten veenbodem tijdelijk veel mineralisatie optreden waardoor stikstof in het bovenliggende water komt. Door deze mineralisatie komt naast stikstof ook fosfor in het bovenliggende water, al zal dit negatieve effect op de waterkwaliteit hoogstwaarschijnlijk niet opwegen tegen het positieve effect van het uitblijven van de fosfornalevering vanuit de waterbodem. Het uitblijven van de fosfornalevering na extra diep baggeren zal van tijdelijke aard zijn omdat de waterbodem - baggerlaag - weer snel kan aangroeien. Maar mogelijk is het tijdelijk uitblijven voldoende om het oppervlaktewater naar een ecologisch beter en stabiel stadium te brengen.

### **Onderwaterdrains**

Onderwaterdrains onderscheiden zich van gebruikelijke drains doordat ze onder het slootpeil liggen in plaats van erboven. Het doel is hiermee de infiltratie van slootwater in droge tijden te bevorderen waardoor grondwaterstanden in de zomer minder ver uitzakken en de maaiveldvaling door oxidatie van veen in het nattere profiel beperkt blijft. In het westelijke veenweidegebied worden onderwaterdrains met dit doel steeds meer toegepast. Bijkomend voordeel voor boeren is dat de drains in natte tijden ook een drainerende functie hebben en het veenprofiel dan droger houden. Dit is gunstig voor de draagkracht en daarmee de betreedbaarheid en bereidbaarheid van het perceel, waardoor minder schade door vertrapping en bereiding van de graszode optreedt. Bovendien wordt door het drogere profiel in het vroege voorjaar de dan (meestal in februari) uitgereden dierlijke mest beter benut door het gewas, omdat minder mestnutriënten verloren gaan door afspoeling en ondiepe uitspoeling, en

door denitrificatie. Deze betere mestbenutting is aangetoond met recente veldmetingen (Hoving et al., 2011).

Wat het effect is van onderwaterdrains op de uitspoeling van de nutriënten stikstof en fosfor is op voorhand moeilijk te voorspellen, mede omdat de kenmerken en omstandigheden die de uit- en afspoeling van nutriënten bepalen sterk kunnen verschillen per veenweidegebied. De processen die van invloed zijn op de uit- en afspoeling spelen vaak tegelijkertijd en kunnen elkaar versterken of compenseren. De resulterende uit- en afspoeling is zonder metingen of modelberekeningen niet vast te stellen.

Hendriks en Van den Akker (2011) hebben met de modellen SWAP en ANIMO de effecten van onderwaterdrains op de N-, P- en sulfaatuit/afspoeling gesimuleerd voor verschillende veenweide-eenheden bij verschillende droogleggingen. De meest relevante veenweide-eenheden voor de Krimpenerwaard zijn: eutroof, 5 m dik veenpakket met of zonder kleidek, met wegzijging of géén kwel/wegzijging van betekenis (neutraal). Uit de simulaties voor deze eenheden volgt dat onderwaterdrains voor P vooral een verlaging van de uit/afspoeling betekenen, vooral bij droogleggingen van 50 tot 60 cm. P-vrachten nemen zowel in winter als zomer af; alleen voor een drooglegging van 40 cm is bij wegzijging een lichte toename van de vrachten in de zomer gesimuleerd. P-uitspoelingsconcentraties nemen in de simulaties altijd (fors) af. Voor N geven de simulaties overwegend een lichte afname van de vrachten in de winter aan, maar geen verandering of een lichte toename bij wegzijging in de zomer. Deze toename is het sterkst bij de geringe drooglegging van 40 cm. N-uitspoelingsconcentraties nemen altijd licht tot sterk af.

Sulfaat is de meest kwetsbare stof met het oog op uitspoeling bij toepassing van onderwaterdrains. Hiervoor kan bij wegzijging de uitspoelingsvracht (sterk) toenemen in de zomer, vooral bij de wat grotere droogleggingen van 50 en 60 cm. In de winter is de verandering van de sulfaatvracht gering bij droogleggingen van 50 tot 60 cm, en neemt de vracht licht tot sterk af bij een drooglegging van 40 cm. De sulfaatuitspoelingsconcentraties nemen in de winter af en in de zomer alleen (licht) toe bij wegzijging met een grotere drooglegging.

Samenvattend voorspellen de simulaties voor de situatie van de Krimpenerwaard een overwegend positief effect in termen van vermindering van de N- en P-uitspoeling. Alleen de effecten van onderwaterdrains op de sulfaatuitspoeling in de zomer kunnen, vooral bij wat grotere drooglegging in het geval van wegzijging, negatief uitpakken omdat ze leiden tot een toename van de uitspoeling. Hierbij tekenen Hendriks en Van den Akker (2011) aan dat nog weinig ervaring is opgedaan met simulering van sulfaatuitspoeling met het model. Deze resultaten zijn dan ook het minst zeker. Praktijkproeven moeten uitwijzen wat de werkelijke effecten van onderwaterdrains zijn op de kwaliteit van het oppervlaktewater in de Krimpenerwaard.



## 6 Discussie en conclusies

De gedurende dit project uitgevoerde intensieve metingen, van de bovengrond (fosfaatverzadiging), het grondwater (kwaliteit en stijghoogte), de waterbodem (samenstelling en fosforlevering) en de oppervlaktewaterkwaliteit, hebben geleid tot veel nieuwe inzichten in de nutriëntenhuishouding in de bodem en in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard en van veenweidegebieden in het algemeen. Deze meetgegevens in combinatie met het toegepaste modelinstrumentarium en de gebruikte analysemethoden zijn essentieel geweest om de nutriëntenbronnen en de routes die de nutriënten door de bodem en het oppervlaktewater afleggen te doorgronden. Alleen door het combineren van metingen en modellen kan de gemeten oppervlaktewaterkwaliteit worden begrepen en verklaard en kunnen effecten van maatregelen ter verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit worden gekwantificeerd. In dit hoofdstuk zijn de belangrijkste bevindingen op een rij gezet en gegroepeerd naar:

- de status van de oppervlaktewaterkwaliteit;
- de nutriëntenbronnen en de routes die de nutriënten naar en in het oppervlaktewater afleggen;
- de sturingsmogelijkheden om te komen tot een betere oppervlaktewaterkwaliteit.

Hierna volgt een aantal aanbevelingen voor verder onderzoek. Ook is verkend welke stroomgebieden in Nederland vergelijkbaar zijn met de Krimpenerwaard; stroomgebieden waarop de in dit project voor de Krimpenerwaard opgedane kennis (deels) toepasbaar is. De afsluitende paragraaf gaat in op de relatie tussen nutriëntenconcentraties en een goede ecologische status van het oppervlaktewater.

### 6.1 Oppervlaktewaterkwaliteit

In de Krimpenerwaard voldoet de oppervlaktewaterkwaliteit niet aan de norm voor fosfor; de gemeten gebiedsgemiddelde zomerconcentratie aan fosfor is de laatste jaren (2004 - 2010) 200% tot 550% hoger dan de KRW-norm van 0,22 mg P/l. Voor stikstof is de normoverschrijding de laatste jaren gering; de gemeten gebiedsgemiddelde zomerconcentratie is de laatste jaren (2004-2010) 10% tot 35% hoger dan de KRW-norm van 2,4 mg N/l.

Voor zowel stikstof als fosfor is de concentratie van de organische fractie in het oppervlaktewater vrijwel constant door het jaar heen met concentraties die ongeveer gelijk zijn aan de KRW-norm voor totaal-stikstof en totaal-fosfor.

De seizoensdynamiek van de stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater wordt veroorzaakt door de minerale fracties. De seizoensdynamiek van de stikstof- en fosforconcentraties is tegengesteld. Dit lijkt opvallend omdat de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater voor zowel stikstof als fosfor groter is in de winter dan in de zomer. Voor stikstof resulteert dit - zoals verwacht - in hogere concentraties in de winter; de winterconcentratie is ruim twee keer zo groot als de zomerconcentratie. Voor fosfor zijn de concentraties juist hoger in de zomer; ongeveer 40% hoger dan de winterconcentraties. Dit komt doordat in de winter een deel van het vanuit het landsysteem uitspoelende fosfor in de waterbodem wordt vastgelegd en dit fosfor in de zomer alsnog door nalevering in de waterkolom terecht komt. Deze nalevering van fosfor vindt plaats omdat de waterbodem in de zomer (chemisch) gereduceerd raakt door de afbraak van organisch materiaal in

de waterbodem, het ijzer vervolgens reduceert, waardoor fosfor minder goed aan de waterbodem gebonden blijft.

De nalevering van fosfor vanuit de waterbodem naar het bovenliggende water speelt vooral in april t/m juli en bedraagt dan in totaal naar schatting tussen de 0,7 en 0,9 g P per m<sup>2</sup> waterbodem. Metingen aan de waterbodem hebben aangetoond dat deze hoeveelheid fosfor ruimschoots door de waterbodem kan worden nageleverd. Ook tonen de metingen aan dat de nalevering beter verloopt naarmate de waterbodem meer gereduceerd is.

De nalevering van fosfor vanuit de waterbodem naar het bovenliggende water kan worden gestimuleerd door aanwezigheid van sulfaat in het oppervlaktewater. Hierbij wordt sulfaat in de chemisch gereduceerde waterbodem gereduceerd tot sulfide dat concurreert met fosfor om bindingsplaatsen aan de waterbodem hetgeen leidt tot extra nalevering van fosfor. Nadere analyse van de gemeten sulfaat- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard toont aan dat er een verband bestaat tussen fosfornalevering en sulfaatreductie en dat de fosfornalevering ook kwantitatief verklaard kan worden uit de sulfaatreductie. Sulfaatreductie kan ook leiden tot ijzergebrek bij en sulfidevergiftiging van waterplanten.

## 6.2 Bronnen en routes van nutriënten

De belangrijkste bron van stikstof en fosfor in het oppervlaktewater is het landsysteem dat op jaarbasis - via uit- en afspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater - verantwoordelijk is voor 80% van de totale stikstofbelasting en 90% van de totale fosforbelasting van het oppervlaktewater. Van de overige bronnen zijn voor stikstof de atmosferische depositie op open water en de inlaat van rivierwater het belangrijkste, die op jaarbasis elk 8% van de totale stikstofbelasting uitmaken. Voor fosfor zijn, na het landsysteem, de puntbronnen - RWZI effluent - de belangrijkste bronnen, met 7% van de totale jaarlijkse belasting. Het inlaatwater draagt voor 3% bij aan de jaarlijkse fosforbelasting.

De nutriënten die vanuit het landsysteem uit- en afspoelen naar het oppervlaktewater zijn voornamelijk afkomstig uit de veenbodem, door afbraak en mineralisatie, en uitloging van de veenbodem, en uit mest. Voor stikstof is de jaarlijkse bijdrage van het veen en de bemesting vergelijkbaar en bedraagt voor elk 48% van de totale uit- en afspoeling. Voor fosfor is de bijdrage van de bemesting 1,5 keer zo groot als de bijdrage van de veenbodem; de bemesting is verantwoordelijk voor bijna 60% van de uit- en afspoeling van fosfor, het veen voor 40%. De overige bronnen - kwel, atmosferische depositie en eerder geïnfiltrerd oppervlaktewater - dragen gebiedsgemiddeld nauwelijks bij aan de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor.

De belangrijkste bron van sulfaat in het oppervlaktewater is het landsysteem. In de maanden april t/m juli - de maanden waarin de fosfornalevering vanuit de waterbodem hoofdzakelijk speelt - is sulfaat voor ongeveer een kwart afkomstig van ingelaten rivierwater en voor driekwart afkomstig uit het landsysteem. Het sulfaat dat vanuit het landsysteem uitspoelt is vermoedelijk hoofdzakelijk afkomstig van geoxideerd pyriet. Deze pyrietoxidatie zorgt waarschijnlijk voor de hoge sulfaatconcentraties - tot 700 mg/l - in het bovenste grondwater van de bodem. Deze hoge concentraties worden waarschijnlijk niet veroorzaakt door sulfaat (zwavel) in mest omdat deze sulfaatbron (iets) kleiner is dan de sulfaatopname door het gewas. Bemesting kan mogelijk wel de pyrietoxidatie stimuleren omdat pyriet in de anaerobe zone van de bodem kan worden geoxideerd met nitraat uit de mest die daarbij wordt gereduceerd. Dat nitraat preferent wordt aangewend voor pyrietoxidatie boven organischestofafbraak, wordt weinig waarschijnlijk geacht, maar wordt niet uitgesloten. Dit verdient nader onderzoek.

De bijdrage van de bronnen die het oppervlaktewater belasten verandert door het jaar heen:

- De bijdrage van het landsysteem is het grootst in het winterhalfjaar en bedraagt dan 60 tot bijna 100% van de jaarlijkse bijdrage, afhankelijk van het weerjaar. Dit komt doordat in de winter het meeste water uit- en afspoelt; ongeveer 60 tot soms bijna 100% van de jaarlijkse hoeveelheid. In droge zomerperioden kan het landsysteem zelfs fungeren als een put in plaats van een bron; door het neerslagtekort infiltreert er dan water van de sloot naar het landsysteem i.p.v. andersom.
- De bijdrage van ingelaten rivierwater is het grootst in het zomerhalfjaar omdat alleen dan de Krimpenerwaard een tekort aan water kan hebben waardoor rivierwater wordt ingelaten. Zo kan het voorkomen dat in een zomermaand het inlaatwater een grotere bron is dan het landsysteem. Dit wil overigens niet zeggen dat de nutriënten in het oppervlaktewater in zo'n maand hoofdzakelijk van inlaatwater afkomstig zijn, omdat het in de zomer gemiddeld twee maanden duurt voordat het oppervlaktewater is ververst.
- De bijdrage van de overige bronnen - atmosferische depositie op open water en puntbronnen - is volgens de hierover beschikbare data vrijwel constant door het jaar heen.

In de Krimpenerwaard speelt kwel van diep grondwater alleen in de zuidelijke rand - nabij de Lek - een rol van betekenis. De grondwaterkwaliteit van de veenbodem wordt nauwelijks beïnvloed door deze van dieper komende kwel en de kwaliteit van het naar het oppervlaktewater uitspoelende water dus ook niet. Daarom is kwel niet zozeer een bron van nutriënten maar eerder een route omdat er door de kwel nu eenmaal meer water uitspoelt en er dus ook meer nutriënten uitspoelen.

Het effect van inlaatwater op de oppervlaktewaterkwaliteit varieert over de Krimpenerwaard en hangt af van de route die het inlaatwater aflegt. Het rivierwater dringt in het algemeen eerder door in de hoofdwaterlopen dan in de sloten. Als het de sloot bereikt zal het rivierwater het gebiedseigen water hoogstwaarschijnlijk verder de sloot in dringen. Het water in de hoofdwaterlopen van de Krimpenerwaard bestond in het zomerhalfjaar gemiddeld over de jaren 2004, 2006, 2007 en 2008 voor bijna de helft uit rivierwater. In het winterhalfjaar was dit een krappe 10%; voornamelijk water dat in de voorafgaande zomer was ingelaten maar door de lange verblijftijden van het water in de Krimpenerwaard aan het begin van de winter nog steeds aanwezig was.

Het water dat vanuit het landsysteem uit- of afstroomt naar het oppervlaktewater komt voor 60 tot 70% tot stand via de ondiepe routes; oppervlakkige afspoeling en uitspoeling door de bovenste 25 cm van de bodem. De concentraties van het uitspoelende water zijn voor fosfor nagenoeg constant door het jaar heen en ook voor de verschillende jaren. Voor stikstof zijn de concentraties dynamischer door het jaar heen en over de verschillende weerjaren. De zomerconcentratie aan stikstof is gemiddeld 20% lager dan de winterconcentratie, al zijn de verschillen vaak groter tussen opeenvolgende seizoenen, afhankelijk van de meteorologische condities in zomer en winter.

De meteorologische omstandigheden hebben geen dominant effect op de gebiedsgemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit aangezien er slechts een zwak verband is tussen waterafvoeren en de oppervlaktewaterkwaliteit. De zwakheid van dit verband is deels toe te schrijven aan de grote verblijftijden van het oppervlaktewater in de Krimpenerwaard - gemiddeld ruim 40 dagen in de winter tot bijna 60 dagen in de zomer - waardoor het effect van een neerslaggebeurtenis op de oppervlaktewaterkwaliteit flink wordt gebufferd. Daarnaast zijn vooral voor fosfor andere omstandigheden meer bepalend voor de oppervlaktewaterkwaliteit, zoals de omstandigheden die de nalevering van fosfor vanuit de waterbodem bepalen. Neerslaggebeurtenissen zijn overigens beter terug te zien in de stikstofconcentraties dan in de fosforconcentraties, waarschijnlijk als gevolg van de sterkere buffering van fosfor in veen- en waterbodem.

Van de stikstof die het oppervlaktewater bereikt wordt op jaarbasis ongeveer de helft vastgelegd of verwijderd; de stikstofretentie bedraagt ongeveer 50%. Denitrificatie is de belangrijkste retentiepost, belangrijker dan de aanwas van de waterbodembodem door sedimentatie waarbij stikstof is gemoeid. Voor fosfor is sedimentatie de belangrijkste retentiepost waarbij op jaarbasis ruim 10% van het fosfor in het oppervlaktewater is gemoeid. Door het jaar heen spelen er voor stikstof en fosfor ook andere retentieprocessen waarvan de effecten op jaarbasis uitmiddelen, maar die de nutriëntenconcentraties door het jaar heen flink kunnen beïnvloeden. Voorbeelden zijn de opname en afgifte van nutriënten door waterplanten en de tijdelijke fosforopslag en nalevering van fosfor door de waterbodembodem. Zo zijn de lagere stikstofconcentraties in de zomer niet alleen het gevolg van de kleinere nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in de zomer maar ook van de opname van stikstof door waterplanten en, nog belangrijker, van de denitrificatie die groter is bij hogere temperaturen en meer gereduceerde omstandigheden in de waterbodembodem, zoals in het zomerhalfjaar.

### 6.3 Sturingsmogelijkheden

Volgens de uitgevoerde modelsimulaties heeft het vanaf 1986 gevoerde mestbeleid er voor gezorgd dat de stikstofconcentraties in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard in de winter zijn afgenomen met gemiddeld ongeveer 0,05 mg N/l per jaar en in de zomer met gemiddeld ongeveer 0,01 mg N/l per jaar. Voor de fosforconcentraties in het oppervlaktewater heeft het mestbeleid volgens de simulaties met name effect gehad op de zomerconcentraties die gemiddeld met ongeveer 0,004 mg P/l per jaar zijn afgenomen. De winterconcentraties zijn daarentegen met een afname van 0,001 mg P/l nauwelijks gedaald. Het grotere effect van het mestbeleid op de zomerconcentraties aan fosfor heeft te maken met de rol van de waterbodembodem; door de verminderde bemesting spoelt in de winter minder fosfor uit naar het oppervlaktewater waardoor de waterbodembodem minder fosfor kan binden en in de zomer minder fosfor kan naleveren aan het oppervlaktewater. De simulatieresultaten stroken niet geheel met de gevonden langjarige trends in de oppervlaktewaterkwaliteit op basis van langjarige metingen nabij het gemaal Reinier Blok. Voor stikstof is de afname van de winterconcentraties vergelijkbaar, maar de zomerconcentraties dalen volgens de metingen sneller, met gemiddeld ongeveer 0,04 mg N/l per jaar. Voor fosfor is volgens de metingen de afname in fosforconcentraties het grootst in de winter - met een gemiddelde afname van ongeveer 0,005 mg P/l, en is er geen duidelijk trend zichtbaar in de zomerconcentraties. Het model voorspelt daarentegen de grootste afname in de zomerconcentraties en een beperkte afname in de winterconcentraties. Mogelijk verklaringen voor het verschil tussen de modelberekeningen en de gemeten langjarige trends van de oppervlaktewaterkwaliteit zijn:

- Naast de bemesting zijn ook andere fosforbronnen substantieel veranderd in de beschouwde periode met effect op de gemeten fosforconcentraties.
- Het effect van het mestbeleid is bepaald voor de gebiedsgemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit. Mogelijk is de meetlocatie Reinier Blok niet representatief voor deze gebiedsgemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit.
- Het modelinstrumentarium simuleert de oplading en nalevering van fosfor in de waterbodembodem op vereenvoudigde wijze; de procesbeschrijving van de waterbodembodemnalevering is niet volledig, zo mist een aantal belangrijke biochemische drijvende krachten, zoals sulfaat en de redoxpotentiaal. Dit vormt een punt van aandacht voor de oppervlaktewaterkwaliteitsmodellering.

Met het modelinstrumentarium is berekend hoe de oppervlaktewaterkwaliteit in de komende tien jaar verandert door een aantal stuurbare nutriëntenbronnen te reduceren. Dit is gedaan door de hoeveelheid nutriënten te reduceren en niet de hoeveelheid water die gemoeid is met de bron. Hier volgt een opsomming van de doorgerekende maatregelen en hun gesimuleerde effect:



- Reduceren van de bemesting; deze maatregel heeft van alle doorgerekende maatregelen het grootste effect, zowel op de zomer- als winterconcentraties aan nutriënten. Voor fosfor verbetert de waterkwaliteit in de komende tien jaar met gemiddeld 15% bij stoppen met bemesting, voor stikstof is dit 25%, al zijn deze resultaten niet geheel betrouwbaar omdat het modelinstrumentarium niet is afgestemd op lage of geen bemesting. Voor fosfor kan het lange tijd duren voordat de verminderde bemesting een significant effect heeft op de oppervlaktewaterkwaliteit en is het volledige effect na tien jaar nog lang niet bereikt. Dit komt omdat fosfor - in tegenstelling tot stikstof - beter kan binden aan de bodem. Zo is het uit- en afspoelende fosfor uit mest voornamelijk afkomstig van 'historisch' toegediende mest - mest die langer dan tien jaar geleden is toegediend - terwijl de uit- en afspoelende stikstof uit mest voornamelijk afkomstig is van recent toegediende mest.
- Inlaten van schoner rivierwater; deze maatregel heeft voornamelijk effect op de zomerconcentraties aan nutriënten omdat het water hoofdzakelijk in het zomerhalfjaar wordt ingelaten. Het effect is kleiner voor fosfor dan voor stikstof omdat het rivierwater redelijk arm is aan fosfor en rijk is aan stikstof. Het inlaten van 'nutriëntenloos' inlaatwater verlaagt de oppervlaktewaterconcentraties in de zomer met ongeveer 10% voor fosfor en 20% voor stikstof.
- Het verschonen van RWZI-effluent; deze maatregel heeft met name effect op de fosforconcentraties en minder op de stikstofconcentraties omdat het effluent rijker is aan fosfor dan aan stikstof. Nutriëntenloos RWZI-effluent verlaagt de oppervlaktewaterconcentraties in zowel zomer als winter met ongeveer 5% voor fosfor en 1% voor stikstof.
- Het verminderen van de atmosferische depositie; deze maatregel heeft alleen effect op stikstof aangezien er nauwelijks fosfor via atmosferische depositie in het oppervlaktewater belandt. Wanneer er voor stikstof ook geen atmosferische depositie is zouden de stikstofconcentraties in het oppervlaktewater met 2% dalen in zowel de zomer als de winter.

De bovenstaande door het modelinstrumentarium doorgerekende sturingsmogelijkheden zijn niet toereikend - ook niet een combinatie van deze sturingsmogelijkheden - om de fosforconcentraties te laten voldoen aan de KRW-norm. Om te voldoen aan de fosfornorm moeten de fosforconcentraties in het zomerhalfjaar namelijk gebiedsgemiddeld met 60% tot 85% zakken. Voor stikstof - waarvoor de oppervlaktewaterkwaliteit in de zomer al vrijwel voldoet aan de norm - zijn minimale inspanningen nodig om aan de norm te voldoen en is de norm met de doorgerekende sturingsmogelijkheden haalbaar.

Aanvullende maatregelen die kansrijk zijn om de fosfortoestand van het oppervlaktewater te verbeteren, maar die niet zijn doorgerekend met het modelinstrumentarium, zijn:

- Het installeren van onderwaterdrains. Dit zijn drains die onder het slootpeil liggen met als doel de infiltratie van slootwater in het zomerhalfjaar te bevorderen om zo de maaiveld daling door veenoxidatie te verminderen. Het effect van onderwaterdrains op de oppervlaktewaterkwaliteit is nog niet geheel duidelijk en wordt nog onderzocht in praktijkproeven. Modelsimulaties met SWAP-ANIMO buiten dit project geven aan dat ze voor veenweidegebieden als de Krimpenerwaard een matig tot sterk verminderend effect kunnen hebben op de P-uitspoelingsvrachten en concentraties. Wel zouden ze een negatief, verhogend effect kunnen hebben op de sulfaatuitspoelingsvrachten. Wat het resulterende effect hiervan is op de P-concentraties in het oppervlaktewater, is niet duidelijk.
- Het doorspoelen met rivierwater; het inlaten van rivierwater verlaagt de fosforconcentraties in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard. Dit is terug te zien in de oppervlaktewatermetingen waarin de fosforconcentraties in de zomer lager zijn naarmate er meer water wordt ingelaten. Zo zijn de lagere fosforconcentraties in de laatste jaren waarschijnlijk het gevolg van het veranderde inlaatbeleid vanaf 2006 waardoor er meer water vanuit de Lek wordt ingelaten door het nieuwe gemaal Krimpenerwaard. Inlaatwater verlaagt de fosforconcentraties omdat het rivierwater arm is

aan fosfor en daardoor verdunnend werkt, maar ook omdat het rivierwater minder sulfaat bevat waardoor de sulfaatconcentraties in de Krimpenerwaard dalen en daarmee de sulfaatreductie, waardoor hoogstwaarschijnlijk minder fosfor vanuit de waterbodem zal worden nageleverd aan het oppervlaktewater. Dit is in strijd met de algemene heersende opvatting dat inlaatwater zorgt voor interne eutrofiëring (Twisk, in voorbereiding). Voor stikstof heeft het inlaten van rivierwater nauwelijks effect op de concentraties omdat het inlaatwater een vergelijkbare stikstofconcentratie heeft als het gebiedseigen water in de Krimpenerwaard.

- Het extra diep baggeren van sloten; door de waterbodem tot aan de veenbodem te verwijderen - in plaats van alleen de bovenste 10 tot 20 cm te baggeren zoals gebruikelijk - kan er geen fosfor meer vanuit de waterbodem worden nageleverd aan het oppervlaktewater. Het effect is tijdelijk omdat de waterbodem snel kan aangroeien. Het verwijderen van de waterbodem kan nadelig zijn voor stikstof. Enerzijds omdat de ontsloten veenbodem door afbraak een tijdelijke bron van stikstof - en ook fosfor - is, anderzijds omdat door het verwijderen van de waterbodem de denitrificatie waarschijnlijk zal afnemen vanwege de grote denitrificatiecapaciteit van de waterbodem in veengebieden. Baggeren - niet alleen extra diep baggeren - heeft als voordeel dat de bagger als meststof kan worden verspreid over het perceel. Dit draagt bij aan het sluiten van de fosforkringloop, dat steeds belangrijker zal worden in de toekomst vanwege het schaarser worden van fosfor als grondstof.

Het feit dat de Krimpenerwaard een veengebied is beperkt de speelruimte van het nemen van maatregelen om de oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren. Maatregelen die ingrijpen in de waterhuishouding van de percelen, zoals veranderen van de drooglegging en toepassen van onderwaterdrains, dienen altijd afgewogen te worden tegen de effecten hiervan op de maaiveldddaling.

Het natuurgebiedje Nooitgedacht - 20 ha groot - is het enige gebied in de Krimpenerwaard waar het oppervlaktewater voldoet aan de KRW-norm voor fosfor. De fosforconcentratie is nagenoeg constant door het jaar heen en bedraagt ongeveer 0,14 mg P/l. Ook de stikstofconcentraties zijn lager dan in de rest van de Krimpenerwaard, met name in de winter. Dit komt omdat het oppervlaktewater in Nooitgedacht minder ammonium en met name minder nitraat bevat. De concentraties aan organisch stikstof in Nooitgedacht zijn vergelijkbaar met die in de rest van de Krimpenerwaard.

Er is een aantal factoren aan te wijzen waardoor de waterkwaliteit in Nooitgedacht zo goed is:

- Nooitgedacht is hydrologisch geïsoleerd; het heeft sinds 1994 nog maar één verbinding met het omringend oppervlaktewater, waardoor het minder schone omringende water minder doordringt in het gebied. In de drie jaar na de hydrologische isolatie is de oppervlaktewaterkwaliteit in Nooitgedacht sterk verbeterd, tot het huidige niveau.
- Nooitgedacht is van oudsher een extensief beheerd gebied; het is vanaf halverwege jaren '80 niet meer bemest. Deze bemestingsextensieve geschiedenis en het tegenwoordig niet meer bemesten is onder andere terug te zien in de lage fosfaatverzadiging in de bovenste meter van de bodem, in de lage fosfaatconcentraties in het bovenste grondwater en in de lage concentraties aan ammonium maar met name nitraat in zowel het bovenste grondwater als in het oppervlaktewater.
- Het veen in Nooitgedacht is van nature armer aan nutriënten dan in de meeste andere delen van de Krimpenerwaard; dit is terug te zien in de lagere stikstof- en fosforconcentraties in het grondwater op twee tot zes meter diepte.
- Het oppervlaktewater in Nooitgedacht bevat vrijwel geen sulfaat; ook het grondwater in Nooitgedacht bevat weinig zwavel vergeleken met het gemiddelde van de overige gebieden. Er zijn echter meerdere gebieden in de Krimpenerwaard waar de zwavelconcentraties in het grondwater zo laag zijn. Het 'ontbreken' van sulfaat in het oppervlaktewater remt hoogstwaarschijnlijk de fosforaflevering vanuit de waterbodem in Nooitgedacht. Dit is terug te zien in de

lage fosforconcentraties in de zomer en het ontbreken van een seizoensdynamiek in de fosforconcentraties.

Het is nog niet duidelijk waarom er in Nooitgedacht zo weinig sulfaat uitspoelt vanuit de bodem naar het oppervlaktewater wat leidt tot de lage sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater. Zit er in de veenbodem van Nooitgedacht geen pyriet, waarschijnlijk de belangrijkste sulfaatbron, of zit het er wel maar wordt het niet geoxideerd? Dit laatste zou wellicht het geval kunnen zijn vanwege een geringere aanvoer van nitraat via bemesting in het extensief gebruikte Nooitgedacht. Dat nitraat preferent wordt aangewend voor pyrietoxidatie boven organischestofafbraak, wordt weinig waarschijnlijk geacht, maar wordt niet uitgesloten. Dit verdient nader onderzoek. Wanneer de lage sulfaatuspoeling vanuit de bodem in Nooitgedacht kan worden verklaard kan worden ingeschat of de goede oppervlaktewaterkwaliteit in Nooitgedacht ook haalbaar is elders in de Krimpenerwaard.

## 6.4 Aanbevelingen

De sulfaathuishouding in bodem en oppervlaktewater zou moeten worden ingebouwd in het model-instrumentarium omdat deze van grote invloed kan zijn op de oppervlaktewaterkwaliteit voor wat betreft fosfor. De nalevering van fosfor vanuit de waterbodem naar het bovenstaande water kan dan beter worden gesimuleerd. Ook andere drijvende krachten achter de fosfornalevering vanuit de waterbodem, zoals zuurstofconcentraties en redoxpotentiaal, ontbreken in het oppervlaktewaterdeel van het modelinstrumentarium.

Verder onderzoek naar de relatie tussen landgebruik en de fosfor- en sulfaaddynamiek in veenbodems en oppervlaktewater is van cruciaal belang voor een beter begrip van de fosforproblematiek in de Krimpenerwaard en de dynamiek in zomer- en winterconcentraties. Dergelijk onderzoek draagt bij aan het antwoord op de vraag hoe een veengebied optimaal kan worden beheerd met het oog op de oppervlaktewaterkwaliteit. Bij dit nadere onderzoek kan gedacht worden aan:

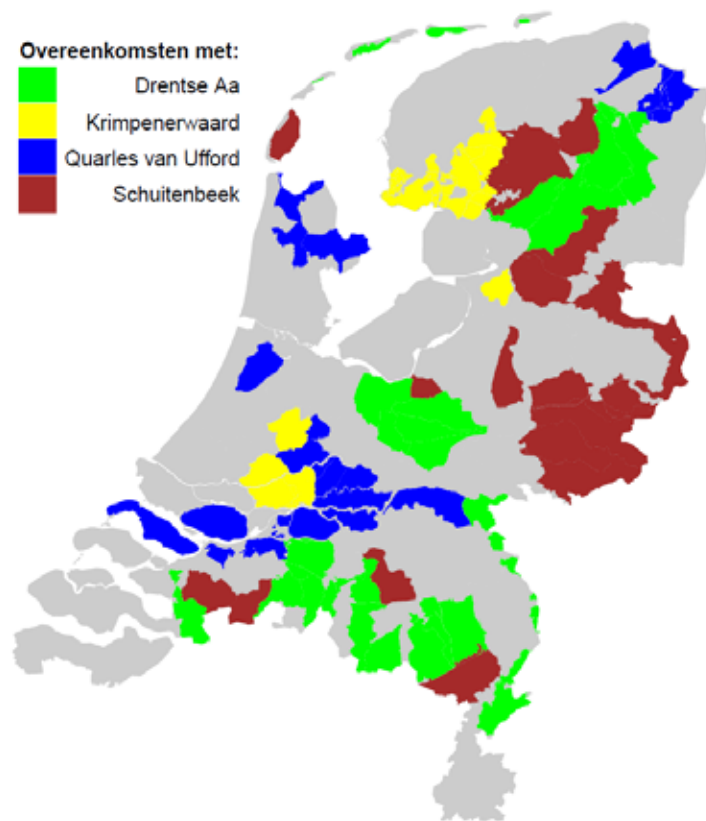
- vergelijking van de Krimpenerwaard met andere veenweidegebieden waar de fosforproblematiek minder groot is;
- experimenteel onderzoek naar:
  - sulfidegehalte en -speciaties in de ondergrond van Nooitgedacht in vergelijking met intensief bemeste gebieden;
  - condities voor oxidatie van sulfides, sulfaatvorming/uitspoeling; is nitraat uit bemesting een belangrijke conditie hiervoor?
  - condities voor fosfornalevering vanuit de waterbodem; hoe belangrijk is sulfaat hierbij? Dit zou bijvoorbeeld kunnen worden onderzocht door sulfaat toe te voegen aan afgedamde slootsegmenten in Nooitgedacht, eventueel in combinatie met het creëren van zuurstofarme condities in deze segmenten. Of door sulfaatrijke sloten door te spoelen met sulfaatarm water.

## 6.5 Opschaling

Om na te gaan of de opgedane kennis in de vier onderzochte stroomgebieden in het project Monitoring Stroomgebieden - over de bronnen en routes van nutriënten en de mogelijkheden om te sturen op schoner water - ook toepasbaar is op stroomgebieden elders in Nederland is op basis van vier belangrijke kenmerken bepaald in hoeverre deze vier onderzochte stroomgebieden vergelijkbaar zijn met andere stroomgebieden in Nederland. Het gaat om de volgende vier kenmerken die van grote invloed kunnen zijn op de oppervlaktewaterkwaliteit:

- Bodem; is de bodemsoort (zand, veen of klei) dezelfde? De bodemsoort is bepaald op basis van de bodemkaart van Nederland.
- Het gebruik van inlaatwater; wordt tenminste 50% van het areaal van het stroomgebied regelmatig voorzien van gebiedsvreemd inlaatwater? Dit areaal is toegekend op basis van een landsdekkende wateraanvoerkaart (Stuyt et al., 2011).
- Landgebruik; is het percentage aan landbouwareaal vergelijkbaar? Het landbouwareaal is toegekend op basis van de LGN 4 kaart.
- Fosfaatverzadiging van de bovengrond; is het percentage aan areaal met fosfaatverzadigde gronden vergelijkbaar? Het percentage aan fosfaatverzadigde gronden is bepaald op basis van een landsdekkende fosfaatverzadigingskaart (Schoumans, 2004).

Een stroomgebied moet de bodem, het gebruik van inlaatwater en een ander kenmerk gemeen hebben met één van de vier onderzoeksgebieden om hiermee vergelijkbaar te zijn. Figuur 6.1 toont het resultaat, op basis van de kenmerken van de vier onderzochte stroomgebieden (Tabel 6.1). De Krimpenerwaard vertoont volgens deze analyse overeenkomsten met de polder Alblasserwaard en de Friese veenweidegebieden doordat in deze gebieden de veenbodem belangrijk is. Echter de veensoort, de veendikte en het waterbeheer (grotere drooglegging en slootafstanden) zijn in de Friese veenweidegebieden anders dan in de Krimpenerwaard, waardoor het gebied anders gestuurd dient te worden. Het westen van de Lopikerwaard lijkt wel veel op de Krimpenerwaard, maar dat volgt niet uit deze analyse omdat in de Lopikerwaard als geheel 'klei' de dominante bodemsoort is. Dit geeft aan dat deze methodiek om stroomgebieden met elkaar te vergelijken zijn beperkingen heeft. Mede omdat er kenmerken missen die van invloed zijn op de oppervlaktewaterkwaliteit, zoals voor de Krimpenerwaard relevante kenmerken als de veensoort, de veendikte, het waterbeheer en kenmerken van invloed op de rol van de waterbodem.



**Figuur 6.1**

*Overeenkomsten van de stroomgebieden in Nederland met de vier stroomgebieden onderzocht in het project Monitoring Stroomgebieden.*

Toch kan voor afwijkende veenweidegebieden als de Friese veenweiden geleerd worden van de Krimpenerwaard. De veenbodem is zo afwijkend van minerale bodems dat processen die hier spelen (gedeeltelijk) overdraagbaar zijn naar andere veenbodems of aanwijzingen kunnen opleveren over hun rol en hoe deze te bestuderen in andere veenbodems. Als grootste gemis van deze extrapolatie wordt dan ook niet gezien het aanwijzen van niet volledig vergelijkbare veenweidegebieden als vergelijkbaar met de Krimpenerwaard, maar het uitsluiten van veel (westelijke) veenweidegebieden of delen hiervan die sterk vergelijkbaar zijn met de Krimpenerwaard.

**Tabel 6.1**

*Kenmerken van de vier stroomgebieden onderzocht in het project Monitoring Stroomgebieden.*

|                              | Drentse Aa         | Schuitenbeek       | Quarles van Ufford | Krimpenerwaard |
|------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|----------------|
| Dominante grondsoort         | zand               | zand               | klei               | veen           |
| Inlaat of gebiedseigen water | gebiedseigen water | gebiedseigen water | inlaatwater        | inlaatwater    |
| Aanwezigheid landbouw        | 51%                | 77%                | 78%                | 83%            |
| Fosfaatverzadiging*          | 36%                | 58%                | 34%                | 69%            |

\* procent van het areaal dat fosfaatverzadigd is

## 6.6 Ecologie en nutriënten

Binnen het project Monitoring Stroomgebieden is het onderzoek geconcentreerd op de nutriënten en de waterkwaliteit. Wat zijn de bronnen en routes van deze nutriënten en hoe kan er worden gestuurd aan de waterkwaliteit? Een belangrijke vraag die voortkomt uit de Kaderrichtlijn Water is die naar de ecologische kwaliteit van een stroomgebied. De Kaderrichtlijn stelt vooral ecologische eisen, en de waterschappen zijn naast het beperken van de nutriëntenbelasting dan ook vooral bezig met maatregelen om de ecologische kwaliteit van de stroomgebieden te verbeteren. Om de juiste maatregelen te kunnen nemen is het belangrijk om te weten of stikstof dan wel fosfor beperkend is en dus de ecologie stuurt. Want als de beperkende nutriënt toeneemt, kan dit leiden tot ongewenste ecologische groei, zoals de groei van algen. Het is daarom van belang om de groeibeperkende nutriënt te identificeren. Op deze manier kan er gericht gestuurd worden om de concentraties van deze nutriënt naar beneden te brengen. Ongewenste ecologische groei kan hiermee worden tegengegaan.

Uit recent onderzoek van Loeb en Verdonschot (2009) blijkt dat algen wereldwijd in zoete wateren het vaakst beperkt worden door fosfor, maar dat in systemen met erg hoge fosfaatconcentraties stikstof beperkend kan zijn. Dit laatste lijkt het geval in de Krimpenerwaard; door de hoge fosforconcentraties maar vooral ook vanwege de zeer lage concentraties aan mineraal stikstof, nodig voor de groei van waterplanten in het zomerhalfjaar (Figuur B.1 en B.2 in Bijlage B). De nitraatconcentraties liggen op sommige locaties onder de detectielimiet en bedragen in de bemeten kavelsloten maximaal 0,05 mg/l gemiddeld over het zomerhalfjaar. Alleen in de hoofdwaterlopen waar rivierwater wordt ingelaten of passeert worden hogere nitraatconcentraties gemeten omdat het rivierwater relatief veel nitraat bevat. De uitputting van nitraat in grote delen van de Krimpenerwaard betekent niet per definitie dat stikstof groeibeperkend is maar het is wel een sterke aanwijzing.

Met andere woorden: de hoge fosforconcentraties in de Krimpenerwaard zijn mogelijk niet problematisch voor de ecologie zolang de stikstofconcentraties maar laag genoeg blijven en dus groeibeperkend. De werkelijkheid is echter complexer, mede omdat de fosforproblematiek in de Krimpenerwaard samengaat met sulfaatreductie die leidt tot sulfidevergiftiging van en ijzergebrek bij waterplanten. Daarom zal er voor schoon water en verbetering van ecologische kwaliteit niet alleen op stikstof, maar ook op fosfor moeten worden gestuurd (Loeb et al., 2010). Voor de Krimpenerwaard zal bovendien ook gestuurd moeten worden op sulfaat vanwege de invloed van sulfaat op fosfor.

# Referenties

- Arts, G.H.P., M. Groenendijk en F.J.E. van der Bolt, 2004. Systeemverkenning Krimpenerwaard. Reeks Monitoring Stroomgebieden 2-III. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 969.
- Boekel, E.M.P.M. van, L.P.A. van Gerven, T. van Hattum, V.G.M. Linderhof, H.T.L. Massop, H.M. Mulder, N.B.P. Polman, L.V. Renaud en D.J.J. Walvoort, 2011. Ex-ante evaluatie landbouw en KRW. Bijdrage van het voorgenomen beleid en aanvullende (landbouwkundige) maatregelen op de realisatie van de KRW-nutriëntendoelstelling; gepubliceerd: 15 mrt 2011; 72 pp.
- Cleveland, W.S., 1979. Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. *J. Am. Stat. Ass.* 74, 829 - 836.
- CTV, werkgroep herziening cultuurtechnisch vademecum, 2000. Cultuur Technisch Vademecum. Cultuurtechnische Vereniging, Utrecht.
- Dam, J.C. van, P. Groenendijk, R.F.A. Hendriks en J.G. Kroes, 2008. Advances of modeling water flow in variably saturated soils with SWAP. *Vadose Zone J.*, Vol.7, No.2.
- Gerven, L.P.A. van, R.F.A. Hendriks, J. Harmsen, V. Beumer en P. Bogaart, 2011. Nalevering van fosfor naar het oppervlaktewater vanuit de waterbodem in een veengebied; Metingen in de Krimpenerwaard. Reeks Monitoring Stroomgebieden 23. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 2217.
- Groenendijk, P., L.V. Renaud and J. Roelsma, 2005. Prediction of Nitrogen and Phosphorus leaching to groundwater and surface waters; Process descriptions of the Animo4.0 model. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 983.
- Groenendijk, P., R.F.A. Hendriks, F.J.E. van der Bolt, H.M. Mulder, in voorbereiding. Bronnen van diffuse nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Alterra rapport, Wageningen.
- Hendriks, R.F.A., 1991. Afbraak en mineralisatie van veen. Literatuuronderzoek. Rapport 199, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Hendriks, R.F.A., 1993. Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden. Rapport 251, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Hendriks, R.F.A., J.W.H. van der Kolk en H.P. Oosterom, 1994. Effecten van beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht. Een modelstudie. Rapport 272, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Hendriks, R.F.A., D.J.J. Walvoort en M.H.J.L. Jeuken, 2008. Evaluation of the applicability of the SWAP-ANIMO model for simulating nutrient loading of surface water in a peat land area. Calibration, validation, and system and scenario analysis for an experimental site in the Vlietpolder. Alterra rapport 619, Alterra, Wageningen.

Hendriks, R.F.A., P. Groenendijk, P.C. Stolk, J.J.H. van den Akker en L.V. Renaud, in voorbereiding. Modelling of Green House Gas emissions with ANIMO4.0. Alterra rapport 2054, Alterra, Wageningen.

Hendriks, R.F.A. en J.J.H. Van den Akker, 2011. Effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in veenweiden. Modelberekeningen met SWAP-ANIMO voor veenweide-eenheden naar veranderingen van de fosfor-, stikstof- en sulfaatbelasting van het oppervlaktewater bij toepassing van onderwaterdrains in het Westelijke veenweidegebied. Alterra rapport in voorbereiding.

Hirsch, R.M., J.R. Slack en R.A. Smith, 1982. Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resour. Res.* 18 (1), pp. 107-121.

Hirsch, R.M. en J.R. Slack, 1984, A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence: *Water Resour. Res.* 20 (6), pp. 727-732.

Hoving, I.E., J.J.H. van den Akker, M. Pleijter en K. van Houwelingen, 2011. Hydrologische en landbouwkundige effecten toepassing onderwaterdrains in polder Zeevang. Wageningen UR Livestock Research, rapportnummer 449.

Kemmers, R.H. en G.F. Koopmans, 2009. Interne eutrofiering en veenafbraak; literatuuronderzoek. Effect van toepassing van onderwaterdrains. Alterra-rapport 1980, Alterra, Wageningen.

Kempen, C. en J. Griffioen, 2011. Pyriet in de Nederlandse zeeleigebieden; 1-2m onder maaiveld. Deltares rapport 1202900-000-BGS-0004.

Koopmans, G.F., 2004. Characterization, desorption and mining of phosphorus in noncalcareous sandy soils. Wageningen. Wageningen University, PhD-thesis.

Kroes, J.G., F.J.E. van der Bolt, T.P. Leenders en L.V. Renaud, 2006a. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 1. Alterra rapport 1273, Alterra, Wageningen.

Kroes, J.G., P.E. Dik, F. J.E. van der Bolt, T.P. Leenders en L.V. Renaud, 2006b. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard, fase 2; Monitoring stroomgebieden. Alterra rapport 1388, Alterra, Wageningen.

Kroes, J.G., J.D. Schaap, F.J.E. van der Bolt, R.J. Löschner-Wolleswinkel, J. Roelsma, O.F. Schoumans, C. Siderius en T.P. van Tol-Leenders, 2009. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 3; Alterra rapport 1766, Alterra, Wageningen.

Kroes, J. en R.F.A. Hendriks, 2009. Opzet voor aanvullende metingen landsysteem: Concept-notitie. Alterra (WUR).

Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen en J.G.M. Roelofs, 1998. Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environ. Sci. Technol.* 32, pp. 199-205.

LGN 4. Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN).

Linden, van der W., W. Berendrecht, G. Hendriksen, A. Veldhuizen, H. Massop, A. Heuven en W.J. Zaadnoordijk, 2008. Grondwatermodellering Rivierenland MORIA. TNO/Deltares/Royal Haskoning /Tauw/Alterra, Deltares/TNO rapport 2008-U-R0827/A.



Loeb, R., P.F.M. Verdonschot, F. Kragt en H. van Grinsven, 2010. Sturen op fosfor of stikstof voor verbetering ecologische kwaliteit van zoete wateren. H2O 22, 32-34.

Loeb R. en P. Verdonschot, 2009. Complexiteit van nutriëntenlimitaties in oppervlaktewateren. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. Werkdocument 128. Alterra.

Oosterberg, W., J.Th.F. Heijs, J.H. Boeijen en W.N.M. Acht, 1989. Resultaten van eutrofiëringsonderzoek in het peilgebied Bergambacht in de Krimpenerwaard. Eindrapportage. Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Dordrecht.

Nash, J. E. en J. V. Sutcliffe, 1970. River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles, *Journal of Hydrology*, 10 (3), pp. 282-290.

Paauw, J.G.M., 2002. Het belang van magnesium-, mangaan- en zwavelbemesting. In de akkerbouw en vollegroondsgroenteteelt. Projectrapport nr. 1125238, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, Lelystad.

Roelofs, 1991. Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquatic Botany*, 39: 267-293.

Roelofs, J.G.M. en A. Smolders, 1993. Effecten van de inlaat van Rijnwater op de waterkwaliteit en plantengemeenschappen in aquatische oecosystemen, in het bijzonder laagveenplassen. *De Levende Natuur* 94(2): 78-82.

Roelsma, J., W.J. Corré, J.G.M. Paauw, T.P. van Tol-Leenders, F.J.E. van der Bolt en O.F. Schoumans, 2009. Inventarisatie van het mestgebruik en de effecten op de belasting van het oppervlaktewater voor de gebieden Drentse Aa, Schuitenbeek, Krimpenerwaard en Quarles van Ufford. Alterra rapport 1907, Alterra, Wageningen.

Rozemeijer, J.C., H.P. Broers en H. Passier, 2008. Een quickscan inventarisatie van de bijdrage van het grondwater aan de oppervlaktewaterkwaliteit in Noord-Brabant. Eindrapport, Deelrapport I van het Aquaterra/STROMON project. TNO-rapport 2008-U-R0406/A.

Schoumans, O.F., A. Breeuwsma, A. El Bachrioui-Louwerse en R. Zwijnen, 1991. De relatie tussen de bodemvruchtbaarheidsparameters Pw- en P-Al-getal, en fosfaatverzadiging bij zandgronden. Rapport 112, DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1991.

Schoumans, O.F., 2004. Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. Alterra-rapport 730.4. Alterra, Wageningen.

Siderius, C., J. Roelsma, H.M. Mulder, L.P.A. van Gerven, R.F.A. Hendriks en T.P. van Tol-Leenders, 2011a. Kalibratie Modelinstrumentarium Monitoring Stroomgebieden. Reeks Monitoring Stroomgebieden 22. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 2216.

Siderius, C., J. Rozemeijer, H.M. Mulder, A.A.M.F.R. Smit en T.P. van Tol-Leenders, 2011b. Nutriëntenhuishouding in de bodem en het oppervlaktewater van Quarles van Ufford; Bronnen, routes en sturingsmogelijkheden. Reeks Monitoring Stroomgebieden 25-IV. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 2221.

Siderius C., P. Groenendijk, L.P.A. van Gerven, M.H.J.L. Jeuken en A.A.M.F.R. Smit, 2008. Process description of NuswaLite; a simplified model for the fate of nutrients in surface waters. Alterra Rapport 1226.2, Alterra, Wageningen.

Schipper, P., C. Appelo, P.J. van Helvoort en H.P. Broers, 2000. Resultaten geochemisch modelonderzoek Oostrum. zware metalen in het grondwater: pyrietoxidatie en desorptie. H2O, 24: pag. 19-22.

Smit A.A.M.F.R., C. Siderius en L.P.A. van Gerven, in voorbereiding. Process description of SWQN; A simplified hydraulic model. Alterra Rapport 1226.1, Alterra, Wageningen.

Smolders A., L. Lamers, E. Lucassen en J. Roelofs, 2006. Internal eutrophication: how it works and what to do about it - a review. Chemistry & Ecology, nr. 22, pag. 93-111.

Smolders, A.J.P., E.C.H.E.T. Lucassen, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs en L.P.M. Lamers, 2010. How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. Biogeochemistry, 98(1-3): 1-7.

Stolk, A.P., 2001. Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling. Meetresultaten 1999. RIVM Rapport 723101056, Bilthoven.

Stuyt, L.C.P.M., P.J.T. van Bakel en H.T.L. Massop, 2011. Basic Survey Zout en Joint Fact Finding effecten van zout: Naar een gedeeld beeld van het zoetwaterbeheer in laag Nederland. Alterra rapport 2200, Alterra, Wageningen.

Tol-Leenders, T.P., B. van der Grift, D.J.J. Walvoort, G.M.C.M. Janssen, J.C. Rozemeijer, A. Marsman en F.J.E. van der Bolt, 2011. Monitoring van de nutriënten in het oppervlaktewater van de Drentse Aa, Schuitenbeek, Krimpenerwaard en Quarles van Ufford. Reeks Monitoring Stroomgebieden 26. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 2222.

Twisk, W., 2003. Gebiedsgerichte verbetering van waterkwaliteit in polder Bergambacht. H2O nr. 11, pp. 30-32.

Twisk, W., in voorbereiding. Interne eutrofiëring binnen Schieland en de Krimpenerwaard; verkennend onderzoek naar overeenkomsten en verschillen tussen theorie en praktijk. HHSK rapport in voorbereiding, Hoogheemraadschap Schieland en Krimpenerwaard.

Vermeulen, J. en R.F.A. Hendriks, 1996. Ademhalingsmetingen aan ongestoorde veenmonsters in het laboratorium. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 288.

Walvoort, D.J.J., P. Bogaart, J. Kroes, T.P. van Tol-Leenders, 2010. Validatie van modelsystemen voor het voorspellen van de oppervlaktewaterkwaliteit en -kwantiteit in het stroomgebied 'de Krimpenerwaard'; gepubliceerd. Alterra rapport 1953, Alterra, Wageningen.

Walvoort, D.J.J., D.J. Brus, C. van der Salm, M. Pleijter en T.P. van Tol-Leenders, 2011. Kwantificering van de fosfaattoestand in de bodem van vier stroomgebieden. Alterra rapport 1958, Alterra, Wageningen.

Welle, M. van der en T. van den Broek, 2007. Evaluatie inrichtings- en beheermaatregelen project Polder Nooitgedacht. Rapportage Royal Haskoning. Ref. 9S7117a0/R/501663/Rott1.

Wolf, J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rötter en H. van Zeijts, 2003. The integrated modelling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands, *Environ. Modelling & Software*, 18, pp. 397-417.



# Bijlage A Nadere beschrijving van de analyse van processen van 'interne eutrofiëring'

Auteurs: Rob Hendriks en Luuk van Gerven

## A.1 Aanleiding en doelstelling

In de Krimpenerwaard zijn duidelijke aanwijzingen voor het optreden van 'interne eutrofiëring' (Twisk, in voorbereiding). Dit is het proces waarbij nutriënten die al in het watersysteem, inclusief waterbodem en baggerlaag, aanwezig zijn, versneld vrijkomen (Smolders et al., 2006; Kemmers en Koopmans, 2009). Aangevoerd is dat stoffen als bicarbonaat en sulfaat in veengebieden kunnen zorgen voor interne eutrofiëring, d.w.z. fosfor en stikstof vrij kunnen maken uit de veen(water)bodem of baggerlaag. Daarnaast kunnen deze stoffen zorgen voor het vrijkomen van toxische stoffen als ammonium en sulfide, waarbij sulfide tevens kan leiden tot een ijzertekort bij waterplanten. Vooral de effecten hiervan op Krabbenscheer zijn uitgebreid beschreven (bv. Roelofs, 1991; Roelofs en Smolders, 1993). Belangrijke randvoorwaarden bij deze processen zijn een reactieve, organische-stofrijke waterbodem of baggerlaag, en een relatief lange verblijftijd van het water. Aan deze voorwaarden is voldaan in de Krimpenerwaard (zie paragraaf 2.2).

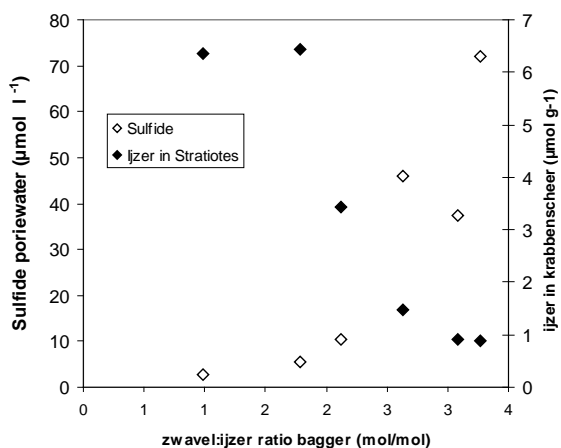
Verschuiven die typerend zijn voor interne eutrofiëring treden duidelijk op in de landbouwkundig gebruikte delen van de Krimpenerwaard:

- een consequente dynamiek van de fosforconcentraties in het oppervlaktewater met hoge concentraties in het winterhalfjaar en nog veel hogere (gemiddeld 1,5 keer zo hoog) concentraties in het zomerhalfjaar, waarbij vooral in de maand april een scherpe stijging plaatsvindt (Figuur 4.8 en 4.13);
- een consequente dynamiek van de sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater met hoge concentraties in het winterhalfjaar en geleidelijk dalende concentraties in de periode april-juli tot waarden van slechts 25-30% van de winterwaarden (Figuur 4.8 en 4.13);
- de bicarbonaatconcentraties zijn consequent hoog en zijn weinig variabel in de tijd. In het agrarisch gebied ligt de gemiddelde waarde rond de 200 mg/l en varieert nauwelijks tussen de seizoenen;
- het slechts sporadisch voorkomen van indicatorplant Krabbenscheer (*Stratiotes Aloides*) en herkenbare tekenen van ijzergebrek en aantasting door sulfiden.

De eerste twee verschijnselen kunnen het gevolg zijn van interne eutrofiëring: nalevering of mobilisatie van fosfor uit de waterbodem gestimuleerd door biochemische reductie van sulfaat. Maar ze zouden ook volledig of gedeeltelijk kunnen samenhangen met de dynamiek in uitspoeling van fosfor en sulfaat uit de veenbodem en inlaat van gebiedsvreemd water. Dat vraagt om nadere analyses die ook onderdeel waren van het in dit rapport beschreven onderzoek. Voor de verschijnselen bij Krabbenscheer is echter geen goede alternatieve verklaring te geven. Deze kunnen daarom met redelijke zekerheid worden toegeschreven aan 'interne eutrofiëring'.

Krabbenscheer komt nog op diverse plaatsen in het landbouwgebied voor. Vaak gaat het echter om slechts enkele exemplaren met duidelijke effecten van aantasting door sulfide: de wortels zijn kort en snotterig. Daarnaast zijn de bladeren vergeeld door gebrek aan ijzer. Uit metingen (Twisk, in voorbereiding) lijkt dat dit samenhangt met de aanwezigheid van zwavel en ijzer in de bagger (Figuur A.1):

- is er relatief weinig zwavel ten opzichte van de hoeveelheid ijzer, dan zijn de sulfideconcentraties in het poriewater laag en is de hoeveelheid ijzer in de krabbenscheerplanten hoog;
- is er echter relatief veel zwavel ten opzichte van de hoeveelheid ijzer, dan zijn de sulfideconcentraties in het poriewater juist hoog en de ijzergehaltes in de krabbenscheerplanten laag.



**Figuur A.1**

Relatie tussen de zwavel:ijzer-ratio in bagger enerzijds en de sulfideconcentraties in het poriewater en het ijzergehalte in Krabbenscheer (*Stratiotes Aloides*) anderzijds (Twisk, in voorbereiding).

Opvallend is dat in een geïsoleerd natuurgebied, Nooitgedacht, nog een veld voorkomt met gezonde, donkergroene krabbenscheerplanten met lange, onaantaste wortels. Ook zijn hier de fosfor- en sulfaatconcentraties gedurende het gehele jaar veel lager dan in de landbouwgebieden en vertonen deze ook nauwelijks de typische dynamiek van de concentraties in de landbouwgebieden. Dit is een extra vingerwijzing richting het optreden van interne eutrofiëring.

Als bron van sulfaat en bicarbonaat, de stoffen die interne eutrofiëring bewerkstelligen, wordt meestal genoemd het inlaatwater uit de boezems of de rivieren (Twisk, in voorbereiding). Het hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard laat in de Krimpenerwaard jaarlijks veel water in vanuit de boezem en rivieren. Het is daarom belangrijk inzicht te krijgen in hoeverre deze inlaat van water leidt tot interne eutrofiëring in het gebied.

Daarom zijn de resultaten van de monitoring van fosfor-, sulfaat- en bicarbonaatconcentraties in de Krimpenerwaard nader geanalyseerd met als doel de volgende drie vragen te beantwoorden:

- 1) is de dynamiek van de fosfor- en sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater met nadruk op het zomerhalfjaar te verklaren uit louter de dynamiek in belasting vanuit de veenbodem en inlaat van gebiedsvreemd water of zijn voor deze verklaring aan interne eutrofiëring gerelateerde processen nodig?
- 2) indien interne eutrofiëring van belang is: kan de mobilisatie van fosfor kwantitatief worden verklaard uit de biochemische reductie van sulfaat?
- 3) wat is de herkomst van sulfaat en bicarbonaat in het oppervlaktewater?

Deze vragen zijn onderzocht volgens de methode beschreven in A.2. Ze worden beantwoord in A.3.

## A.2 Methode

Om bovenstaande onderzoeksvragen te beantwoorden, zijn relevante meetgegevens nader geanalyseerd.

### De analyse

Voor het beantwoorden van vragen 1) en 2) is het nodig om dynamisch in de tijd balansen op te stellen voor fosfor en sulfaat. Uit de bijdragen van de brontermen en de grootte van de afvoer- of puttermen kan dan worden vastgesteld of de gemeten concentraties in het oppervlaktewater als functie van de tijd verklaard kunnen worden uit de meegenomen balansen. Deze methode kan ook informatie geven voor het beantwoorden van vraag 3), althans voor sulfaat.

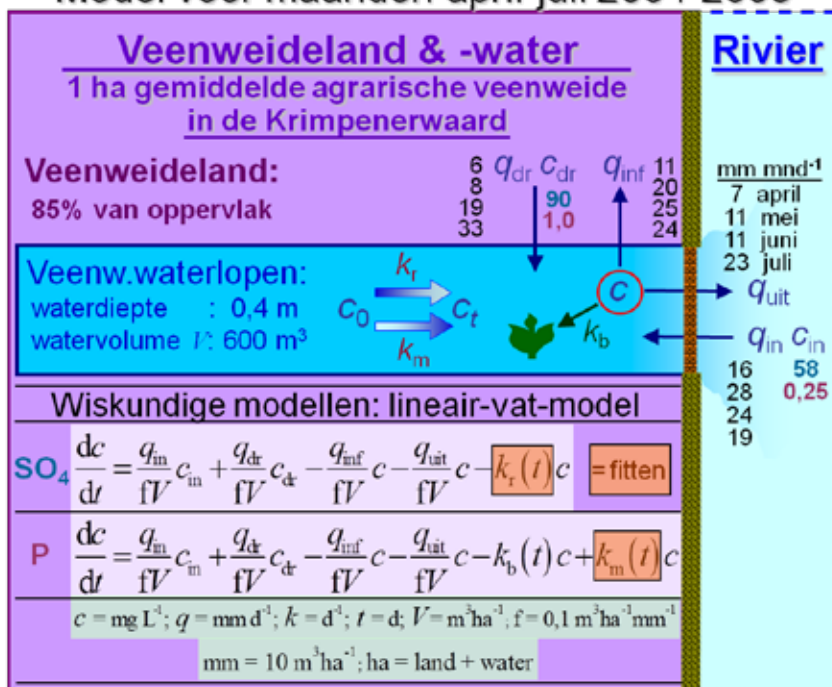
Van bicarbonaat is bekend dat de concentraties consequent hoog zijn en weinig variabel in de tijd (Twisk, in voorbereiding). In het agrarisch gebied ligt de gemiddelde waarde rond de 200 mg L<sup>-1</sup> en varieert nauwelijks tussen de seizoenen. De concentratie in de Lek, de belangrijkste bron van inlaat in de Krimpenerwaard, bedraagt 150 mg L<sup>-1</sup>. Vanwege dit ontbreken van dynamiek in de tijd en van verdere informatie over processen gerelateerd aan bicarbonaat was het niet mogelijk de rol van deze stof nader te analyseren. Omdat de gebiedseigen concentraties hoger zijn dan die in het inlaatwater is geconcludeerd dat de bron van bicarbonaat binnen het gebied ligt en moet worden gezocht in de veenbodem en de waterbodem.

De metingen die nodig zijn voor de balansmatige analyse betreffen in eerste instantie het verloop in de tijd van de concentratie oftewel de berging van fosfor en sulfaat. Deze vormen de doelvariabelen bij het opstellen van de balans: alle dynamische balansen samen moeten het verloop in de tijd van deze concentraties of bergingstermen kunnen weergeven. Daarnaast zijn gegevens over inlaaten en uitslaggebieden, en drainage- en infiltratiegebieden van belang om de bijdrage aan de dynamiek van deze aanvoer(bron)termen en afvoer(put)termen te achterhalen. Hiervoor zijn ook de concentraties van genoemde stoffen in de brontermen nodig. Verder zijn alle andere belangrijke bron- en puttermen nodig die in grote mate bijdragen aan de dynamiek van de stofconcentraties. Bij fosfor is dat de putterm opname door de biomassa in het oppervlaktewater. Bij sulfaat is deze term verwaarloosbaar. Atmosferische depositie van fosfor direct op het oppervlaktewater is eveneens verwaarloosbaar. Bij sulfaat is deze term klein en weg te strepen tegen de emissie van gasvormige zwavelverbindingen naar de atmosfeer (Tabel A.2). Als laatste zijn bij beide stoffen de onbekende biochemische termen fosformobilisatie als bronterm respectievelijk sulfaatreductie als putterm van groot belang. Hun grootte is onbekend maar volgt uit de restterm van de balans indien de gemeten concentraties van beide stoffen in het oppervlaktewater juist zijn meegenomen in deze balans. Omdat sedimentatie van fosfor niet is meegenomen, representeert de term fosformobilisatie een netto bronterm.

### Het model

Als wiskundig model van de samenhang tussen de dynamische termen van de balans in de tijd is een 'lineair-vat-model' genomen waarin perfecte menging optreedt. Hiermee wordt een gebiedsgemiddeld gedrag van het oppervlaktewatersysteem verkregen. Voor het doel van deze analyse is dat voldoende: het gaat om een algemeen kwantitatief beeld van de processen die spelen, verkregen op basis van realistische meetgegevens. Dit model resulteert in een lineaire differentiaalvergelijking voor beide stoffen (Figuur A.2). Deze vergelijkingen zijn opgelost door ze te voeden met alle bekende gegevens en door de onbekende gegevens te fitten op de gemeten concentraties. De onbekenden zijn de 1<sup>e</sup>-orde snelheidsconstanten  $k_r$  en  $k_m$  (d<sup>-1</sup>) van de biochemische processen sulfaatreductie respectievelijk fosformobilisatie. Deze processen zijn beide als 1<sup>e</sup>-orde-kinetische processen beschreven, omdat aangenomen mag worden dat hun snelheid afhankelijk is van de concentraties van de stoffen. Uit het fitten bleek dat deze twee 1<sup>e</sup>-orde snelheidsconstanten ook een dynamisch gedrag vertonen en dus afhankelijk zijn van de tijd.

## Model voor maanden april-juli 2004-2008



**Figuur A.2**

Het sulfaat(SO<sub>4</sub>)-model en het fosfor(P)-model. Verklaring van de symbolen:  $c$  = concentration,  $q$  = waterflux,  $t$  = tijd,  $k$  = 1<sup>o</sup>-ordesnelheidsconstante; subscripts:  $dr$  = drainage,  $inf$  = infiltratie,  $in$  = inlaat,  $uit$  = uitslag,  $b$  = biomassa,  $m$  = mobilisatie,  $r$  = reductie.

Het model is opgesteld voor de maanden april tot en met juli, de eerste vier maanden van het zomerhalfjaar. Uit de concentratiemetingen blijkt dat de typische dynamiek start op de overgang tussen maart en april en loopt tot ergens tussen juli en augustus, waarna hij in de natte maand augustus vooral voor sulfaat omslaat naar een tegengesteld patroon (metingen zijn op maandbasis: 1 meting per maand). Verder geldt het model voor het gemiddelde van het landbouwkundig gebruikte deel van de Krimpenerwaard (82%) en voor de periode 2004-2008. Van dit deel en van deze periode zijn de gemiddelde waarden van de sulfaat- en fosforconcentraties genomen. Het landbouwkundige deel omdat deze dynamiek alleen daar is gevonden en niet in het bemonsterde natuurgebied Nooitgedacht (zie paragraaf 2.3 en 4.1); de periode 2004-2008 omdat daarvan op het moment van uitvoeren van deze analyse de meest complete gegevensset beschikbaar was. Middelen over het hele relevante deel van de Krimpenerwaard impliceert ook dat concentratiemetingen van monsterpunten waar veel, gemiddeld en weinig inlaatwater doordringt worden gemiddeld. Dit strookt met de aanname van perfecte menging in het model die ook leidt tot een gemiddeld beeld.

### Invoer van het model

Het model is gevoed met waarden voor de variabelen die zijn aangegeven in figuur A.2. Waterfluxen  $q$  zijn op dagbasis ingevoerd waarbij de waarden zijn berekend uit maandwaarden, de tijdsresolutie waarop gemeten concentraties en debieten bekend waren, door deling door het aantal dagen in de maand. Het gevolg hiervan is dat bij de maandovergangen scherpe veranderingen van deze waterfluxen (kunnen) optreden. Watervolume  $V$  en concentraties  $c_{in}$  (inlaat) en  $c_{dr}$  (drainage) hebben een constante waarde in het model. Snelheidsconstanten  $k$  zijn als relatie van de tijd ingevoerd. Niet alle invoergegevens zijn afgeleid uit metingen. Sommigen zijn schattingen en/of berekeningen met simulatiemodellen. De onbekenden, tenslotte, de 1<sup>o</sup>-orde snelheidsconstanten  $k_r$  en  $k_m$  van de



biochemische processen sulfaatreductie respectievelijk fosformobilisatie, zijn verkregen door het model te fitten op de gemeten sulfaat- en fosforconcentraties. In tabel A.1 is deze informatie over de gebruikte gegevens samengevat. De waarden van de meeste parameters zijn gegeven in figuur A.2.

**Tabel A.1**

*Beschrijving van de parameters gebruikt in de modellen van figuur A.2 en van de wijze waarop ze zijn verkregen.*

| <b>Symbol<sup>1)</sup></b> | <b>Omschrijving</b>                                  | <b>Tijdsresolutie</b> | <b>Doel</b>   | <b>Methode van verkrijgen</b>  |
|----------------------------|--|-----------------------|---------------|--|
| $c$                        | concentratie in oppervlaktewtr                       | tijdstap: 0,05 dag    | doelvariabele | Modeluitkomst en metingen gem. april-juli 2004-2008  |
| $c_{dr}$                   | concentratie in drainwater                           | constant              | invoer        | metingen en ANIMO, gem. april-juli 2004-2008   |
| $c_{in}$                   | concentratie in inlaatwater                          | constant              | invoer        | metingen, gem. april-juli 2004-2008  |
| $q_{dr}$                   | drainageflux   | dag                   | invoer        | SWAP; maandwaarde / dagen in maand;<br>maandwaarde = maandsom, gem. 2004-2008              |
| $q_{inf}$                  | infiltratieflux                                      | dag                   | invoer        | idem   |
| $q_{in}$                   | inlaatflux   | dag                   | invoer        | meting; maandwaarde / dagen in maand;<br>maandwaarde = gem. 2004-2008                      |
| $q_{uit}$                  | uitslagflux  | dag                   | invoer        | idem   |
| $V$                        | watervolume  | constant              | invoer        | schattingen aandeel oppervlaktewater (15%) en gemiddelde waterdiepte (40 cm) <sup>3)</sup> |
| $k_b$                      | 1 <sup>e</sup> -orde P-opnamesnelheid biomassa       | tijdstap: 0,05 dag    | invoer        | totale opname uit PLONS <sup>2)</sup> ; temporele verdeling uit groeimodel NuswaLite       |
| $k_m$                      | 1 <sup>e</sup> -orde P-mobilisatiesnelheid           | tijdstap: 0,05 dag    | fitparameter  | fitten model op gemeten concentraties  |
| $k_r$                      | 1 <sup>e</sup> -orde SO <sub>4</sub> -reductiesnelhd | tijdstap: 0,05 dag    | fitparameter  | fitten model op gemeten concentraties  |

<sup>1)</sup> Figuur A.2; <sup>2)</sup> Referentie: [www.plons.wur.nl](http://www.plons.wur.nl); <sup>3)</sup> uit: Arts et al. (2004) en Hendriks et al. (1994)

#### - concentraties $c_{dr}$ en $c_{in}$

De invoerconcentraties van drainage- en inlaatwater gelden voor het zomerhalfjaar. De drainagewaterconcentratie is voor fosfor verkregen uit de berekeningen met het gekalibreerde ANIMO-model (hoofdstuk 5) door de gemiddelde uitspoelingsconcentraties (fosforvrucht gedeeld door watervracht) in het zomerhalfjaar te middelen over de jaren 2004-2008. Voor sulfaat waren deze gegevens niet beschikbaar. Daarvoor is als basis de over 2004-2008 gemiddelde oppervlaktewaterconcentratie (112 mg L<sup>-1</sup>) aan het einde van de winter genomen. Deze basisconcentratie is aangepast tot een zomerhalfjaarwaarde volgens de verhouding zomerwaarde : winterwaarde (0,8) uit berekeningen van sulfaatuitspoeling met ANIMO voor vergelijkbare veenweiden door Hendriks en Van den Akker (2011). De inlaatwaterconcentraties voor fosfor en sulfaat zijn verkregen uit meetgegevens van water uit de Lek en Hollandsche IJssel als gemiddelden gewogen naar bijdrage aan de waterinlaat van beide rivieren en gemiddeld voor de maanden april-juli in de periode 2004-2008.

#### - waterfluxen $q$ en waterbalans

De inlaat- en uitslagdebieten waren op maandbasis bekend voor de jaren 2004 en 2006-2008. De gegevens voor 2005 zijn geschat op basis van regressie tussen gemeten debieten en neerslagoverschot op maandbasis. Door de lage verklaarde variantie bleek dit niet erg betrouwbare resultaten

te geven. Daarom, en ook vanwege andere onzekerheden bij de gemeten debieten, bestaat er enige onzekerheid rond de gebruikte debieten. De in het model ingevoerde fluxen zijn berekend uit de gemiddelden van de maanddebieten van 2004-2008 door deling door het aantal dagen per maand voor verkrijging van dagwaarden en door deling door het totale oppervlak van de Krimpenerwaard (land + water) voor verkrijgen van fluxdichtheden. Omdat inlaat en uitslag uit meetgegevens zijn verkregen, is eventueel doorspoelen van het gebied in principe in het model opgenomen.

De drainage- en infiltratiefluxen zijn verkregen uit berekeningen met het SWAP-model binnen dit project opgesteld voor de Krimpenerwaard (hoofdstuk 5). Hiervoor zijn de resultaten van de drie grootste 'rekenplots' genomen die samen 94% van het gebied beslaan. Deze zijn naar rato van oppervlak gemiddeld op dagbasis, de uitvoeresolutie van het model. Om aan te sluiten op de methode toegepast bij de berekening van de inlaat- en uitslagfluxen zijn de maandsommen van de jaren 2004-2008 gemiddeld, waarna hieruit een dagwaarde per maand is berekend door deling door het aantal dagen per maand. Deze flux is geschaald van mm per eenheid van oppervlak landbodem naar mm per eenheid totaal oppervlak (land + water) door vermenigvuldiging met 0,85. Tenslotte zijn de termen kwel direct op en wegzijging direct uit het oppervlaktewater berekend door het verschil tussen streefpeil en stijghoogte van het water in het eerste watervoerende pakket te delen door de weerstand tegen verticale stroming (alle gegevens uit SWAP), na vermenigvuldiging met 0,15 voor het aandeel oppervlaktewater, en opgeteld bij de drainage- respectievelijk infiltratiefluxen. Kwel/wegzijgingstermen waren erg klein t.o.v. de drainage- en infiltratietermen.

Er is in het model uitgegaan van de vereenvoudiging dat het streefpeil strak wordt gehandhaafd, wat impliceert dat de bergingsverandering nul is. Uit deze aanname volgt dat de verrekening van de vier ingevoerde fluxen van drainage, infiltratie, inlaat en uitslag gelijk is aan de overige termen van de oppervlaktewaterbalans. Dit zijn neerslag en verdamping direct op en uit het oppervlaktewater. Deze zijn berekend uit de meteorologische invoer van SWAP als gemiddelden over 2004-2008. Verdamping is berekend uit de referentiegewasverdamping met correctietermen (CTV, 2000). Op basis van al deze balanstermen en de aanname dat de bergingsverandering nul is (strak peil handhaven), waren de waterbalansen op maandbasis niet sluitend. Daarom zijn geringe (max. 15%) aanpassingen aan de onzekere inlaat- en uitslagfluxen gedaan en is een afwijking van het streefpeil toegestaan van max. 15 mm per maand met de eis dat het peil aan het einde van juli minder dan 10 mm zou afwijken van streefpeil. Gezien de peilafwijkingen van streefpeil die in werkelijkheid optreden zijn dit nog steeds strenge criteria. Deze toegestane bergingsverandering is niet meegenomen in het model omdat deze hooguit een afwijking van 3,75% van het constante volume  $V$  zou geven. Met deze aanpassingen en onder deze voorwaarden waren de waterbalansen sluitend.

Neerslag en verdamping zijn niet expliciet meegenomen in het model omdat beide geen transport-medium van fosfor en sulfaat zijn. Ze komen impliciet tot uiting in de impliciete waterbalans van het model op basis van de expliciete waterbalanstermen.

#### - fosforopname biomassa: $k_b$

De biomassaopname van fosfor is als 1<sup>e</sup>-ordeproces in het model opgenomen. De totale hoeveelheid fosfor (P) opgenomen in de periode april-juli is ingeschat uit metingen van fosforgehalten in verschillende waterplanten in eutrofe veensloten in o.a. de Lopikerwaard uit de PLONS-database ([www.plons.wur.nl](http://www.plons.wur.nl)). Deze hoeveelheid bedraagt 0,25 g P m<sup>-2</sup> slootbodem en is hard aan het model opgelegd. De verdeling over de tijd van deze opname wordt gegeven door de 1<sup>e</sup>-ordesnelheidsconstante  $k_b$  en het verloop in de tijd van de fosforconcentratie in het model. De snelheidsconstante is als relatie van de tijd ingevoerd en daarvoor afgeleid van de groeisnelheid in de tijd:

$$k_b(t) = s_e K_g(t) \quad (\text{A.1})$$

waarin:

- $k_b$  = 1<sup>e</sup>-ordesnelheidsconstante voor P-opname door biomassa ( $d^{-1}$ );
- $t$  = tijd (d);
- $K_g$  = genormaliseerde groeisnelheid van biomassa; verg. (A.3) ( $d^{-1}$ );
- $s_e$  = factor om de totale P-opname door biomassa gedurende de vier maanden (122 d) naar een vaste waarde van 0,25 g P  $m^{-2}$  waterbodem te forceren; verg. (A.4) (-).

De groeisnelheid in de tijd is gelijk genomen aan de eerste afgeleide van een sigmoïde groeicurve die is gefit op biomassacurven van kroos en waterpest (Elodea) berekend uit weergegevens voor de groeiperioden in 2004-2008 met de groeimodule van model NuswaLite (Figuur A.3). De sigmoïde groeicurve is gefit op de genormaliseerde biomassacurven volgens:

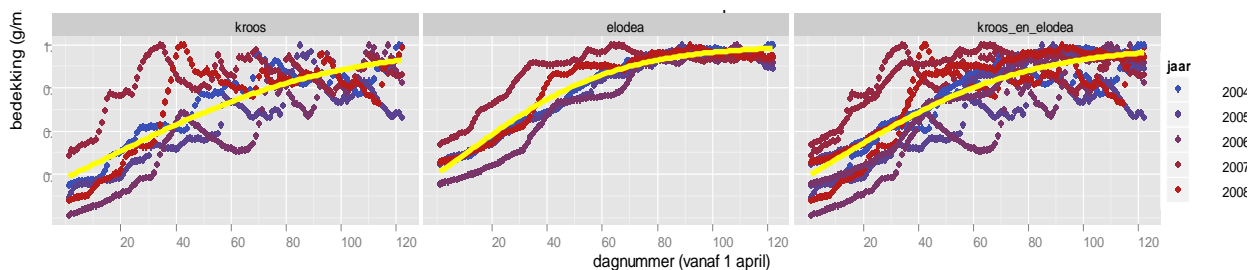
$$S(t) = \frac{1}{1+be^{-kt}} \quad (\text{A.2})$$

met:

- $S$  = genormaliseerde sigmoïde biomassacurve (-);
- $b$  = coëfficiënt (-);
- $k$  = snelheidsconstante ( $d^{-1}$ ).

De fit door de biomassacurven van kroos en waterpest samen is gebruikt voor het model. De waarde van de gefitte coëfficiënt  $b$  bedraagt 1,544 (-) en die van de gefitte snelheidsconstante  $k$  0,03045 ( $d^{-1}$ ). De eerste afgeleide van verg. (A.2) is als beschrijving van de genormaliseerde groeisnelheid in de tijd genomen:

$$K_g(t) = \frac{kbe^{-kt}}{(1+be^{-kt})^2} \quad (\text{A.3})$$



**Figuur A.3**

*Fits van de sigmoïdegroeicurve (verg. A.2) door de genormaliseerde resultaten van de NuswaLite-simulaties van biomassa van kroos en waterpest (Elodea) voor de jaren 2004-2008. De rechtse fit door de genormaliseerde biomassacurven van kroos en waterpest samen is genomen voor het model:  $b = 1,544$  (-) en  $k = 0,03045$  ( $d^{-1}$ ).*

De factor  $s_e$  is in de vergelijking van  $k_b$  opgenomen om te garanderen dat de totale P-opname gedurende de 122 dagen in het model uitkomt op 0,25 g P  $m^{-2}$  waterbodem. De waarde van deze factor is afgeleid volgens:

$$S_e = \frac{0,25}{\int_{t=0}^{122} K_g(t)c(t)V} \quad (\text{A.4})$$

waarin  $V$  ( $\text{m}^3 \text{m}^{-2}$ ) is het volume van het oppervlaktewater per eenheid waterbodem en fosforconcentratie  $c$  ( $\text{g m}^{-3}$ ) is benaderd met een 'gelimiteerd groeimodel' voor de periode april-half-juni (dag 75) als:

$$c(t) = c(0) + (c(75) - c(0))(1 - e^{-at}) = 0,72 + (1,27 - 0,72)(1 - e^{-0,09t}) \quad (\text{A.5})$$

Vanaf dag 75 tot dag 106 (half juli) en van dan tot eind juli (dag 122) is  $c$  voor dat doel benaderd met twee lijnstukken (Figuur A.6).

**- biochemische fosformobilisatie:  $k_m$**

De 1<sup>e</sup>-orde fosformobilisatie is afhankelijk van de snelheidsconstante  $k_m$  en de fosforconcentratie in het oppervlaktewater. De snelheidsconstante is gefit op de gemeten fosforconcentraties. Omdat in deze analyse wordt uitgegaan van een biochemische relatie tussen sulfaatreductie en fosformobilisatie, waarbij de laatste afhankelijk is van de eerste, is in het fosformodel de fosformobilisatie ook afhankelijk gesteld van de sulfaatreductie. Dit is gedaan door  $k_m$  te schrijven als functie van de sulfaatreductiesnelheid:

$$k_m(t) = R_r(t)K_{mr}(t) \quad (\text{A.6})$$

waarin:

- $k_m$  = 1<sup>e</sup>-ordesnelheidsconstante voor P-mobilisatie door sulfaatreductie ( $\text{d}^{-1}$ );
- $R_r$  = sulfaatreductiesnelheid ( $\text{g SO}_4 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ );
- $K_{mr}$  = fosformobilisatiesnelheid als functie van fosforconcentratie en sulfaatreductiesnelheid ( $\text{g P m}^{-3} \text{ d}^{-1} (\text{g P m}^{-3} \text{ g SO}_4 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1})^{-1} = \text{m}^3 \text{ g}^{-1} \text{ SO}_4$ ).

Deze afhankelijkheid varieert met de tijd als gevolg van vele complexe fysisch-biochemische processen die niet expliciet in het eenvoudige model zijn opgenomen. De tijdsafhankelijke relatie is daarom met een louter beschrijvende wiskundige functie gefit, van de vorm van een '4-section piecewise power-law function' (vier aan elkaar geknoopte machtsvergelijkingen). Hierin zijn twee gedaanten van de machtsvergelijking om en om achter elkaar geplaatst:

$$K_{mr}(t) = K_{mr,2} + (K_{mr,1} - K_{mr,2}) \times \frac{e^{at_2 - t} - 1}{e^{at_2 - t_1} - 1} \quad (\text{A.7a})$$

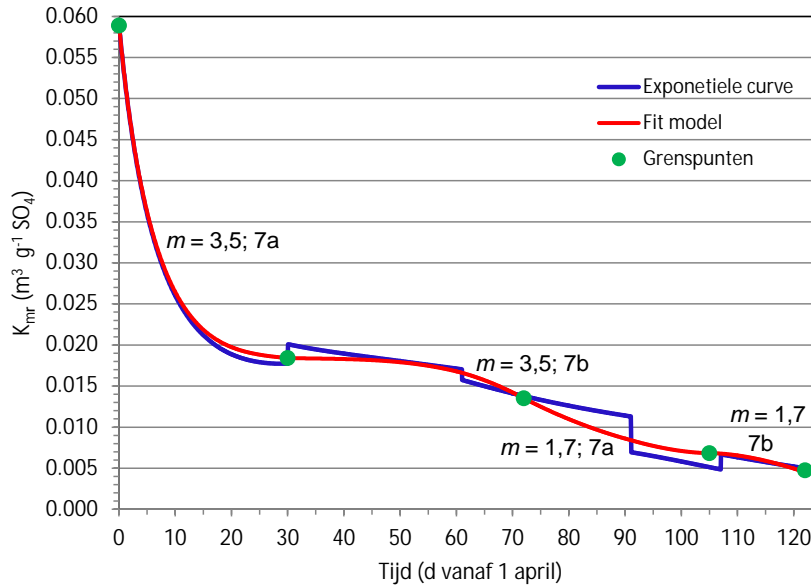
$$K_{mr}(t) = K_{mr,1} - (K_{mr,1} - K_{mr,2}) \times \frac{e^{at_2 - t_1} - 1}{e^{at_2 - t_1} - 1} \quad (\text{A.7b})$$

met:

- $m$  = exponent (-);
- $1, 2$  = subscripten om linker- en rechtergrenspunten van  $t$ , en onder- en bovengrenspunten van  $K_{mr}$  aan te geven (-).

De enige verklarende waarde van deze beschrijving is een kwalitatieve voor de verhouding tussen fosformobilisatiesnelheid en sulfaatreductiesnelheid. Er zijn elf parameters van de functie gefit op de

gemeten fosforconcentraties: vier exponenten, drie  $(t, K_{mr})$ -punten en één  $K_{mr}$ -waarde van het laatste punt met  $t = 122$ . Het fitten van dit grote aantal parameters laat zich het best omschrijven als 'wiskundig tekenen'. De gefitte waarden zijn af te lezen uit figuur A.4. De resultaten van de fit zijn gegeven in figuur A.6.



**Figuur A.4**

Fit van  $K_{mr}$  tegen de tijd met een '4-section piecewise power-law function'. De blauwe lijn verbeeldt het verloop van  $K_{mr}$  indien de P-concentratie zou zijn beschreven met de exponentiële relatie van verg. (A.5). Deze lijn fungeerde als hulplijn tijdens het fitten. De exponenten  $m$  zijn gegeven in het figuur; de coördinaten van de grenspunten zijn af te lezen uit het figuur. Symbolen 7a en 7b verwijzen naar verg. (A.7a) en (A.7b) in de tekst.

**- biochemische sulfaatreductie:  $k_r$**

De 1<sup>e</sup>-orde sulfaatreductie is afhankelijk van de snelheidsconstante  $k_r$  en de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater. De snelheidsconstante is gefit op de gemeten sulfaatconcentraties. Uit deze fit bleek dat  $k_r$  als relatie van de tijd moet worden beschreven, waarbij  $k_r$  toeneemt met de tijd. Dit valt te verklaren uit de biochemische aard van het sulfaatreductieproces. Dit is afhankelijk van de temperatuur die toeneemt in de periode april-juli. Omdat  $k_r$  een lump-sum-variabele is waarin in dit eenvoudige model meerdere processen zijn vertegenwoordigd die de de sulfaatreductie beïnvloeden, valt deze tijdsafhankelijkheid niet eenduidig te herleiden uit biochemische procesconstanten als  $Q_{10}$ -waarden of de activeringsenergie van de Arrheniusvergelijking. Een relatie van de volgende gedaante bleek het sulfaatmodel zeer goed in staat te stellen de gemeten sulfaatconcentraties te simuleren:

$$k_r(t) = a + b \times \frac{e^{t/122}}{122} \div \emptyset^m \tag{A.8}$$

waarin  $a$  ( $d^{-1}$ ) een constante,  $b$  ( $d^{-1}$ ) een coëfficiënt,  $m$  ( $-$ ) een exponent, en  $t / 122$  ( $-$ ) de genormaliseerde tijd (122 = aantal dagen in de periode april-juli). De drie parameters  $a$ ,  $b$  en  $m$  zijn gefit op de gemeten sulfaatconcentraties. De resultaten van de fit zijn gegeven in figuur A.6.

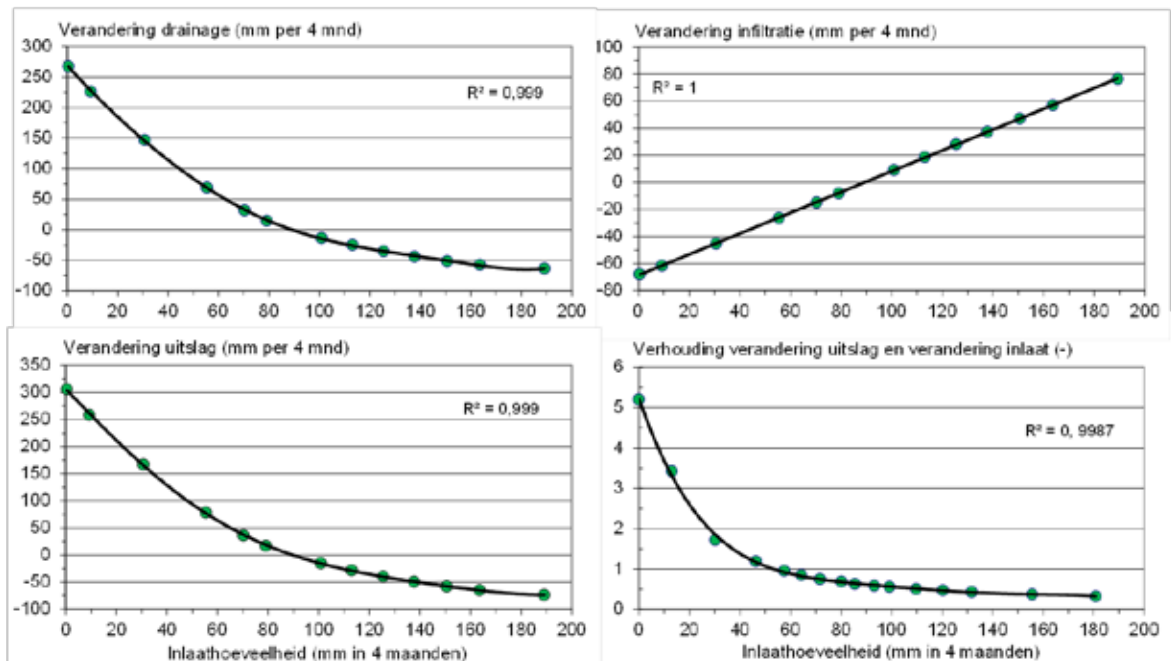
### Oplossing van het model

Beide differentiaalvergelijkingen zijn niet analytisch op te lossen door de vele tijdsafhankelijkheden van de parameters. Ze zijn daarom numeriek opgelost in een eenvoudig expliciet schema in een spreadsheet. Daarbij bleken tijdstappen  $\leq 0,05$  d verwaarloosbare verschillen in uitkomsten te geven. Daarom is een tijdstap van 0,05 d genomen. Het fitten van de wiskundige relaties van  $k_r$  en  $k_m$  is gedaan door *trial-and-error* met visuele beoordeling van de juistheid van de fit van de concentraties en met ondersteuning van minimaliseren van de *Root Mean Squared Error* (RMSE). De resultaten zijn gegeven in figuur A.6. RMSE's bedroegen  $0,002 \text{ mg P L}^{-1}$  en  $0,31 \text{ mg SO}_4 \text{ L}^{-1}$ .

### Scenario's met het sulfaatmodel

Om de invloed van de hoeveelheid inlaatwater en de sulfaatconcentraties in dit water op de sulfaatreductie af te tasten, zijn met het sulfaatmodel scenarioberekeningen gedaan. Deze bestonden uit combinaties van inlaathoeveelheden in de range van 0-180 mm en inlaatconcentraties in de range 0-100  $\text{mg L}^{-1}$ , met stapgrootten van 10 mm en 10  $\text{mg L}^{-1}$ . Hiervoor is het gefitte sulfaatmodel ingebouwd in een Fortran-code waarin het voor alle combinaties wordt doorgerekend. Bij het aansturen van het sulfaatmodel met verschillende inlaathoeveelheden, maakt de code voor invoer van de overige watertermen van het model gebruik van relaties tussen inlaathoeveelheid als verklarende variabele en de overige termen. Deze relaties zijn afgeleid uit SWAP-berekeningen waarin de ene keer de onderrand als kwel/wegzijging in stappen is gevarieerd waardoor de range van 0-180 mm inlaat werd bereikt, en de andere keer de bovenrand als neerslag en verdamping is gevarieerd. Het sulfaatmodel is met beide type relaties doorgerekend en de uitkomsten, die alleen in het natte traject met een geringe inlaatbehoefte verschilden, zijn gemiddeld.

Voor de situaties waarin de onderrand is gevarieerd door de stijghoogte van het water in het 1<sup>e</sup>-wervoerendepakket aan te passen, zijn waterbalansen voor het oppervlaktewater opgesteld met de nieuwe SWAP-uitkomsten voor drainage en infiltratie, en kwel/wegzijging direct op/uit het oppervlaktewater. Daarbij is gesteld dat een verandering ten opzichte van de referentiesituatie (de huidige situatie) van de infiltratie een even grote aanpassing aan de inlaat betekent, en een verandering van de drainage een even grote aanpassing aan de uitslag. Vervolgens is een relatie afgeleid voor de verhouding tussen de verandering van drainage en uitslag enerzijds en de verandering van inlaat en infiltratie anderzijds als functie van de inlaathoeveelheid (Figuur A.5). Voor de situaties waarin de bovenrand is gevarieerd door neerslag en verdamping te veranderen zijn eveneens waterbalansen voor het oppervlaktewater opgesteld met de nieuwe SWAP-uitkomsten voor drainage en infiltratie, en de veranderde neerslag op en verdamping uit het oppervlaktewater. Daarbij konden relaties worden afgeleid tussen de inlaathoeveelheid en de verandering van de drainage, infiltratie en uitslag t.o.v. de referentiesituatie (Figuur A.5).



**Figuur A.5**

Relaties afgeleid op basis van SWAP-berekeningen waarbij de bovenrand is gevarieerd, voor de verandering t.o.v. de referentiesituatie van de drainage, de infiltratie en de uitslag als functie van de inlaathoeveelheid (boven en linksonder), en de relatie afgeleid op basis van de SWAP-berekeningen waarbij de onderrand is gevarieerd, tussen de verhouding van de verandering van drainage/uitslag en de verandering van infiltratie/inlaat als functie van de inlaathoeveelheid (rechtsonder). Groene rondjes zijn de uitkomsten van SWAP, lijnen zijn de relaties gefit als hogere-orde-polynomen.

### Berekening fosformobilisatie op basis van sulfaatreductie

Om de met het model gesimuleerde fosformobilisatie te vergelijken met de gesimuleerde sulfaatreductie vanuit de vraag of deze fosformobilisatie kwantitatief kan worden verklaard uit de sulfaatreductie zijn indicatieve berekeningen gedaan. De relatie tussen sulfaatreductie en fosformobilisatie is niet helemaal eenduidig uit te drukken in chemische formules, omdat deze relatie voor een belangrijk deel verloopt via ijzer dat zijn eigen kinetiek volgt, los van sulfaatreductie. Fosfor is als fosfaat in de waterbodem grotendeels gebonden aan ijzer(Fe(III))- en aluminium(Al)oxiden. Onder zuurstofloze (anaërobe) omstandigheden kan Fe(III) (driewaardig ijzer) reduceren tot Fe(II) en in oplossing komen waardoor adsorptieplaatsen voor fosfaat verloren gaan, en fosfaat desorbeert en eveneens in oplossing komt (Kemmers en Koopmans, 2010). Indien onder deze anaërobe condities ook sulfaat aanwezig is, kan dit reduceren tot sulfiden die met het gereduceerde ijzer slecht oplosbare verbindingen vormen, de ijzersulfiden FeS en FeS<sub>2</sub> (pyriet). Door de slechte oplosbaarheid, vooral van pyriet, verdwijnen adsorptieplaatsen voor fosfaat voor langere tijd waardoor meer fosfor gemobiliseerd blijft (Lamers et al., 1998). Dit proces wordt ingedeeld bij de chemische fosformobilisatie (Van Gerven et al., 2011).

Naast invloed op de chemische fosformobilisatie heeft sulfaat ook invloed op de biotische fosformobilisatie door de afbraak van organische stof in de waterbodem te bewerkstelligen onder zuurstofloze condities waarbij fosfor wordt gemineraliseerd en in oplossing komt. Onder anaërobe omstandigheden kunnen andere electronenacceptoren dan zuurstof door micro-organismen worden aangewend bij de afbraak van organisch materiaal. Sulfaat is daar een van, die pas wordt aangewend als andere alternatieve electronenacceptoren als nitraat en Fe(III) niet meer in grote hoeveelheden aanwezig zijn. Hierbij wordt sulfaat gereduceerd tot sulfiden.

Beide vormen van fosformobilisatie als gevolg van sulfaatreductie, de chemische en biotische vorm, zijn dus gebonden aan een reducerend milieu met een laag redoxpotentiaal. Immers, alleen dan treedt sulfaatreductie op.

Voor beide vormen zijn indicatieve berekeningen gedaan om een kwantitatieve indruk te krijgen als orde van grootte van de verhouding tussen sulfaatreductie en fosformobilisatie. Hierbij is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van gegevens van de waterbodems in de Krimpenerwaard die zijn bepaald door Van Gerven et al. (2011). Alleen de gegevens van de twee locaties in het landbouwgebied zijn gebruikt, omdat de rest van de analyse beschreven in deze bijlage zich ook richt op het landbouwgebied. Ontbrekende gegevens zijn verkregen uit de literatuur.

#### - chemische fosformobilisatie

Voor deze berekening is aangenomen dat door sulfaatreductie gevormde sulfiden binden aan ijzer en daarmee een evenredig deel van de adsorptieplaatsen van fosfaat wegnemen waardoor een evenredig deel van de geadsorbeerde fosfaat vrijkomt. Op deze wijze is de potentie berekend van 1 gram sulfaat om fosfaat te mobiliseren.

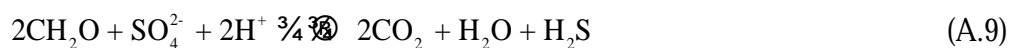
Voor het landbouwgebied van de Krimpenerwaard zijn op basis van Van Gerven et al. (2011) de volgende gegevens berekend als areaalgewogen gemiddelden van de 'Koopveen-' en de 'Waardveenlocaties':

- in de bovenste 10 cm van de waterbodem, van waaruit fosformobilisatie vooral zal plaatsvinden, is 0,51 mol P m<sup>-2</sup>, 3,9 mol Fe m<sup>-2</sup> en 7,4 mol Al m<sup>-2</sup> aanwezig;
- aangenomen is dat fosfaat gebonden is aan Fe en Al in een verhouding die gelijk is aan de verhouding van voorkomen van Fe en Al. Hieruit volgt dat  $3,9 / (3,9 + 7,4) \times 100\% = 35\%$  van de geadsorbeerde P is gebonden aan Fe;
- aangenomen is dat sulfiden gevormd door reductie van sulfaat eerst een binding met ijzer aangaan als FeS. Dit betekent dat 1 mol SO<sub>4</sub> 1 mol Fe bindt die niet langer beschikbaar is voor adsorptie van fosfaat.

Hiervan uitgaande kan per mol gereduceerd sulfaat  $35\% \times 0,51 / 3,9 = 0,046$  mol fosfaat worden gemobiliseerd door desorptie. Dit is  $0,046 \times 32 / 96 = 0,0153$  gram fosfaat-P per gram sulfaat. Bij vorming van FeS<sub>2</sub> (pyriet) in plaats van FeS door sulfaatreductie halveert de hoeveelheid gemobiliseerd fosfaat en wordt 0,0076 gram fosfaat-P per gram sulfaat gemobiliseerd.

#### - biotische fosformobilisatie

Bij afbraak van organische stof door reductie van sulfaat is uitgegaan van de volgende chemische reactievergelijking:



Dit betekent dat 1 mol sulfaat 2 mol organisch-C kan omzetten. De volgende gegevens zijn gebruikt voor de verdere berekening:

- de waterbodem bevat organische stof met de volgende kwaliteit: 0,55 kg C per kg organische stof (Vermeulen en Hendriks, 1996) en 0,0005 kg P per kg organische stof (Van Gerven et al., 2011);
- 75% van de omgezette organisch stof wordt gedissimileerd (Hendriks, 1991).

Op basis van deze gegevens kan 1 mol sulfaat  $2 \times (12 / 0,55) \times 0,75 \times (0,0005 / 32) = 0,00051$  mol fosfor mineraliseren. Per gram sulfaat is dit  $0,00051 \times 32 / 96 = 0,00017$  gram fosfor.



Vergelijking van beide vormen van sulfaatreductiegeïnduceerde fosformobilisatie maakt duidelijk dat de potentie van P-mineralisatie ongeveer 90 keer kleiner is dan de potentie van desorptie van fosfaat-P.

#### **Bronnenonderzoek herkomst sulfaat uit veenbodem**

Om te achterhalen wat de bronnen van sulfaat in de veenbodem zijn, is een (beperkt) bronnenonderzoek gedaan. Dit bestond uit literatuuronderzoek, indicatieve berekeningen van sulfaat-mineralisatie van veen, uitkomsten van het hier beschreven sulfaatmodel en interview van een deskundige (Joop Harmsen van Alterra).

### **A.3 Resultaten en discussie**

In deze paragraaf worden de resultaten gegeven van de analyse of het verloop in de tijd van de fosfor- en de sulfaatconcentraties het gevolg is van interne eutrofiëring. Hiervoor zijn drie vragen geformuleerd (paragraaf 2.3):

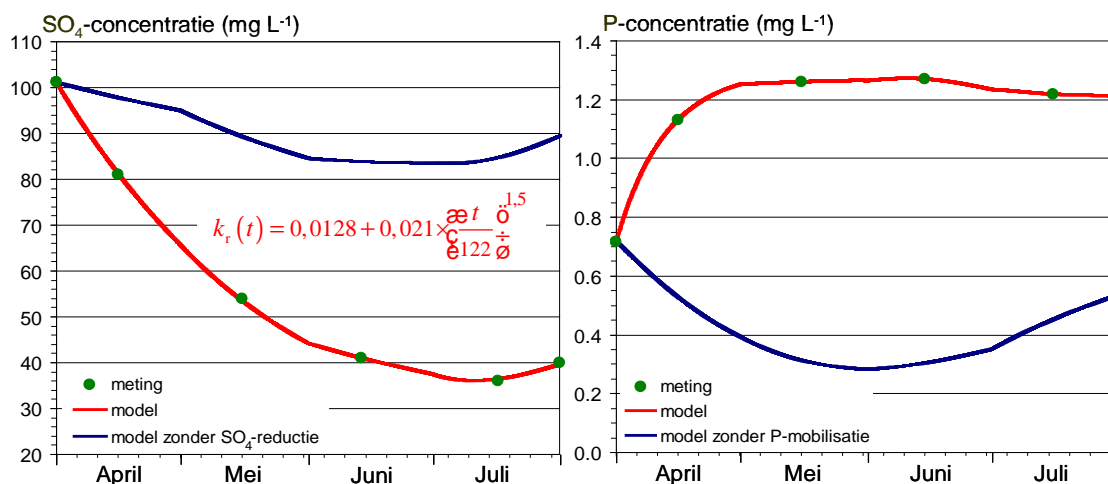
- 1) Speelt interne eutrofiëring een rol bij de dynamiek van de sulfaat- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater?
- 2) Kan de nalevering van fosfor kwantitatief worden verklaard uit de biochemische reductie van sulfaat?
- 3) Wat is de herkomst van sulfaat in het oppervlaktewater?

Hiervoor is het in paragraaf A.2 besproken dynamische model opgesteld dat is gefit op gemeten sulfaat- en fosforconcentraties. De modelresultaten worden hier besproken in termen van antwoorden op de bovengestelde drie vragen.

#### **1) Interne eutrofiëring verklaring voor typische dynamiek $\text{SO}_4$ - en P-concentraties?**

De resultaten van het fitten van het model zijn weergegeven in figuur A.6. Voor sulfaat zijn de waarden van de gekalibreerde parameters van de gebruikte tijdsafhankelijke relatie voor  $k_c(t)$  in de figuur opgenomen. Met deze tijdsafhankelijke relatie kan het sulfaatmodel de gemeten sulfaatconcentraties goed simuleren. Voor fosfor was een verklarende wiskundige vergelijking met afhankelijkheid van tijd niet mogelijk, maar is een zuiver beschrijvende relatie gefit (zie paragraaf A.2). Deze verzekert per definitie een goede fit van het model door de gemeten fosforconcentraties.

In figuur A.6 zijn ook de resultaten van de modellen weergegeven als de processen van sulfaatreductie en fosformobilisatie niet zijn meegenomen in het model, maar de modellen verder identiek zijn aan de modellen waarmee de fit op de concentraties is verkregen. In deze versie van de modellen zijn alle meegenomen termen bekend; ze zijn verkregen uit metingen of anderszids geschat. Hiermee is de eerste onderzoeksvraag beantwoord: het is duidelijk dat bij sulfaat een putterm nodig is voor een goede beschrijving van de concentraties. Zonder deze term vertonen de gesimuleerde sulfaatconcentraties absoluut niet de dynamiek die is gemeten, maar blijven ze hangen op een waarde van minimaal 83% van de beginwaarde. Het ligt voor de hand, gezien de biochemische kennis van deze processen en de aanwijzingen van sulfidevergiftiging en ijzergebrek bij Krabbenscheer, dat sulfaatreductie de realistische verklaring is voor deze putterm.



**Figuur A.6**

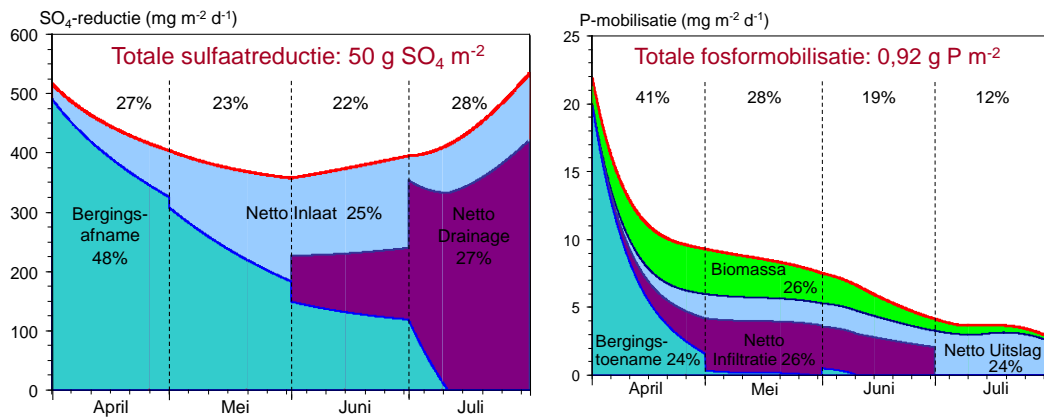
Resultaten van het fitten van de modellen; links sulfaat, rechts fosfor. Tijd  $t$  is in dagen. In de figuren is ook de fit met het model aangegeven als sulfaatreductie resp. fosformobilisatie niet is meegenomen in het model. De knikken in de lijnen bij de maandovergangen zijn het gevolg van de abrupte overgangen tussen de maanden van de waterfluxtermen, die op maandbasis zijn ingevoerd en uitgemiddeld over de dagen in de maand.

Bij fosfor is duidelijk een bronterm nodig om de gemeten dynamiek te simuleren. Zonder deze aanvoer van fosfor zakken de concentraties ver uit tot een minimum van slechts 35% van de beginconcentratie en 20% van de gemeten concentraties, terwijl deze laatste een grote stijging vertonen tot maximaal 175% van de beginwaarde. Hier is mobilisatie van fosfor uit de waterbodem/baggerlaag door onder andere biochemische sulfaatreductie de meest realistische verklaring.

Om de gesimuleerde sulfaatreductie en fosformobilisatie te beschrijven in kwantitatieve termen is figuur A.7 getoond. Daarin is te zien dat de totale gesimuleerde sulfaatreductie in de viermaandsperiode 50 g m<sup>-2</sup> waterbodem bedraagt. De sulfaatreductiesnelheid is eerst hoog, neemt dan af in de maanden mei en juni en neemt in juli weer toe. De afname, ondanks de toename van de snelheidsconstante  $k_r$  in de tijd, is het gevolg van de daling van de sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater. Sulfaatreductie is immers als 1<sup>e</sup>-orde proces beschreven dus afhankelijk van de sulfaatconcentratie. Vanaf juli neemt de concentratie sterk toe door aanvoer van grote hoeveelheden sulfaat met drainagewater uit de veenbodem. In juni begint dit proces al, terwijl er dan ook grote sulfaataanrijking door waterinlaat plaatsvindt. Dit met de toename in de tijd van  $k_r$  geeft een grote stijging van de sulfaatreductie in juli en de maximale bijdrage aan de totale reductie in deze maand. Belangrijke boodschap uit figuur A.7 is dat 75% van het sulfaat dat wordt gereduceerd uit de veenbodem komt: 48 procentpunten uit de berging in het oppervlaktewater aan het einde van de winter en 27 procentpunten uit vers aangevoerde sulfaat in juni en juli. De bijdrage vanuit de waterinlaat bedraagt slechts 25%.

De gesimuleerde totale fosformobilisatie bedraagt 0,92 g P m<sup>-2</sup> waterbodem voor de viermaandsperiode. Deze hoeveelheid beschikbaar gekomen fosfor wordt vrij gelijkmatig verdeeld over de vier puttermen, maar de verhouding van deze onderlinge putgrootten varieert sterk in de tijd. In april is het in eerste plaats de bergingstoename die de meeste fosfor opneemt, resulterend in de sterke stijging van de P-concentratie in het oppervlaktewater. Ook de opname door de biomassa is substantieel in april. In mei en juni is de netto infiltratie de veenbodem in de grootste put en biomassaopname weer de tweede in grootte. De bergingstoename is dan verwaarloosbaar, terwijl

ook fosfor wordt uitgemalen uit het gebied. Deze laatste put is bij verre de grootste term in juli, als de andere termen zeer klein zijn. Dit is het gevolg van de relatief grote uitslag van water het gebied uit in deze maand.



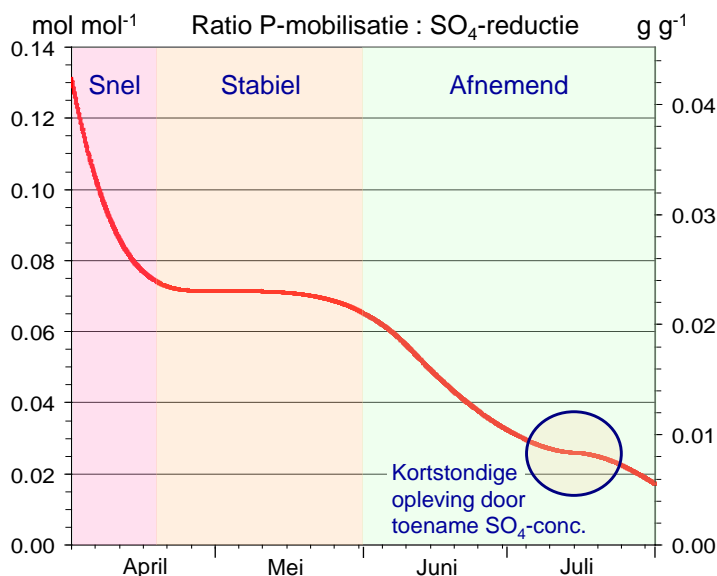
**Figuur A.7**

Verloop in de tijd van de sulfaatreductiesnelheid (links) en fosformobilisatiesnelheid (rechts) per dag. De percentages geven de verdeling van de totale sulfaatreductie en fosformobilisatie over de vier maanden en over de drie sulfaatbronnen resp. de vier fosforputten. Bergingsaf- en toename zijn recht evenredig aan concentratieaf- en toename, omdat de waterberging onveranderd blijft. De knikken in de lijnen bij de maandovergangen zijn het gevolg van de abrupte overgangen tussen de maanden van de waterfluxtermen, die op maandbasis zijn ingevoerd.

De mobilisatiesnelheid neemt af in de tijd van 22 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> tot 3 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> met een gemiddelde van 7,5 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Deze gemiddelde waarde ligt net iets onder de ondergrens van het bereik dat Oosterberg et al. (1988) hebben gemeten in laboratoriumexperimenten aan waterbodemmonsters uit peilgebied Bergambacht in de Krimpenerwaard. In april vindt al 41% van de totale fosformobilisatie plaats, terwijl deze is teruggelopen tot slechts 12% in juli. Mogelijke verklaringen hiervoor worden in het volgende punt besproken.

## 2) Kan de fosformobilisatie kwantitatief worden verklaard uit de sulfaatreductie?

Om deze vraag te beantwoorden is figuur A.8 getoond. Hieruit volgt dat de ratio P-mobilisatie : SO<sub>4</sub>-reductie begint met een hoge waarde van 0,13 mol P per mol SO<sub>4</sub> en vervolgens sterk afneemt in april tot ca. 0,07, in mei ongeveer op hetzelfde niveau blijft om dan vanaf eind mei sterk terug te vallen tot 0,017 eind juli. In juli lijkt er een kortstondige opleving te zijn, wellicht als gevolg van de toename van de sulfaatreductie. De gemiddelde verhouding ligt op 0,057 mol P per mol SO<sub>4</sub>. Dit betekent dat op mol-basis de sulfaatreductie aan het begin 8, aan het einde 60 en gemiddeld 18 keer groter is dan de fosformobilisatie.



**Figuur A.8**

*Verloop van de tijd van de ratio tussen fosformobilisatie en sulfaatreductie.*

Op basis van de berekeningen beschreven in de methoden (paragraaf A.2) kan 1 gram sulfaat bij reductie 0,0153 gram fosfor mobiliseren door chemische mobilisatie (desorptie) en slechts 0,00017 gram fosfor door biotische mobilisatie (P-mineralisatie). Hieruit volgt dat de 50 g per m<sup>2</sup> gesimuleerde hoeveelheid gereduceerd sulfaat in totaal  $50 \times (0,0153 + 0,00017) = 0,77$  gram P kan mobiliseren. Dit is 84% van de gesimuleerde hoeveelheid gemobiliseerd fosfor. Dit kan een onderschatting zijn, omdat is gerekend met een hoeveelheid fosfor in de waterbodem die eind augustus is gemeten, wanneer er in de vier voorafgaande maanden al een groot deel van de in de waterbodem opgeslagen fosfor kan zijn gemobiliseerd.

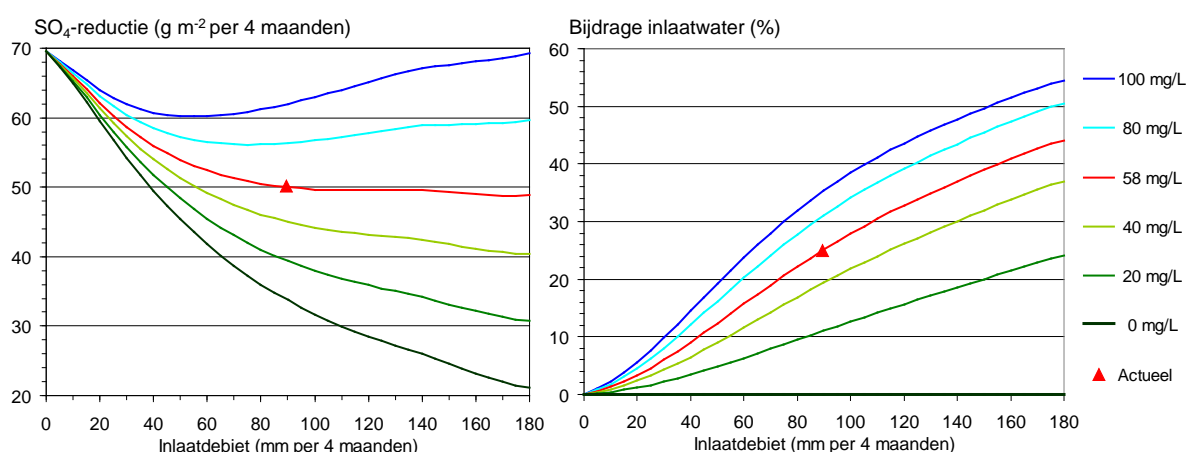
De indicatieve berekening laat zien dat de orde van grootte van de gesimuleerde fosfornalevering kan worden verklaard uit de gesimuleerde grootte van de sulfaatreductie. Maar ook suggereert deze berekening dat andere processen van fosformobilisatie plaatsvinden waarbij sulfaatreductie geen rol speelt. Dit is een zeer aannemelijke verklaring, aangezien de reductie van Fe(III) tot Fe(II) eerst moet plaatsvinden voordat sulfiden de bindingsplaatsen van fosfaat aan Fe(II) wegnemen. Bij deze ijzerreductie komt ook fosfaat vrij.

Het patroon in de tijd van de verhouding fosformobilisatie : sulfaatreductie lijkt sterk op het patroon van de fosformobilisatiesnelheid van figuur A.7. Hierbij valt in de eerste plaats de grote beginsnelheid op en de sterke afname daarvan in april. Dan de vrij stabiele waarde voor een periode van circa 1,5 maand, gevolgd door een geleidelijke maar gestage afname in de laatste twee maanden. Verklarings-

gen hiervoor kunnen liggen in biochemische, chemische en fysische sfeer, zoals beschikbaarheid van een gelimiteerde hoeveelheid makkelijk afbreekbare organische stof en/of makkelijk mobiliseerbaar fosfor in het bovenste laagje van de waterbodem, overgang van het ene stadium in de redoxpotentiaal naar een volgend en invloed van ijzerreductie hierop, en remmen van de diffusie vanuit de waterbodem naar de waterfase door afnemen van de concentratiegradiënt als gevolg van stijging van de fosforconcentratie in de waterfase. Het louter beschrijvende model geeft uiteraard geen verklaringen voor deze complexe mechanismen. Maar belangrijk is dat de grootste fosformobilisatie plaatsvindt aan het begin van de viermaandsperiode met fosformobilisatie. De verhouding fosformobilisatie : sulfaatreductie is dan groter dan 0,046, de theoretisch verhouding op basis van de getallen hierboven ( $[0,0153 + 0,00017] \times 96 / 32$ ). Vooral in deze periode zullen dan ook andere vormen van fosformobilisatie een rol spelen.

### 3) Wat is de herkomst van sulfaat in het oppervlaktewater?

Een eerste belangrijke aanwijzing voor de herkomst van sulfaat in het oppervlaktewater geeft figuur A.7. Hieruit blijkt dat slechts 25% van het gereduceerde sulfaat uit het inlaatwater komt. De overige 75% komt uit de veenbodem, waarvan het grootste deel (48 procentpunten) door uitspoeling in de winter die geborgen is in het oppervlaktewater aan het begin van de zomer en de rest door uitspoeling in de periode april-juli. Om af te tasten in hoeverre de sulfaatreductie verandert als het inlaatregime verandert, of anders gezegd wat de gevoeligheid is van de sulfaatreductie voor de waterinlaat, zijn scenarioberekeningen gedaan met het sulfaatmodel zoals beschreven in paragraaf A.2. De resultaten zijn weergegeven in figuur A.9.



**Figuur A.9**

*Verband tussen combinaties van inlaathoeveelheden en sulfaatconcentraties (mg/L) in het inlaatwater, en sulfaatreductie en de bijdrage van inlaat aan sulfaatreductie, zoals gemodelleerd met het sulfaatmodel. De rode driehoek representeert de actuele (huidige) situatie voor inlaathoeveelheid en sulfaatconcentratie, de rode lijn de simulaties met de actuele sulfaatconcentratie in het inlaatwater.*

Te zien is dat bij de huidige inlaatconcentratie ( $58 \text{ mg L}^{-1}$ ) meer waterinlaat dan actueel niet tot meer sulfaatreductie leidt. Vermindering van inlaat doet dat wel. Wel neemt bij meer inlaat de bijdrage van de inlaat aan de sulfaatreductie toe, wat logisch is omdat het inlaatwater sulfaat bevat. Inlaatwater is bij de actuele sulfaatconcentratie echter absoluut geen voorwaarde voor het optreden van sulfaatreductie in de Krimpenerwaard. Integendeel, een situatie met minder inlaatwater dan de actuele hoeveelheid van 89 mm, geeft een hogere potentie voor sulfaatreductie dan in de actuele situatie. Bij lagere concentraties dan actueel leidt meer inlaat tot vermindering van sulfaatreductie door de verdunnende werking van het inlaatwater. Meer inlaat van water kan dan gunstig zijn in termen van

verminderen van aan sulfaatreductie gerelateerde processen als fosformobilisatie. Naar verwachting is dit gunstige effect echter klein, omdat de grootste klap in de fosformobilisatie al direct in april wordt gemaakt op basis van de sulfaatberging in het oppervlaktewater uit de uitspoelingsperiode en andere vormen van fosformobilisatie die niet zijn gerelateerd aan sulfaatreductie. Om deze berging te verminderen zal actief moeten worden doorgespoeld met inlaatwater.

Om te achterhalen waar de sulfaatuitspoeling vanuit de veenbodem vandaan komt, is een bronnenonderzoek gedaan. De resultaten hiervan zijn samengevat in balansvorm in tabel A.2. De term 'onverklaard' kan alleen worden verklaard uit oxidatie van sulfiden, waarvan pyrietoxidatie de meest waarschijnlijke verklaring geeft. Volgens Kempen et al. (2011) bevindt zich in de bovenste drie meter van de bodem van de Krimpenerwaard 1-4 massa-% pyriet. Uit gegevens van Vermeulen en Hendriks (1997) kan worden berekend dat de bovenste meter van een vergelijkbare veenbodem in de Alblasserwaard, 5 km ten zuiden van Bergambacht, 56.000 kg pyriet per ha bevat. Dit is een potentie aan sulfaat van circa 90.000 kg sulfaat per ha, een potentie om nog 200 jaar de hoeveelheid uit tabel A.2 te laten uitspoelen.

De vraag is waardoor pyriet wordt geoxideerd. Is dat door zuurstof die wordt toegevoerd als gevolg van ontwatering van de veenbodem. Of speelt hierbij pyrietoxidatie door denitrificatie van nitraat uit bemesting een rol (Smolders et al., 2010). Uitgaande van een maximale nitraatdenitrificatie in landbouwkundig gebruikte veenweiden van 100-200 kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> zou denitrificatie een pyriet-oxidatiepotentieel van 450-900 kg SO<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> betekenen. Volgens Schipper et al. (2000) verloopt de pyrietoxidatie door denitrificatie echter 50 keer langzamer dan die door zuurstof. Bovendien zal nitraat eerder worden aangewend voor oxidatie van de organische stof van veen dan voor oxidatie van pyriet, zoals volgt uit de wetten van de thermodynamica (persoonlijke mededeling Joop Harmsen). Maar wellicht spelen in de veenbodem aparte biochemische processen waardoor nitraat toch een belangrijke rol speelt bij productie van sulfaat. Dat zou een verklaring kunnen zijn dat in het onbemeste en hydraulisch geïsoleerde natuurgebied Nooitgedacht nauwelijks sulfaat in veenbodem en oppervlaktewater wordt gevonden. Wat de waarschijnlijke verklaring vormt voor het ontbreken in Nooitgedacht van de processen van interne eutrofiëring P-mobilisatie en verschijnselen van sulfidevergiftiging en ijzergebrek bij Krabbenscheer.

**Tabel A.2**

*Sulfaatbalans van de veenbodem in de Krimpenerwaard op basis van geraadpleegde bronnen. Alle termen in kg SO<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>.*

| <b>Aanvoer (bron)</b>         |             | <b>Afvoer (put)</b>              |            |
|-------------------------------|-------------|----------------------------------|------------|
| Bronterm                      | Bronsterkte | Putterm                          | Putsterkte |
| Mest (1, 2)                   | 90          | Grasopname (1)                   | 100        |
| Atmosferische depositie (1,3) | 45          | Uitstoot naar atmosfeer*) (1)    | 60         |
| Veenmineralisatie (4)         | 30          |                                  |            |
| Infiltratie in veenbodem (5)  | 50          | Uitspoeling vanuit veenbodem (5) | 450        |
| Onverklaard                   | 395         |                                  |            |
| Totaal                        | 610         | Totaal                           | 610        |

Bronnen: (1)= Pauw (2002); (2) Roelsma et al. (2009); (3) Stolk (2001); (4) Hendriks (1991), aanname vaste N/S-ratio = 10; (5) deze studie

\*) H<sub>2</sub>S, mercaptanen (thiolen) (Harmsen, persoonlijke mededeling)

## A.4 Conclusies

Voor een juiste beschrijving van de gemeten typische dynamiek van de fosfor- en sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard met een dynamisch balansmodel op basis van alle bekende aan- en afvoertermen is het nodig om voor fosfor een extra aanvoer(bron)term en voor sulfaat een extra afvoer(put)term op te nemen in het model.

Op basis van bestaande kennis over biochemische fosforprocessen in de waterbodem en 'interne eutrofiëring' is fosformobilisatie uit de waterbodem de meest aannemelijke bronterm. De meest waarschijnlijke putterm voor sulfaat is biochemische reductie van sulfaat in de waterbodem onder zuurstofloze condities. Waargenomen verschijnselen bij waterplant Krabbenscheer zoals sulfidevergiftiging en ijzergebrek wijzen ook in die richting.

Het grootste deel - 41% - van de fosformobilisatie vindt volgens het model plaats in de maand april. In deze maand neemt de mobilisatiesnelheid af van 22 mg P d<sup>-1</sup> tot 10 mg P d<sup>-1</sup> per m<sup>2</sup> waterbodem, waarna de snelheid vrij geleidelijk afneemt tot 3 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> eind juli. De gemiddelde snelheid voor de gehele periode april-juli bedraagt 7,5 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> en de totale hoeveelheid 0,92 g P m<sup>-2</sup>.

De sulfaatreductiesnelheid neemt volgens het model geleidelijk af van begin april tot begin juni met als oorzaak de afnemende sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater. In juni en vooral juli neemt de snelheid weer geleidelijk toe als gevolg van de relatief grote aanvoer van sulfaat vanuit de veenbodem. Hierdoor vindt het grootste deel van de sulfaatreductie plaats in de maanden april en juli (beide ca. 28%), en is de reductie in mei en juni iets geringer. De gemiddelde sulfaatreductiesnelheid bedraagt voor de periode april-juli 410 mg SO<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> en de totale hoeveelheid 50 g SO<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.

Volgens indicatieve berekeningen op basis van gemeten kenmerken van de waterbodem kan sulfaatreductie de orde van grootte van de fosformobilisatie verklaren, maar zijn er aanwijzingen dat niet-sulfaatreductie-gerelateerde mobilisatieprocessen eveneens een belangrijke rol spelen, zeker in het begin van april. Op basis van de absolute getallen verklaart sulfaatreductie 0,77 g P m<sup>-2</sup> of 84% van de door het model gesimuleerde P-mobilisatie. Hiervan is ruim 0,76 g P m<sup>-2</sup> (99%) afkomstig van P-desorptie en slechts een kleine 0,01 g P m<sup>-2</sup> van P-mineralisatie.

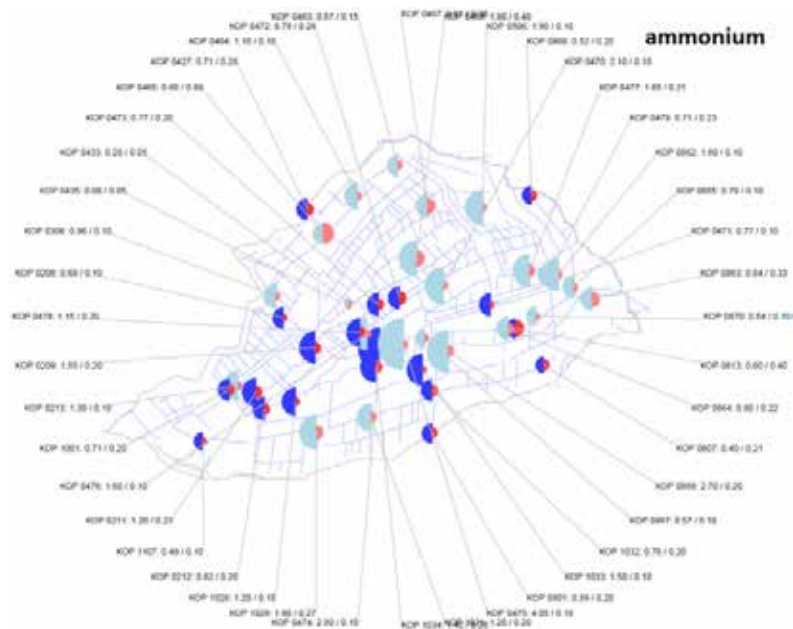
Het grootste deel - 75% - van de hoeveelheid gereduceerd sulfaat is in het model afkomstig uit de veenbodem; de overige 25% uit het inlaatwater. Inlaat van rivierwater is absoluut geen voorwaarde voor het optreden van sulfaatreductie en gerelateerde processen. Scenarioberekeningen met het model wijzen uit dat meer inlaatwater niet meer potentie voor sulfaatreductie betekent, maar dat juist minder inlaat een grotere potentie geeft. Dit is in het laatste geval het gevolg van de grotere hoeveelheden sulfaat die uit de veenbodem spoelen.

Een indicatieve sulfaatbalans van de veenbodem wijst uit dat de aanvoerkant van de balans een gat van ongeveer 400 kg SO<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> kent. De hoogstwaarschijnlijke kandidaat voor deze sulfaatbron is pyrietoxidatie in de veenbodem. Meetgegevens over pyriet in veenbodems uit de literatuur laten zien dat de gemeten hoeveelheid voldoende kan zijn om honderden jaren hoeveelheden sulfaat uit te laten spoelen ter grootte van het gat in de balans.

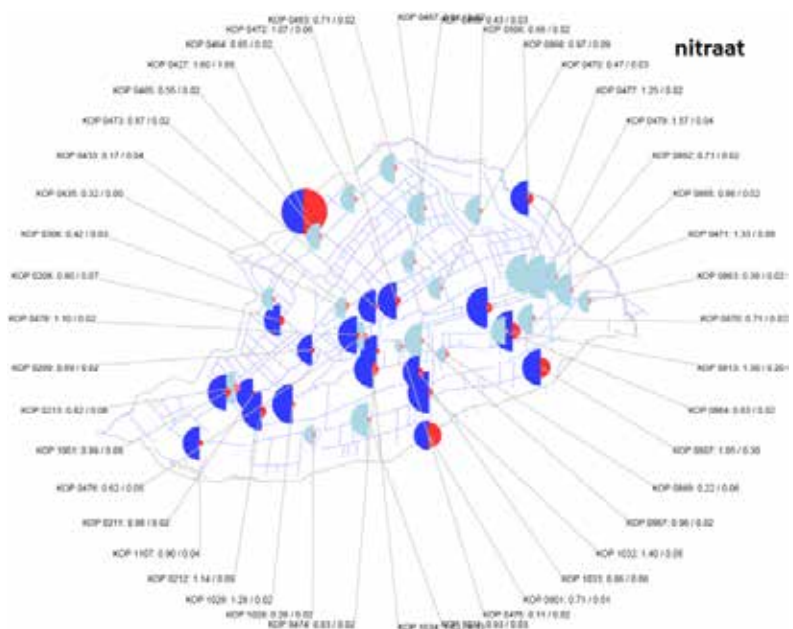




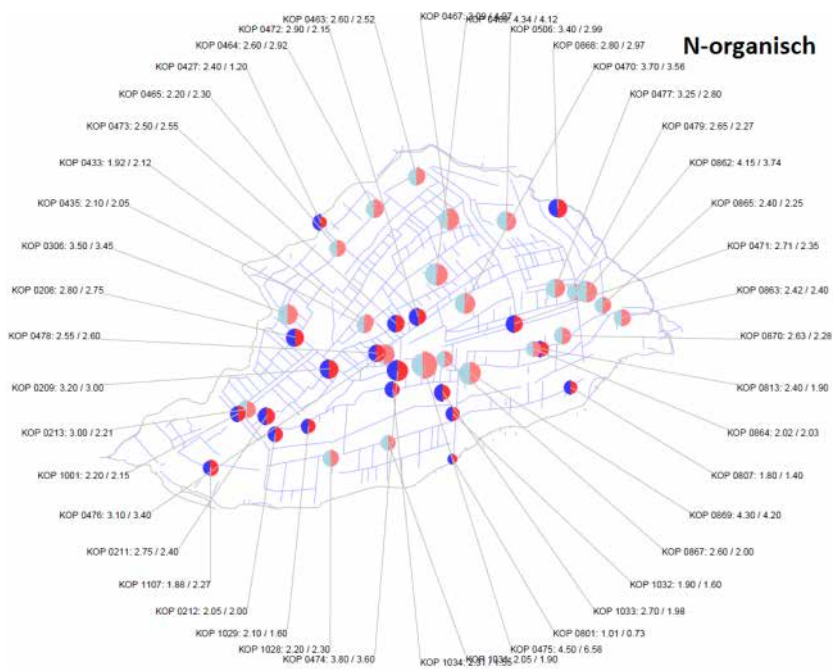
# Bijlage B Ruimtelijk weergegeven oppervlaktewaterkwaliteit



**Figuur B.1**  
 Gemiddelde gemeten winterhalfjaar (blauw) en zomerhalfjaar (rood) ammoniumconcentratie in het oppervlaktewater per meetlocatie, voor de periode 2004-2010.

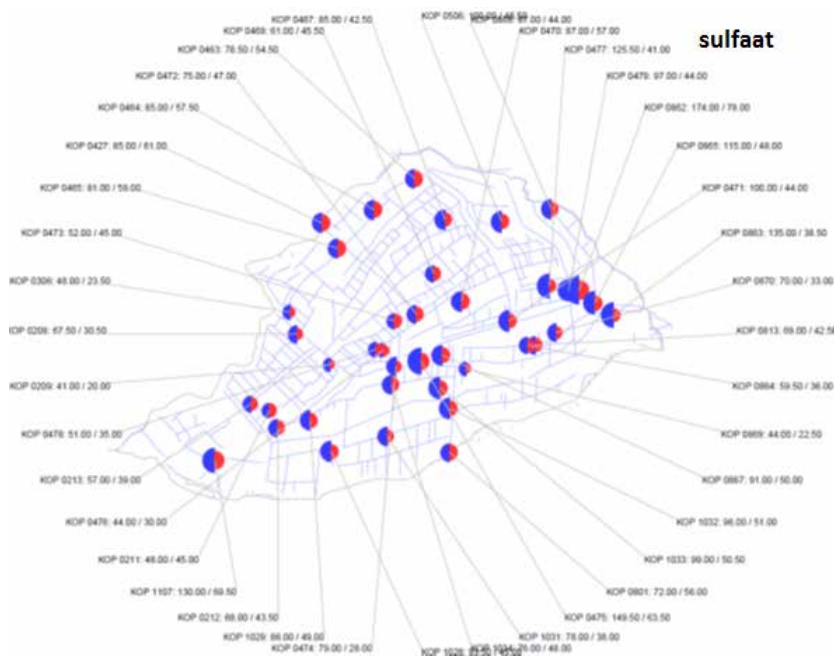


**Figuur B.2**  
 Gemiddelde gemeten winterhalfjaar (blauw) en zomerhalfjaar (rood) nitraatconcentratie in het oppervlaktewater per meetlocatie, voor de periode 2004-2010.



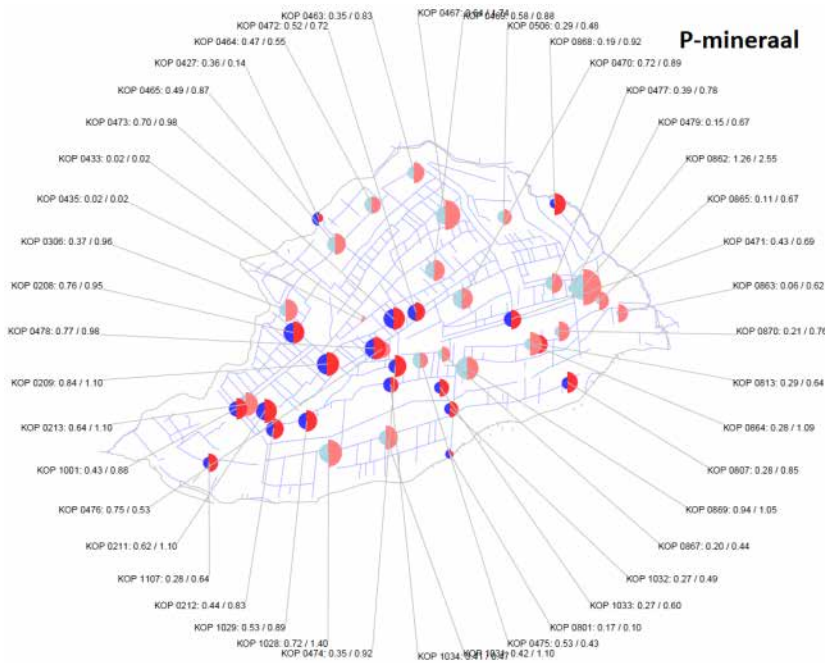
**Figuur B.3**

Gemiddelde gemeten winterhalfjaar (blauw) en zomerhalfjaar (rood) N-organisch concentratie in het oppervlaktewater per meetlocatie, voor de periode 2004-2010.



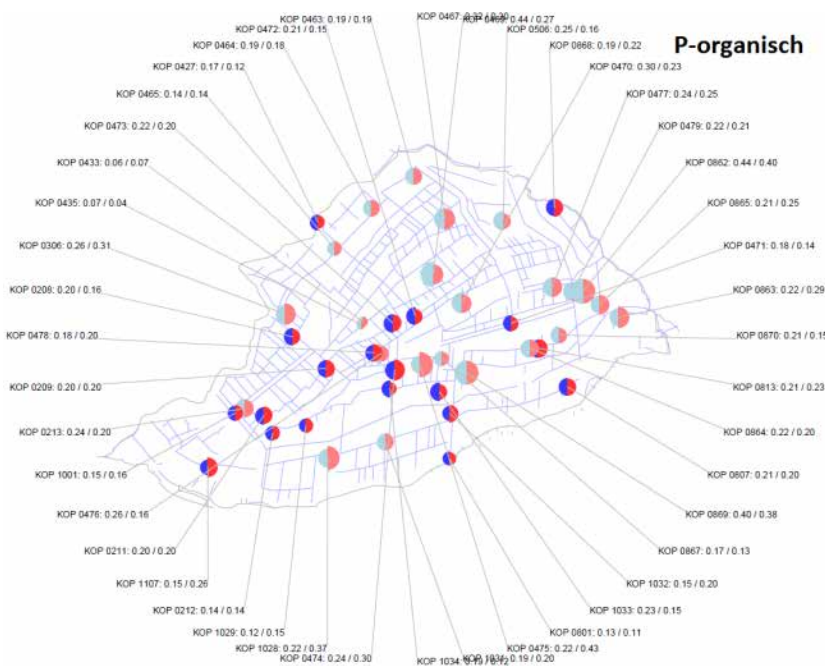
**Figuur B.4**

Gemiddelde gemeten winterhalfjaar (blauw) en zomerhalfjaar (rood) sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater per meetlocatie, voor de periode 2004-2010.



**Figuur B.5**

Gemiddelde gemeten winterhalfjaar (blauw) en zomerhalfjaar (rood) P-mineraal concentratie in het oppervlaktewater per meetlocatie, voor de periode 2004-2010.



**Figuur B.6**

Gemiddelde gemeten winterhalfjaar (blauw) en zomerhalfjaar (rood) P-organisch concentratie in het oppervlaktewater per meetlocatie, voor de periode 2004-2010.



# Bijlage C Relatie tussen neerslagoverschot en oppervlaktewaterkwaliteit

Auteur: Bas van der Grift

De hydrologische condities op de momenten van bemonstering kunnen in een polder niet worden vastgesteld op basis van afvoermetingen. Daarnaast speelt dat de afvoergegevens voor een groot deel bestaat uit maandgegevens van de gemalen. Om deze redenen worden daarom voor de Krimpenerwaard de relaties tussen de oppervlaktewaterkwaliteit en de hydrologische omstandigheden ontleend aan de neerslaghoeveelheden. Aan de hand van de netto neerslaggegevens van meetstation Gouda en verdampinggegevens van De Bilt de volgende parameters berekend:

- Het cumulatieve vochttekort: achtereenvolgens optredende negatieve netto neerslagen worden bij elkaar opgeteld tot aan de eerstvolgende positieve netto neerslag. Na een regenbui wordt derhalve opnieuw vanaf nul met optellen begonnen.
- Het gemiddelde van het neerslagoverschot van de afgelopen tien dagen (moving average).

Vervolgens zijn de verschillende afvoerclassen op de volgende wijze ontleend aan het cumulatieve vochttekort en de moving average van het neerslagoverschot:

**Tabel C.1**

*Klassenindeling op basis van neerslaggegevens.*

| Klasse | Indelingscriterium   |
|--------|--|
| 1      | Cumulatief vochttekort > 20 mm                                 |
| 2      | Cumulatief vochttekort > 5 mm                                  |
| 3      | Cumulatief vochttekort < 5 mm, Moving average tien dagen < 1mm |
| 4      | Moving average 10 dagen > 1 mm                                 |
| 5      | Moving average 10 dagen > 3,5 mm                               |

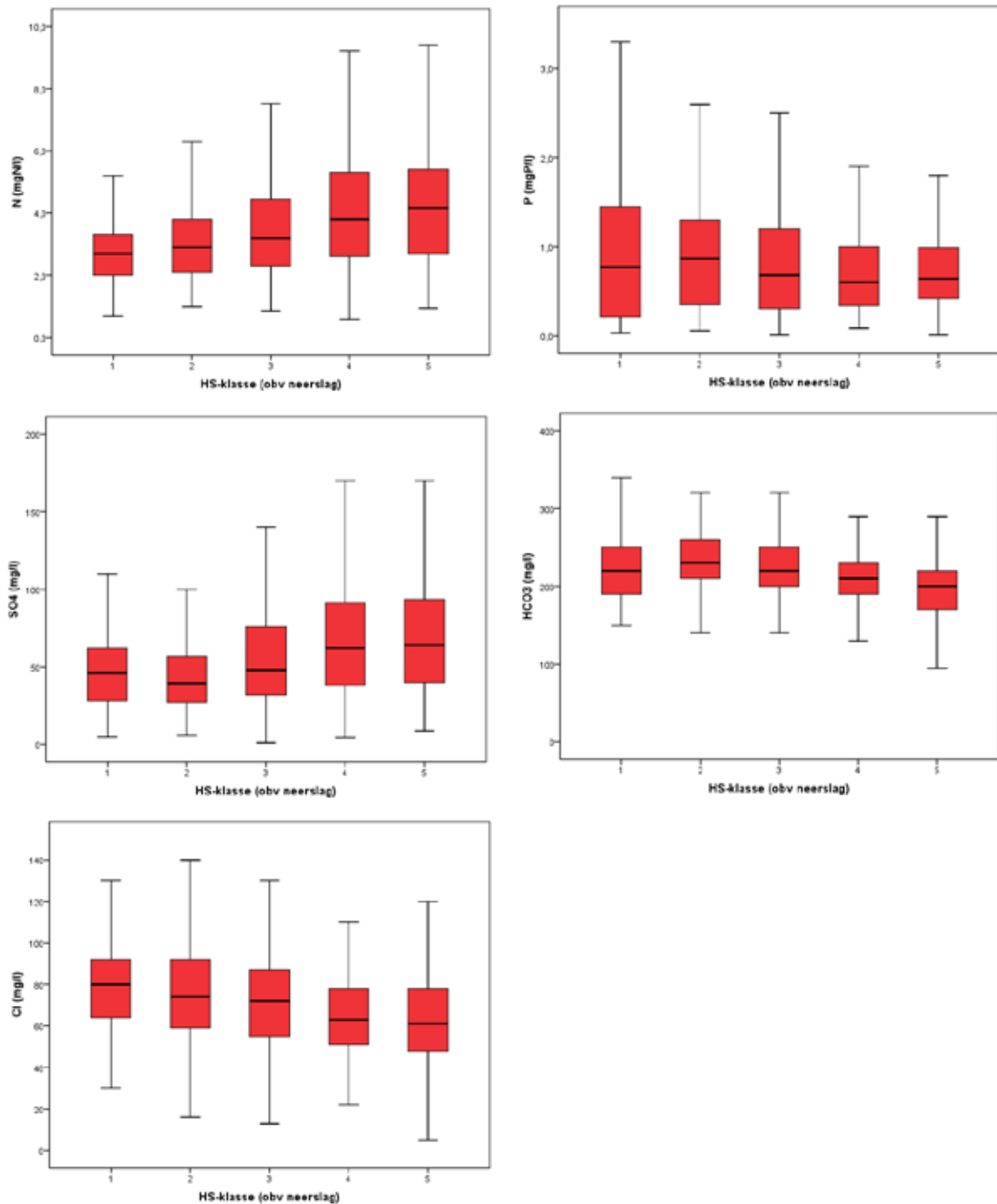
Deze afvoerclassen zijn overeenkomstig met die in de Stromon-studie die eerder in Noord-Brabant werd uitgevoerd (Rozemeijer et al., 2008).

Figuur C.1 toont de boxplots van de concentratieverdeling per HS-klasse voor alle metingen in de Krimpenerwaard. In de grafieken van N en SO<sub>4</sub> is een lichte toename te zien met toenemende HS-klasse. Ook neemt de spreiding van de concentratieverdeling toe, met name de hoogste waarden. Dit suggereert dat bij grotere afvoeren het aandeel van het bovenste grondwater SO<sub>4</sub> en N (dit bevat de hoogste concentraties) en daarmee de totale vrachten toenemen. Dit kan komen door uitspoeling van de bovenste bodemlagen (SO<sub>4</sub>), maar ook door oppervlakkige afspoeling (N). De grafieken van Cl en HCO<sub>3</sub> laten juist een lichte afname zien met toenemende HS-klasse. Dit kan goed worden verklaard door de toename van regenwaterinvloed waardoor verdunning optreedt (hoewel het effect bij Cl duidelijker is). De grafiek van P laat een stabiele concentratie zien over de HS-klassen, maar wel een duidelijke vernauwing van de range van voorkomende concentraties in de hogere HS-klassen. Een andere verklaring is dat onder droge omstandigheden nalevering van P uit de waterbodem een belangrijker rol gaat spelen. Hierdoor kunnen de hogere concentraties worden veroorzaakt.

Er moet wel een kanttekening geplaatst worden bij het verschil tussen de laagste en hoogste HS-klasse. Hier kan namelijk een seizoensverschil optreden: zomer versus winter. Het gros van de

laagste afvoeren vindt plaats in de zomer (April-Juli), terwijl het gros van de hoogste afvoeren in de winter (Oktober-Januari) plaatsvindt (Beumer en Klein, 2009).

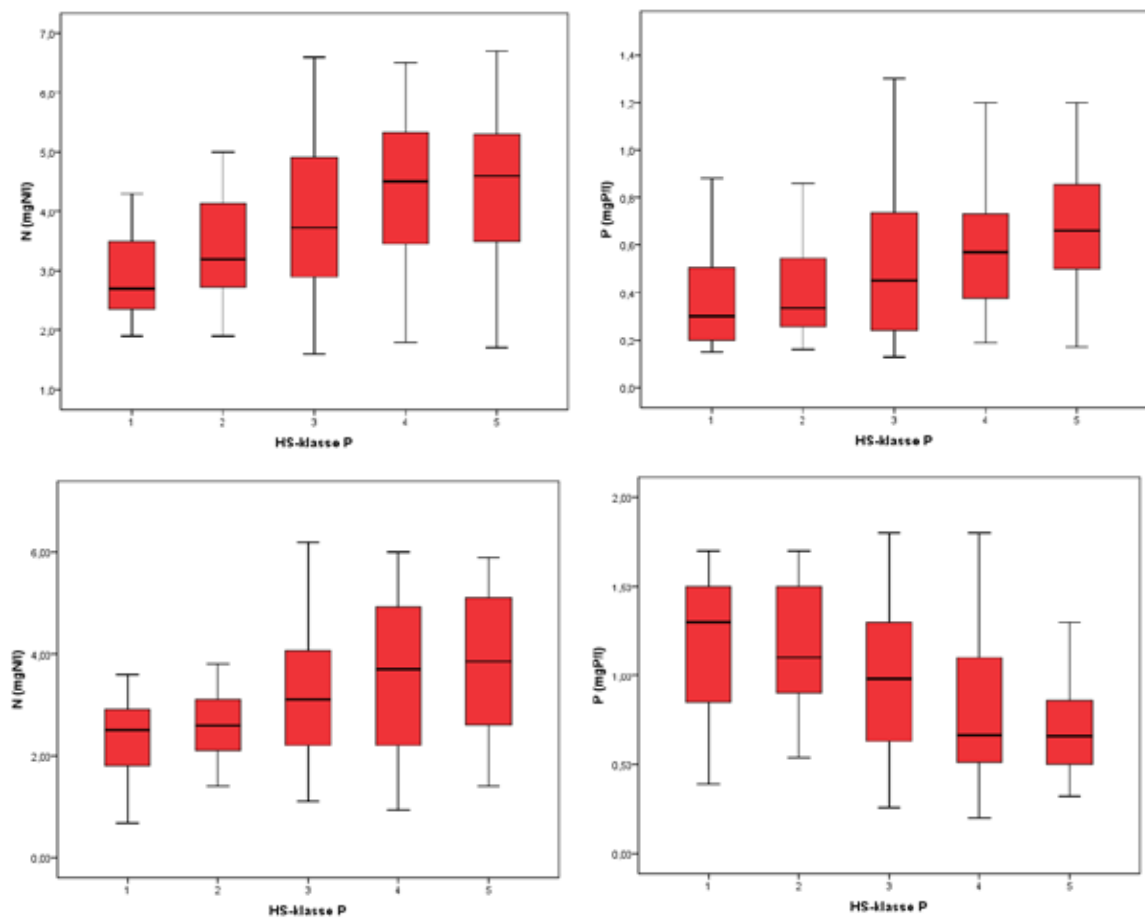
Er zijn dus patronen in afvoerklasse-concentratie relaties te herkennen maar deze zijn niet heel erg duidelijk. Hieruit kan worden geconcludeerd dat de meteorologische omstandigheden als zodanig geen dominant effect hebben op de waterkwaliteit.



**Figuur C.1**

*Boxplots van de concentraties per neerslagklasse voor alle concentratiemetingen in de Krimpenerwaard.*

Figuur C.2 en figuur C.3 geven de boxplots HS-classes voor de uitstroompunten KOP 0427 en KOP 1001. Hier is het opvallend dat de patronen in totaal-N zowel onderling als met figuur C.1 vergelijkbaar zijn. Het patroon in totaal-P is echter omgekeerd. De totaal-P concentraties nemen in KOP 0427 toe met de HS-klasse. Bij meetpunt KOP 1001 nemen ze duidelijk af. KOP 0427 staat onder invloed van inlaatwater, KOP 1001 bevat alleen gebiedseigen water. De afname van de totaal-P concentratie in KOP 1001 met toename van de neerslag is te verklaren door het proces van nalevering uit de waterbodem. Aangenomen kan worden dat deze nalevering het duidelijkste optreedt onder drogere omstandigheden in het zomerseizoen. Het patroon van KOP 0427 is te verklaren door het inlaatwater. Onder droge omstandigheden wordt er meer water ingelaten. Dit inlaatwater werkt verdunnend op de concentratie in het meetpunt.

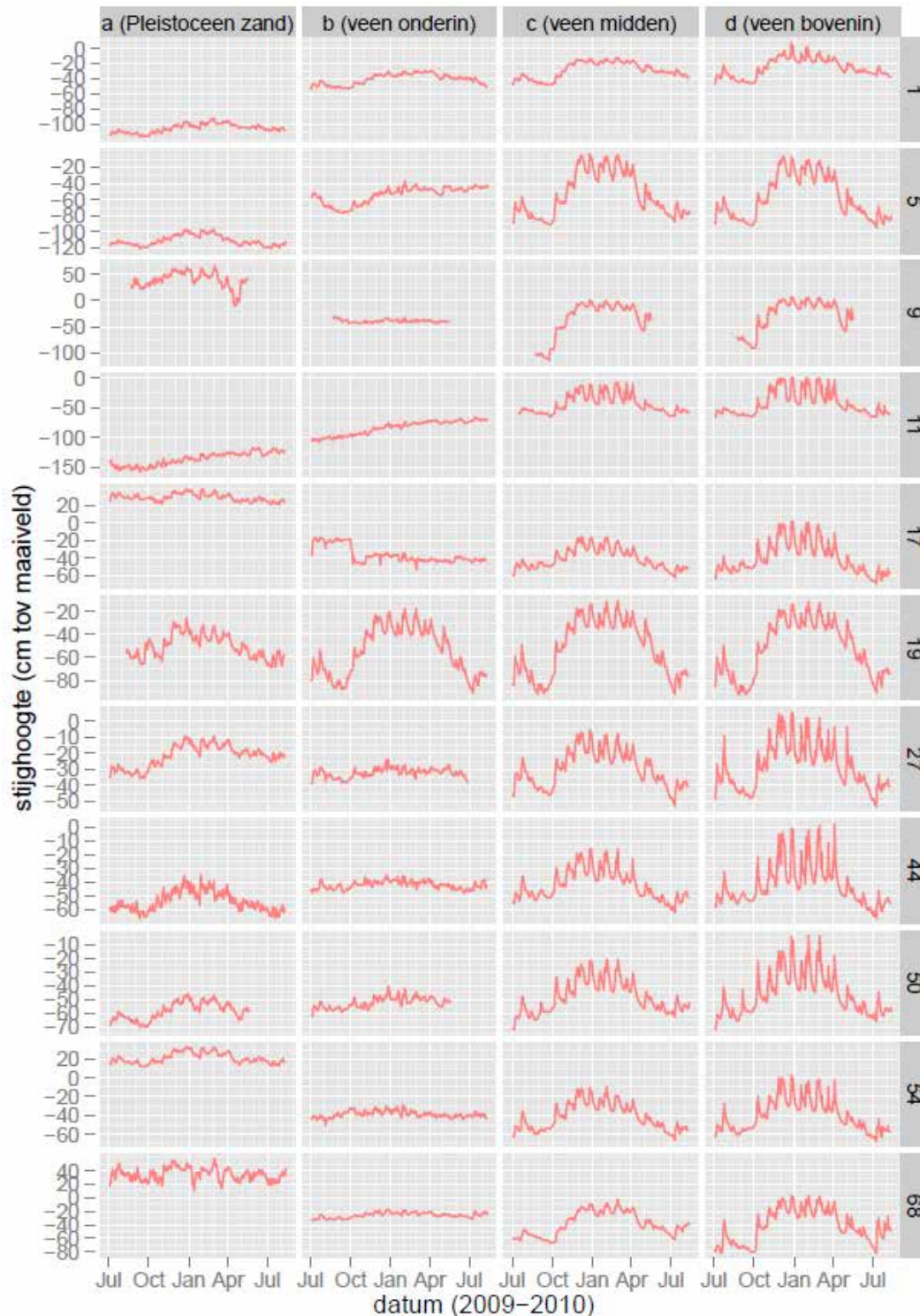


**Figuur C.3**  
*Boxplots van de concentraties per neerslagklasse het uitstroompunt KOP 1001.*



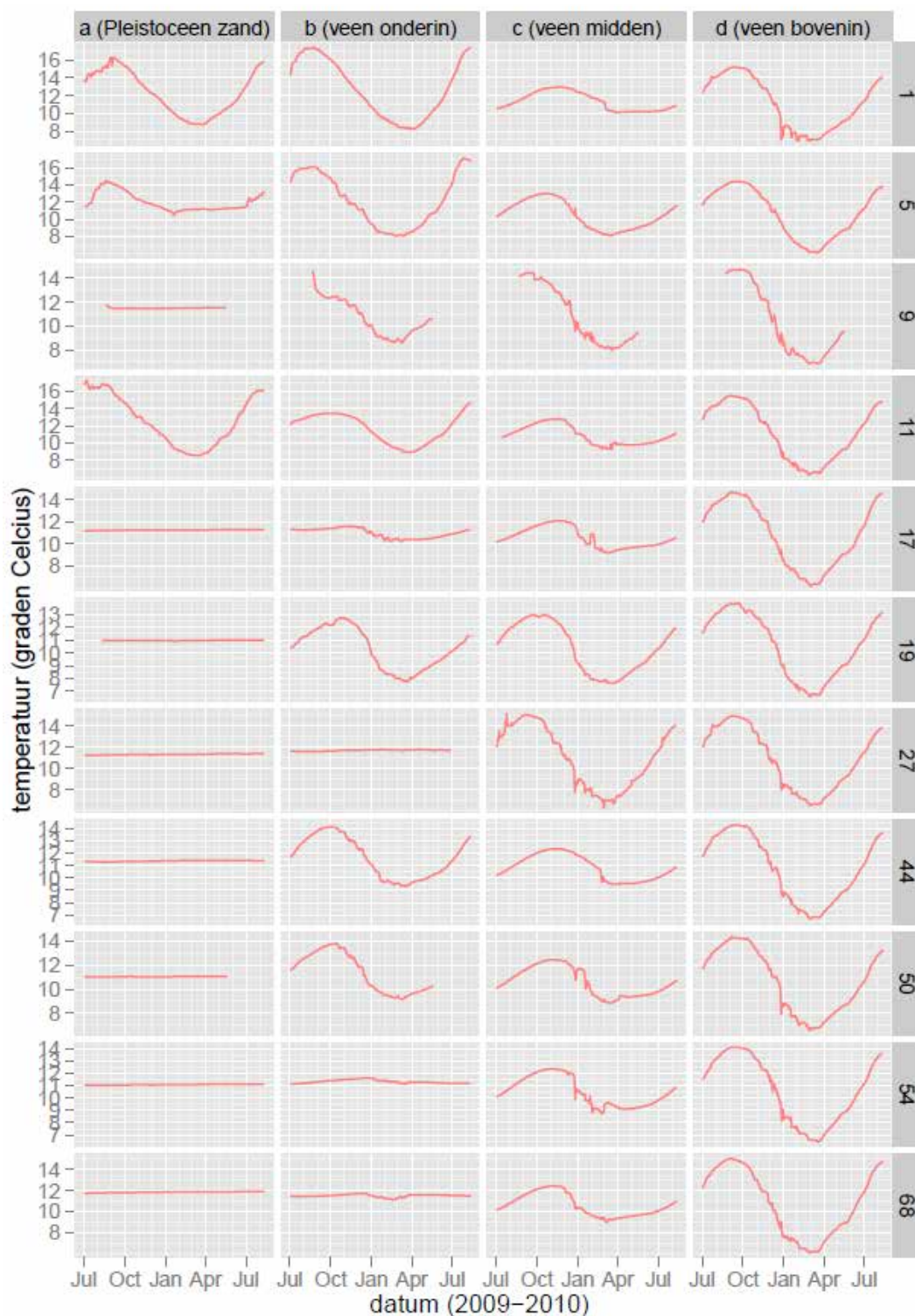


## Bijlage D Gemeten stijghoogte en temperatuur van het grondwater



**Figuur D.1**

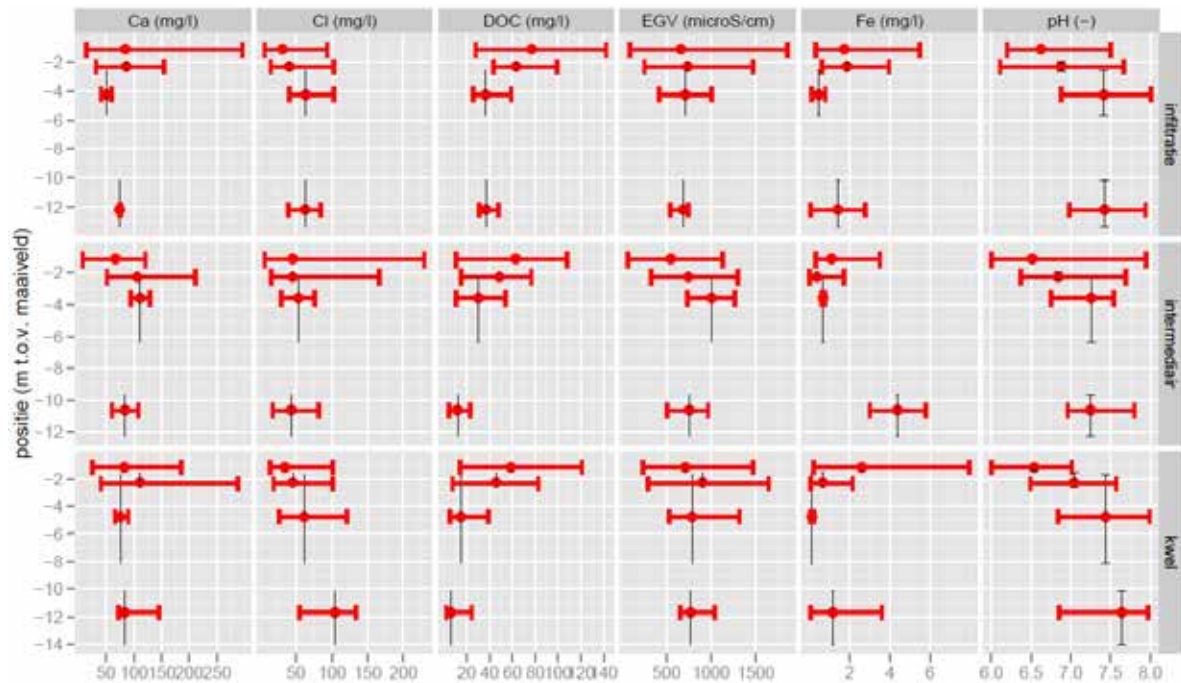
Gemeten stijghoogtes van het grondwater per meetlocatie op verschillende diepten.



**Figuur D.2**

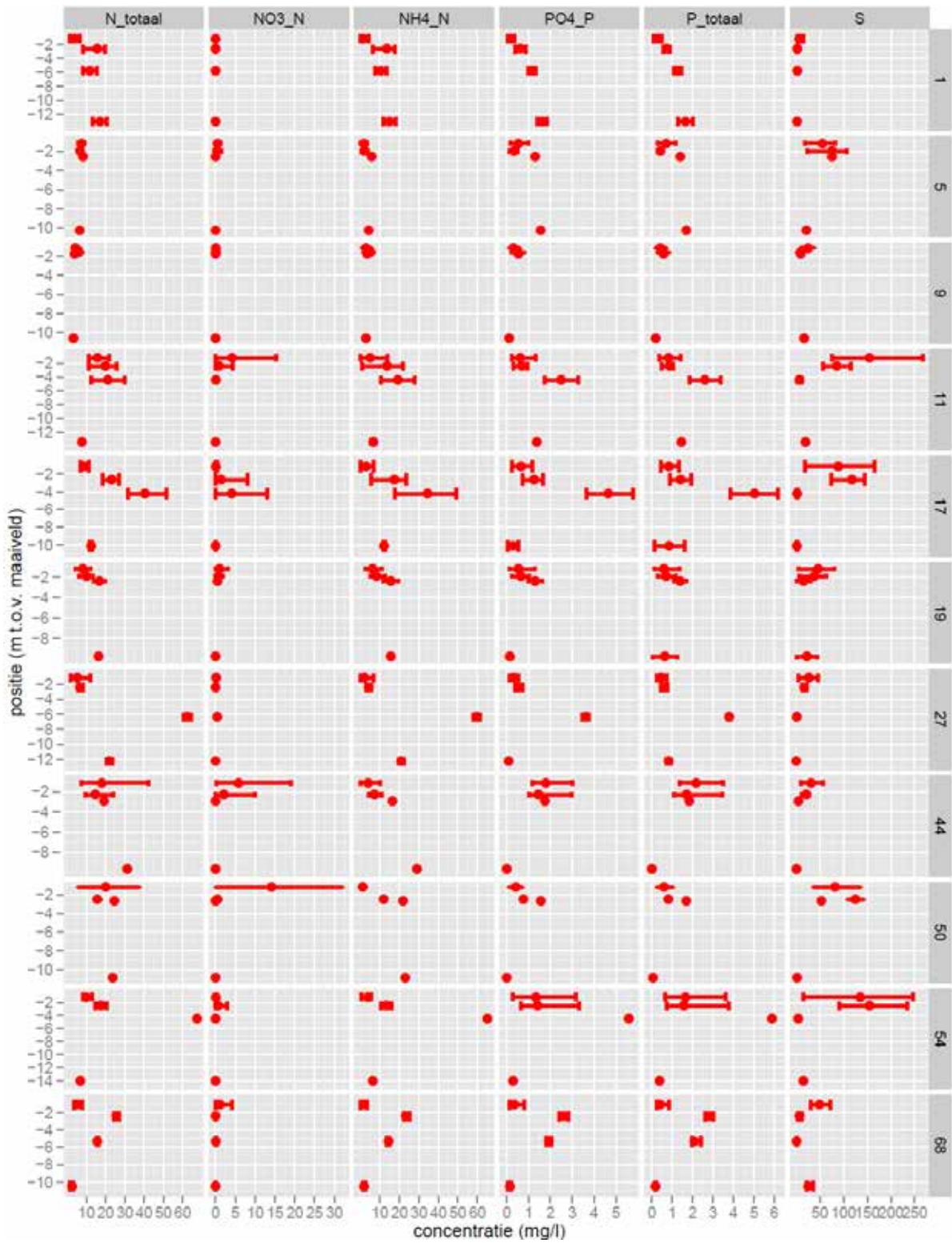
Gemeten temperatuur van het grondwater per meetlocatie op verschillende diepten.

## Bijlage E Gemeten diepteprofielen van de grondwaterkwaliteit



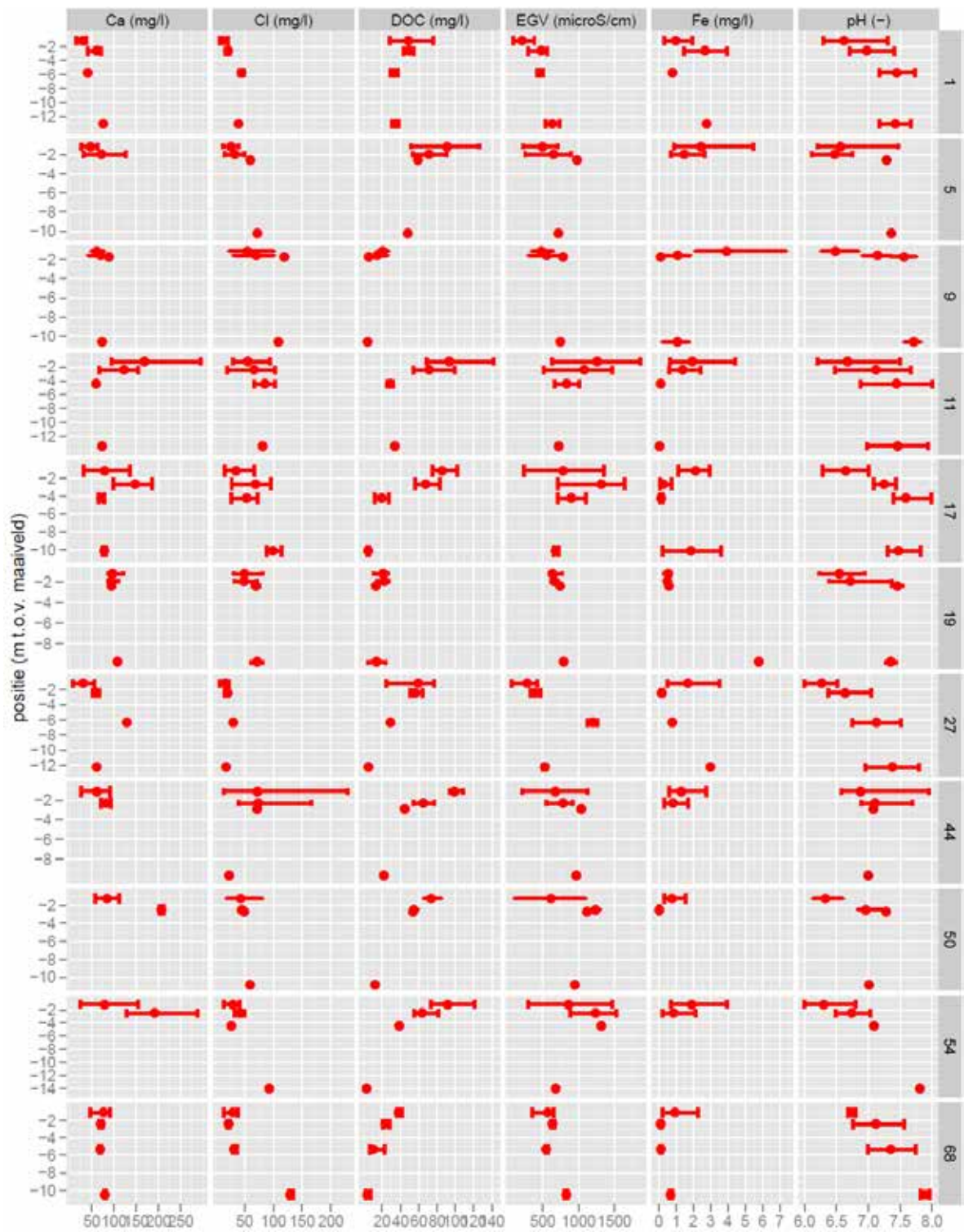
**Figuur E.1**

Diepteprofiel van de gemeten grondwaterkwaliteit waarin de metingen zijn gegroepeerd naar kwel-, intermediair en wegzijgingsgebied. Rode punten = gemiddelde concentratie, rode lijnen = range aan meetwaarden, zwarte lijnen = range aan gemeten diepten.



**Figuur E.2**

*Diepte-profiel van de gemeten grondwaterkwaliteit per meetlocatie. Rode punten = gemiddelde concentratie, rode lijnen = range aan meetwaarden.*



**Figuur E.3**

Diepteprofiel van de gemeten grondwaterkwaliteit per meetlocatie. Rode punten = gemiddelde concentratie, rode lijnen = range aan meetwaarden.



# Bijlage F Aanpassingen in het model-instrumentarium

Auteurs: Luuk van Gerven, Rob Hendriks

In deze bijlage zijn aanpassingen in de modellen SWAP (hydrologie bodemsysteem), ANIMO (nutriëntenuitspoeling bodemsysteem) en SWQN (oppervlaktewaterkwantiteit) beschreven. De aanpassingen in SWAP en ANIMO zijn uitgevoerd voor de drie belangrijkste SWAP/ANIMO plots in de Krimpenerwaard die samen 81% van het oppervlak van de Krimpenerwaard beslaan (Tabel F.1). De modelplots hebben geen ruimtelijke variatie. Zo heeft de drechtvaaggrond in werkelijkheid een grote ruimtelijke variatie wat betreft kwel/wegzijing vanuit of naar de pleistocene zandlaag. Bij de vertaling van de kwel- en wegzijgingsfluxen naar de plot is deze variatie uitgemiddeld.

**Tabel F.1**

*De drie dominante SWAP/ANIMO plots in de Krimpenerwaard waarvoor de modelinvoer is aangepast.*

| bodemtype       | landgebruik  | hydrologie | opp (km <sup>2</sup> ) | opp (%) |
|-----------------|--------------|------------|------------------------|---------|
| koopveen        | gras         | GT II      | 67,84                  | 49      |
| waardveen       | gras         | GT II      | 28,64                  | 21      |
| drechtvaaggrond | gras         | GT II      | 14,34                  | 10      |
| overig          | vnl. bebouwd | -          | 26,58                  | 19      |

## Aanpassingen in SWAP

De volgende aspecten zijn aangepast in SWAP en zijn in deze bijlage beschreven:

| aspect                         | bron  |
|--------------------------------|---|
| dikte van het veenpakket       | grondwatermetingen  |
| onderrandflux (kwel/wegzijing) | grondwatermetingen  |
| hydraulische weerstand deklaag | REGIS   |
| grondwatertemperatuur          | grondwatermetingen  |
| drainage karakteristieken      | expert judgement (op basis van ervaringen in veenweidegebied) |

## Laagdikte

Er is voor gekozen om alleen het veenpakket te schematiseren in SWAP/ANIMO. Voorheen is gewerkt met een laagdikte van dertien meter; veenpakket plus de scheidende kleilaag. In tabel F.2 staan de nieuwe dieptes gebaseerd op de gemeten diepten van het veenpakket bij het plaatsen van de grondwaterbuizen voor de grondwaterkwaliteitsmetingen.

**Tabel F.2**

*Gemeten startdieptes van het kleipakket en het Pleistoceen zand, per bodemtype.*

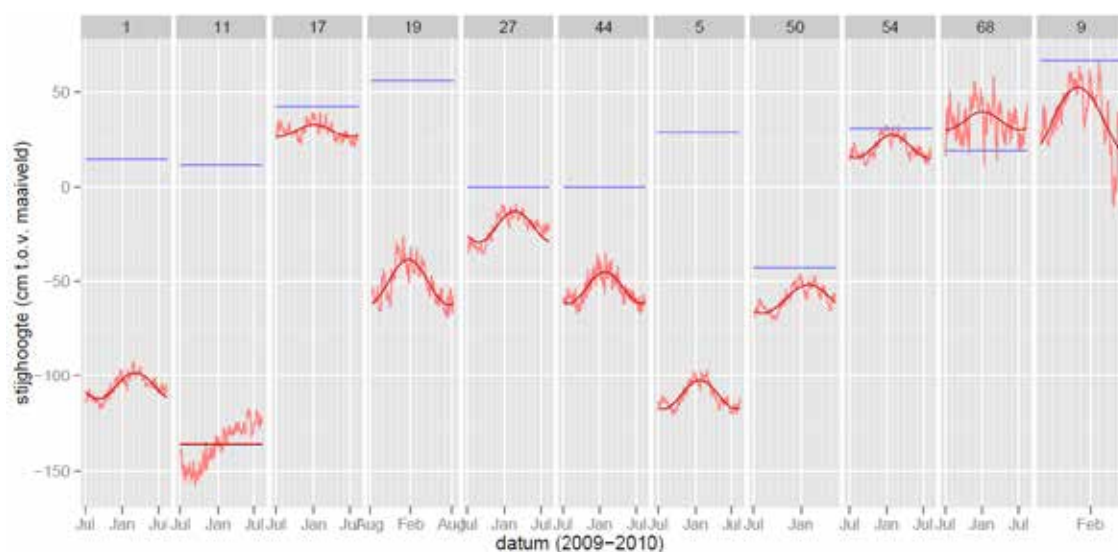
|                 | aantal meetlocaties | begindiepte kleipakket (m) |            |                 | gekozen laagdikte SWAP/ANIMO (m) |
|-----------------|---------------------|----------------------------|------------|-----------------|----------------------------------|
|                 |                     | mediaan                    | gemiddelde | standaardevatie |                                  |
| koopveen        | 8                   | 4,75                       | 4,78       | 1,87            | 5,0                              |
| waardveen       | 2                   | -                          | 3,25       | 1,06            | 3,5                              |
| drechtvaaggrond | 2                   | -                          | 4,13       | 3,36            | 4,0                              |

### Kwel- of wegzijgingsflux

De stijghoogte gemeten in het Pleistoceen zand is opgelegd aan de onderrand van het model. Vanwege de seizoensvariatie in de gemeten stijghoogtes (Figuur F.1) is ervoor gekozen om de stijghoogten op te leggen als een sinus. Per bodemtype is een gemiddelde stijghoogte berekend. Tabel F.3 laat zien op basis van welke meetlocaties de gemiddelde stijghoogte is bepaald en hoe zwaar elk locatie bijdraagt aan de gemiddelde stijghoogte. De volgende keuzes zijn gemaakt:

- Meetlocatie 11 telt dubbel mee voor het koopveen vanwege meetfouten op de andere wegzijgingslocatie; locatie 12.
- Voor de drechtvaaggrond en het waardveen zijn dezelfde locaties gebruikt om te komen tot een gemiddelde stijghoogte. Meetlocatie 11 representeert de stijghoogte van het noordelijke deel van de bodemtypen. De locaties 9, 17, 19 en 68 doen dit voor het zuidelijke deel. Hun bijdrage is gewogen naar het areaal behorend bij het noordelijke en zuidelijke deel.

Figuur F.2 geeft de resulterende gemiddelde stijghoogten van het Pleistoceen zand per bodemtype.



**Figuur F.1**

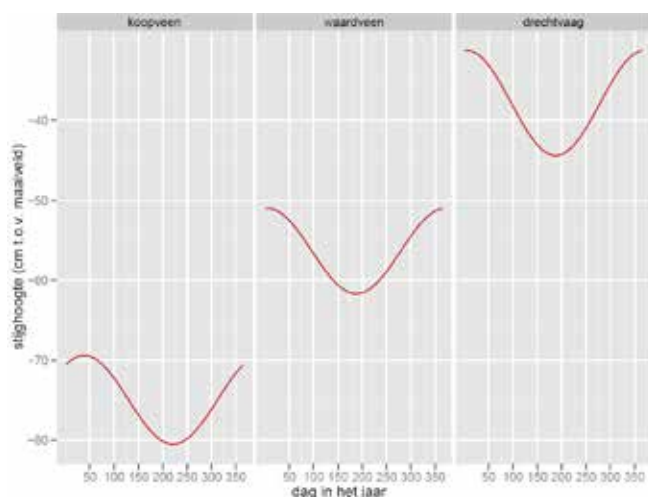
Gemeten stijghoogten van het grondwater in het Pleistoceen zand. De stijghoogten zijn gefit met een sinus (periode van 1 jaar), locatie 11 uitgezonderd. De blauwe lijn geeft het niveau van de bovenkant van de grondwaterbuis.

**Tabel F.3**

Aandeel van de meetlocaties in de berekende gemiddelde stijghoogte per bodemtype.

| aandeel in gemiddelde sinusoïde (%) |          |           |            |
|-------------------------------------|----------|-----------|------------|
| locatie                             | koopveen | waardveen | drechtvaag |
| 1                                   | 12,5     |           |            |
| 5                                   | 12,5     |           |            |
| 9                                   |          | 13,5      | 16,6       |
| 11                                  | 25       | 46,0      | 33,5       |
| 17                                  |          | 13,5      | 16,6       |
| 19                                  |          | 13,5      | 16,6       |
| 27                                  | 12,5     |           |            |
| 44                                  | 12,5     |           |            |
| 50                                  | 12,5     |           |            |
| 54                                  | 12,5     |           |            |
| 68                                  |          | 13,5      | 16,6       |





**Figuur F.2**

Berekende gemiddelde verloop in de tijd van de stijghoogten van het Pleistoceen zand per bodemtype.

#### **Hydraulische weerstand deklaag**

De verticale hydraulische weerstand van de deklaag, die reikt tot aan het eerste watervoerende pakket - het pleistocene zand - is aangepast op basis van de REGIS schematisering (TNO-database). De c-waarden van de drie dominante bodemtypes zijn weergegeven in tabel F.4

**Tabel F.4**

Verticale weerstand van de deklaag in de drie SWAP/ANIMO plots volgende uit REGIS.

|                 | c-waarde (dagen) |                   |
|-----------------|------------------|-------------------|
|                 | gemiddelde       | standaarddeviatie |
| koopveen        | 1670             | 772               |
| waardveen       | 1535             | 806               |
| drechtvaaggrond | 1407             | 893               |

#### **Grondwatertemperatuur**

De grondwatertemperatuur van de onderrand van het veenpakket is aangepast aan de hand van de grondwatermetingen. Aan elke plot is een waarde van 11,2 °C toegekend; de gemiddelde gemeten grondwatertemperatuur op deze diepte op alle meetlocaties. Deze temperatuur is ook opgelegd aan eventueel kwelwater vanuit het Pleistocene zand.

#### **Drainage**

De mechanismen die de drainage van water naar de greppels, sloten en grotere waterlopen bepalen zijn op meerdere punten aangepast. Dit is gedaan op basis van expert judgement, gebaseerd op eerdere ervaringen in veenweidegebieden zoals Zegveld, Bergambacht, Vlietpolder, etc. (Hendriks, 1993, Hendriks et al., 1994, Hendriks et al., 2008 en Hendriks et al., in voorbereiding)

#### *Snelle ondiepe drainage*

De snelle ondiepe drainage is zodanig aangepast dat deze nu verloopt via interflow (in SWAP is de switch SWNRSRF van 2 naar 1 gezet). De diepte van interflow is hierbij op 25 cm gezet. Dit wil zeggen dat de bovenste 25 cm van het bodemprofiel via interflow bijdraagt aan de drainage. De interflow coëfficiënt (COFINTFL) is van 0.1 naar 0.06 gezet bij het Koopveen en op 0.03 voor de

andere twee gronden waar de bovengrond uit klei bestaat en waar verwacht wordt dat de interflow kleiner is, wat resulteert in minder interflow. Verder is bij het koopveen de maximale infiltratiecapaciteit van de bovenste bodemlaag (5 cm dik) gehalveerd. Dit impliceert dat bij hevige neerslag de oppervlakte afvoer -runoff- eerder optreedt en toeneemt. Dit is gedaan om te compenseren voor het gebruik van neerslagdagsommen in plaats van werkelijke neerslagintensiteiten waardoor runoff wordt onderschat. In het waardveen en de drechtvaaggrond is de doorlatendheid van de bovengrond en de interflow en drainage zo gering dat er sowieso veel runoff optreedt. Te veel zelfs zodat is besloten de drempel voor optreden runoff te verhogen met 1 mm van 2 naar 3 mm.

#### *Drainageweerstanden*

De drainageweerstanden van de drie verschillende drainageniveaus zijn aangepast. Het derde niveau representeert de interflow. Het tweede niveau representeert de sloten waarvan de weerstanden iets hoger zijn gezet, waarbij de waarden verschillen per plot: het laagst bij de koopveengrond, intermediair bij de waardveengrond en het hoogst bij de drechtvaaggrond. De drainageweerstanden voor de grotere waterlopen - het eerste drainage niveau - zijn op zeer grote waarden van enkele duizenden dagen gezet omdat de afstand tussen deze waterlopen relatief groot is waardoor deze minder als ontwateringsmiddel dienen en meer als afwateringsmiddel. De gebruikte weerstanden zijn weergegeven in tabel F.5.

**Tabel F.5**

*Gebruikte drainage- en infiltratieweerstand (in dagen) per drainageniveau en per plot. Voor de interflow zijn de gebruikte coëfficiënten weergegeven.*

|                        | hoofdwaterloop (niveau 1) |             | sloot (niveau 2) |             | interflow (niveau 3) |          |
|------------------------|---------------------------|-------------|------------------|-------------|----------------------|----------|
|                        | drainage                  | infiltratie | drainage         | infiltratie | coëfficiënt          | exponent |
| <b>koopveen</b>        | 2240                      | 2240        | 160              | 180         | 0.06                 | 0.5      |
| <b>waardveen</b>       | 2600                      | 2600        | 170              | 190         | 0.03                 | 0.5      |
| <b>drechtvaaggrond</b> | 2510                      | 2510        | 200              | 220         | 0.03                 | 0.5      |

Een grotere weerstand betekent in het algemeen minder drainage. Het aanpassen van de drainageweerstand van de drie drainageniveaus heeft gevolgen voor de drainageverhouding over de verschillende niveaus. In ons geval komt er minder water tot afvoer via de grotere waterlopen en meer via interflow dat functioneert als substituuut voor greppels.

#### *Drainageflux met de diepte*

Uit ervaringen opgedaan in de Vlietpolder blijkt dat het water in de diepe veenlagen - dieper dan drie meter - vrijwel geen horizontale stroming kent en daarom nauwelijks bijdraagt aan de drainage naar het oppervlaktewater. Deze kennis is in het model verwerkt door de horizontale stroming in de diepe veenlagen te knijpen via de COFANI coëfficiënten binnen SWAP die aansturen in welke mate de verticale en horizontale stroming van elkaar verschillen (anisotropie).

#### **Aanpassingen in ANIMO**

De volgende zaken zijn aangepast in ANIMO en komen in deze bijlage aan bod:

| aspect                           | bron   |
|----------------------------------|--|
| kwelwaterconcentraties           | grondwatermetingen                                 |
| infiltratiewaterconcentraties    | oppervlaktewatermetingen                           |
| initiële grondwaterconcentraties | grondwatermetingen                                 |
| veensamenstelling                | expert judgement                                   |
| P-ophoping                       | metingen fosfaattoestand bodem en expert judgement |

### Concentratie kwelwater

De kwelwaterconcentraties zijn bepaald met de gemeten grondwaterkwaliteit in het Pleistocene zand. Hierbij zijn de volgende keuzes gemaakt:

- Waardveen en drechtvaaggrond hebben kwelwater van dezelfde origine. Eerder is ook de kwelflux voor deze bodemtypes gezamenlijk bepaald. Meetlocatie 11, die is gebruikt bij het bepalen van de onderrandflux, is niet gebruikt ter bepaling van de kwelconcentraties omdat het een typische wegzijgingslocatie betreft
- De concentratie aan opgelost organisch materiaal is afgeleid uit de gemeten koolstofconcentraties. Hierbij is aangenomen dat organisch materiaal voor 55 massaprocent uit koolstof bestaat

De resulterende kwelconcentraties zijn weergegeven in tabel F.6.

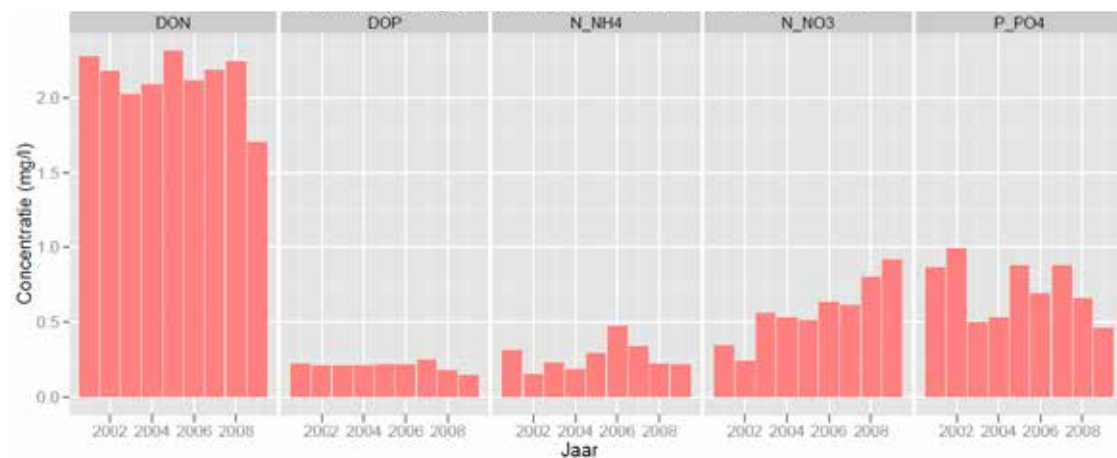
**Tabel F.6**

*Gemiddelde kwelwaterconcentraties (in mg/l) volgend uit de metingen van de grondwaterkwaliteit.*

| bodemtype                   | N-NH <sub>4</sub> | N-NO <sub>3</sub> | P-PO <sub>4</sub> | DON  | DOP  | DOM  |
|-----------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------|------|------|
| koopveen                    | 15.1              | 0.015             | 0.69              | 1.46 | 0.16 | 41.3 |
| waardveen & drechtvaaggrond | 8.1               | 0.015             | 0.18              | 0.57 | 0.29 | 11.8 |

### Concentratie van het slootwater dat infiltreert naar het grondwater

De concentraties van het infiltrerende water vanuit het oppervlaktewater naar het grondwater zijn aangepast aan de hand van de gemeten gebiedsgemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit (Figuur F.3). Omdat infiltratie met name in de zomer speelt zijn de gemeten zomerhalfjaargemiddelde concentraties opgelegd aan ANIMO. De concentratie opgelost organisch materiaal (DOM) van het oppervlaktewater is niet gemeten. Hiervoor is het volgende aangenomen:  $DOM = 25 * DON$  (concentratie aan opgelost organisch N).



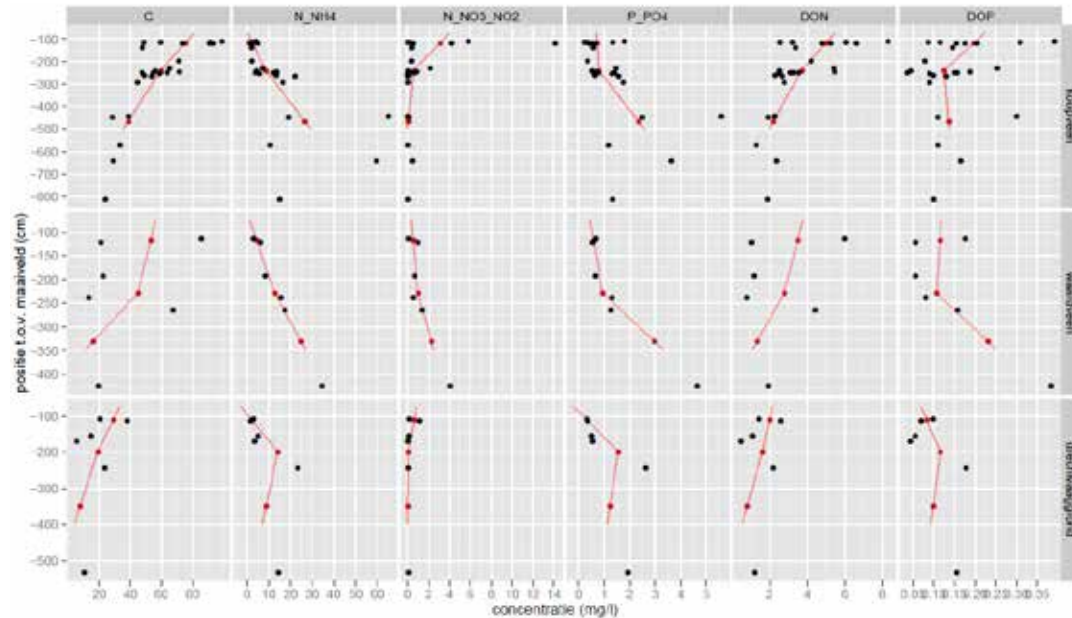
**Figuur F.3**

*Gemeten zomergemiddelde oppervlaktewaterconcentraties in de Krimpenerwaard, gebiedsgemiddeld. Bron: meetnetwerk Monitoring Stroomgebieden.*

### Initiële grondwaterconcentraties

Op basis van de grondwaterkwaliteitsmetingen is per stof een diepteprofiel afgeleid door lineair te interpoleren tussen de gemeten gemiddelde concentraties op de drie verschillende dieptes in het veenpakket die zijn bemonsterd (Figuur F.4). Dit is gedaan per plot op basis van de in elke plot gelegen meetlocaties. De diepteprofielen zijn opgelegd aan het begin van de laatste rekenperiode van ANIMO (2001-2010). Het diepteprofiel strekt van 75 cm diepte tot aan de onderrand van het veenpakket. Hiervoor is waar nodig lineair geëxtrapoleerd.

Aandachtspunt bij het bepalen van het diepteprofiel is de middeling. Eerst zijn de metingen per locatie en per diepte - de drie grondwaterbuizen - gemiddeld in de tijd. Vervolgens zijn deze tijdsgemiddelde concentraties per plot gemiddeld, voor de in de plot gelegen metingen. Hierbij is ook de diepte per grondwaterbuis gemiddeld per plot. In figuur F.4 is duidelijk te zien dat de grote ruimtelijke spreiding in gemeten concentraties op deze manier wordt weggemiddeld.



**Figuur F.4**  
Bepaalde diepteprofielen van de grondwaterkwaliteit (rode lijnen), gebaseerd op de grondwaterkwaliteitsmetingen (zwarte punten), per stof en per bodemtype.

### Veensamenstelling

De samenstelling van het veenpakket in het koopveen en het waardveen is aangepast op grond van opgedane ervaringen in diverse modelleringen van veldonderzoek op veen in de Alblasserwaard (Hendriks, 1993), het DOVE Veen-project (Hendriks et al., 2008) en in Zegveld voor het Europeat-project (Hendriks et al., in voorbereiding). Met name de organische stofgehalten van het veen met de diepte is aangepast.

### Fosfaatophoping

Om de eerder gemeten fosfaatophoping in de bovenste 50 cm van het bodemprofiel (Walvoort et al., 2010) te kunnen simuleren zijn de volgende stappen ondernomen:

- de initiële P-concentraties van de bovenste 50 cm van het bodemprofiel van de aanlooperperiode (beginnend in 1941) zijn verhoogd;
- bulkdichtheid van de bodemlagen op 20-35cm diepte is verhoogd.

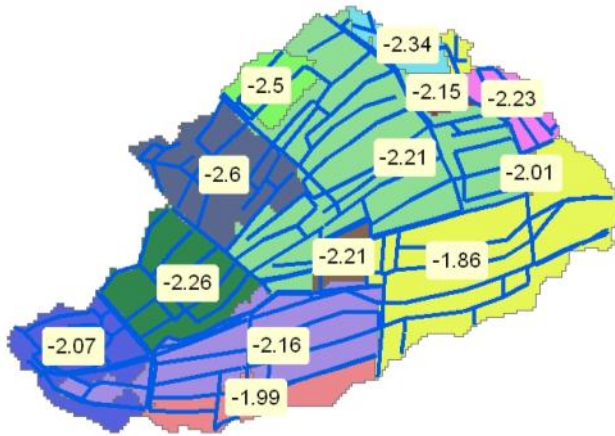
De initiële P-concentraties zijn verhoogd omdat de P-oplading in het verleden aanvankelijk werd onderschat. De historische afbraak van veen resulteert namelijk in organische stof rijk aan mineralen. Dit zorgt voor hogere P-gehalten in de bodem. De hogere bulkdichtheid voor de laag op 20-35cm diepte is realistischer.

De gemeten P-ophoping in de bovenste 50 cm wordt met deze aanpassingen goed gesimuleerd door het model, zowel qua totale hoeveelheid als qua verdeling over de diepte (0 tot 20 cm, 20 tot 35 cm,

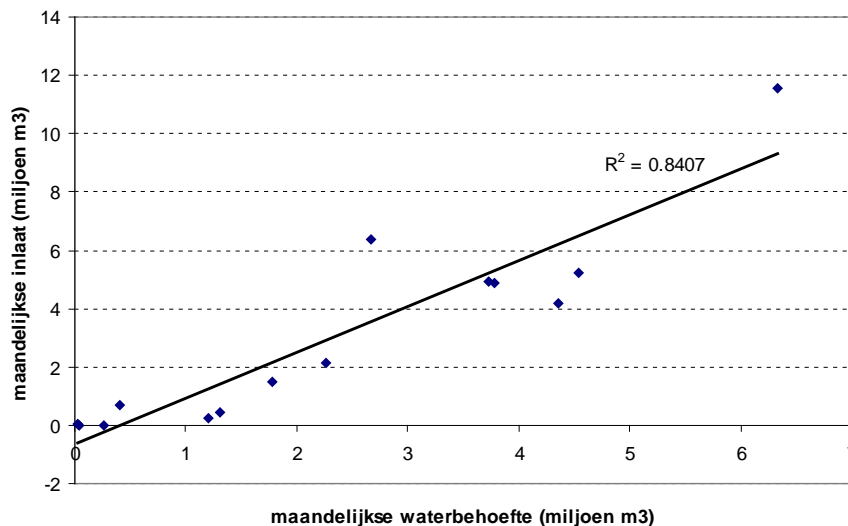
35 tot 50 cm). De modelresultaten wijken op de meetdag namelijk minder dan 1% af van de metingen, voor alle drie de plots.

### Aanpassingen in SWQN

Het oppervlaktewatermodel SWQN berekent hoeveel water er nodig is of moet worden uitgeslagen om het streefpeil in elk peilgebied (Figuur F.5) te handhaven. De inlaat of uitslag van water verloopt via gemalen. In de zomer wordt bovenop het benodigde water voor het doorspoelen vaak extra rivierwater ingelaten om de Krimpenerwaard door te spoelen. Dit doorspoelwater wordt voornamelijk ingelaten bij gemaal Krimpenerwaard dat sinds 2005 actief is en het gemaal Hoekse sluis heeft vervangen. Deze doorspoelflux zat voorheen niet in het model. Deze flux is nu wel toegevoegd. Hiertoe is de gemeten inlaat bij het gemaal Krimpenerwaard opgelegd aan het model. Het gaat om maandelijkse inlaatgegevens die zijn geconverteerd naar dagelijkse hoeveelheden naar gelang de dagelijkse waterbehoefte om het waterpeil te handhaven, berekend door SWQN. Voor de jaren met geen inlaatgegevens (2005, 2009, 2010) zijn de maandelijkse debieten afgeleid uit het verband tussen de gemeten inlaten (2006, 2007, 2008) en de waterbehoefte per maand (Figuur F.6).



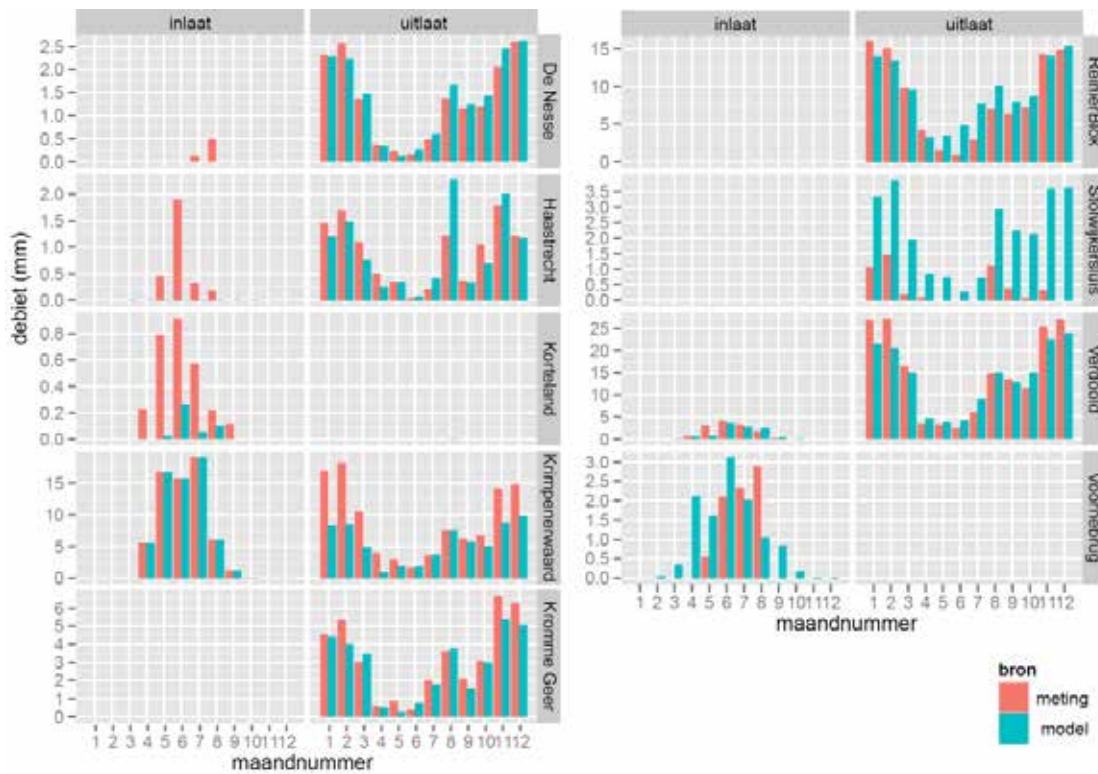
**Figuur F.5**  
Peilgebieden in de Krimpenerwaard en hun bijbehorend streefpeil (m NAP) volgend de schematisering in SWQN.



**Figuur F.6**  
Maandelijks verband tussen de waterbehoefte van de Krimpenerwaard en de hoeveelheid inlaatwater bij het gemaal Krimpenerwaard, voor de jaren 2006, 2007 en 2008.



## Bijlage G Inlaat en uitslag van oppervlakte- water volgens model en meting



**Figuur G.1**

*Gemeten en gemodelleerde hoeveelheid inlaat en uitslag van oppervlaktewater bij de gemalen, gemiddeld over de maanden waarin metingen beschikbaar waren in de periode 2001-2010.*





# Bijlage H Water- en nutriëntenbalans van het oppervlaktewater mede op basis van metingen

Auteur: Luuk van Gerven

## Waterbalans

De waterbalans is opgesteld op basis van metingen en modeluitkomsten. De balans is opgesteld voor de jaren 2004, 2006, 2007 en 2008, omdat in deze jaren de gemaalde gegevens vrijwel compleet waren. De resulterende waterbalans is te zien in tabel H.1. De gemeten en gemodelleerde hoeveelheden inlaat- en uitlaatwater komen goed overeen, wat vertrouwen geeft in het model. In figuur H.1 is de maandgemiddelde waterbalans te zien. Het volgende valt op:

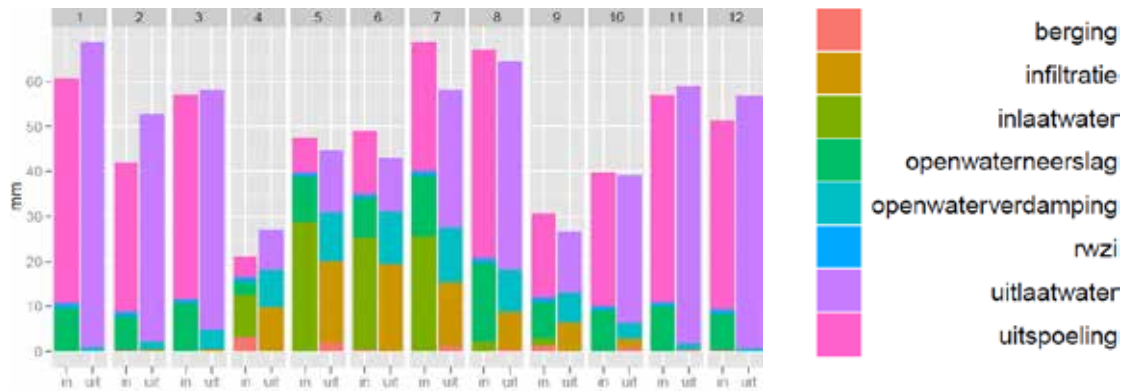
- In de winter is de bodem de grootste leverancier van water, als gevolg van het neerslagoverschot.
- In de zomer is inlaatwater vanuit de Lek en Hollandse IJssel de grootste leverancier. Voor de jaren 2004, 2006, 2007 en 2008 geldt dit vooral voor de maanden april t/m juli. Augustus was in deze periode gemiddeld gezien vrij nat.
- In de maanden april t/m juli gaat er door infiltratie van oppervlaktewater meer water de bodem in dan uit.

Deze waarnemingen gelden voor de Krimpenwaard als geheel. Wanneer er een onderscheid gemaakt wordt tussen het kwel-, intermediaire- en infiltratiegebied binnen de polder zijn er wel duidelijke verschillen (zie paragraaf 4.2.3). Zo is in het kwelgebied ook in de zomerperiode de uitspoeling vanuit de bodem groter dan de infiltratie van oppervlaktewater.

### **Tabel H.1**

*Jaargemiddelde oppervlaktewaterbalans over de jaren 2004, 2006, 2007 en 2008.*

| <b>Aanvoerterm</b>       | <b>data<br/>(mm)</b> | <b>model<br/>(mm)</b> | <b>Afvoerterm</b>      | <b>data<br/>(mm)</b> | <b>model<br/>(mm)</b> |
|--------------------------|----------------------|-----------------------|------------------------|----------------------|-----------------------|
| inlaatwater              | 93                   | 106                   | uitlaatwater           | 441                  | 448                   |
| openwaterneerslag        | -                    | 116                   | infiltratie naar bodem | -                    | 79                    |
| RWZI effluent            | 12                   | 12                    | openwaterverdamping    | -                    | 72                    |
| uitspoeling vanuit bodem | -                    | 364                   | bergingsverandering    | -                    | 0                     |
| Totaal                   |                      | 598                   |                        |                      | 598                   |



**Figuur H.1**

Maandgemiddelde oppervlaktewaterbalans voor de jaren 2004, 2006, 2007 en 2008 op basis van modelresultaten en waar mogelijk metingen.

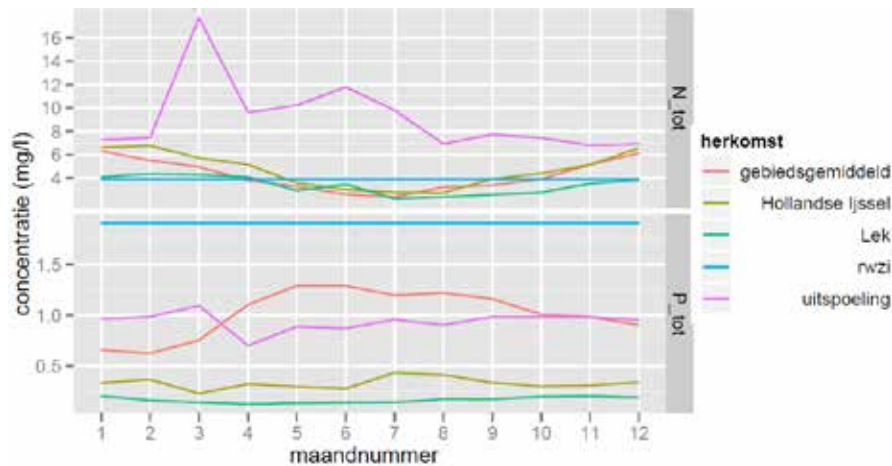
### Verblijftijd van het oppervlaktewater

De verblijftijd van het water is berekend door de verversingstijd te bepalen. Het water wordt verversd door het inkomende water. De totale hoeveelheid oppervlaktewater in de Krimpenerwaard is nagenoeg constant gedurende het jaar en bedraagt volgens het model ongeveer 72 mm. De verblijftijd is dan gemiddeld 43 dagen in het winterhalfjaar en 57 dagen in het zomerhalfjaar. Bij de berekening is aangenomen dat het oppervlaktewater niet wordt verversd door vanuit de bodem uitspoelend water dat in dezelfde maand infiltreert naar de bodem.

### Nutriëntenbalans

De nutriëntenbalans is zoveel mogelijk op metingen gebaseerd. De manier waarop de termen van de balans zijn bepaald staat in tabel H.2. Als voorschot op de nutriëntenbalans zijn in figuur H.2 de concentraties van de verschillende bronnen weergegeven en vergeleken met de gemeten gebiedsgemiddelde concentratie van het oppervlaktewater. Het volgende valt op:

- De seizoensdynamiek van P in het oppervlaktewater is tegenovergesteld aan die van N. Dit is in hoofdstuk 4 ook al uitgebreid beschreven.
- Voor N is de uitspoelingsconcentratie een factor 2 tot 4 groter dan de gemeten oppervlaktewaterconcentraties. De N uitspoeling heeft de hoogste concentratie voor N.
- Voor P zijn de gemeten oppervlaktewaterconcentraties in het zomerhalfjaar hoger dan de uitspoelingsconcentraties, ondanks de verdunnende invloed van inlaatwater. Dit duidt op een interne bron in het watersysteem; de waterbodem levert dan in de winter gebonden fosfor na aan de waterkolom.
- De uitspoelingsconcentraties van N hebben een piek in maart, als gevolg van bemesting. Deze piek is niet zichtbaar in de gemeten oppervlaktewaterkwaliteit.



**Figuur H.2**

Concentratieverloop van gebiedsgemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit vergeleken met de waterkwaliteit van de verschillende bronnen, gemiddeld over de jaren 2004, 2006, 2007 en 2008.

**Tabel H.2**

Gebuike gegevens per balanstern voor het opstellen van de nutriëntenbalans.

| term  | Kwaliteit  | kwantiteit                               | bron         |
|---|--|--|--------------|
| rwzi (in)                                     | jaargemiddelde data, na 2003 geëxtrapoleerd  | constant debiet voor gehele periode      | meting       |
| atmosferische depositie op open water (in)    | jaargemiddelde data, na 2007 trend geëxtrapoleerd  | -  | meting (ERC) |
| inlaatwater (in)                              | maandelijke puntmetingen van waterkwaliteit Lek (bij Nieuwegein) en Hollandse IJssel (bij Gouda Voorhaven) | gemeten maandelijke ingelaten debieten   | meting       |
| uitspoeling vanuit bodem (in)                 | modelresultaten (ANIMO)  | modelresultaten (SWAP)                   | model        |
| infiltratie naar bodem (uit)                  | gemeten maandelijke gebiedsgemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit  | modelresultaten (SWAP)                   | meting/model |
| uitlaatwater (uit)                            | gemeten maandelijke oppervlaktewaterkwaliteit nabij gemalen  | gemeten maandelijke uitgeslagen debieten | meting       |
| bergingsverandering in de waterkolom (in/uit) | gemeten maandelijke gebiedsgemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit  | oppervlaktewatervolume (SWQN)            | meting/model |

### Stikstofbalans

Tabel H.3 geeft de bepaalde jaargemiddelde stikstofbalans. De maandgemiddelde inkomende en uitgaande stikstofvrachten zijn weergegeven in figuur H.3. De retentie van stikstof is hierbij niet meegenomen waardoor het verschil tussen de inkomende en uitgaande vrachten een maat is voor de retentie. De op deze manier bepaalde retentie die 61% bedraagt van de inkomende vrachten komt goed overeen met de door het model berekende retentie van 50% (zie paragraaf 5.2.1). De inkomende en uitgaande vrachten verschillen door het jaar heen:

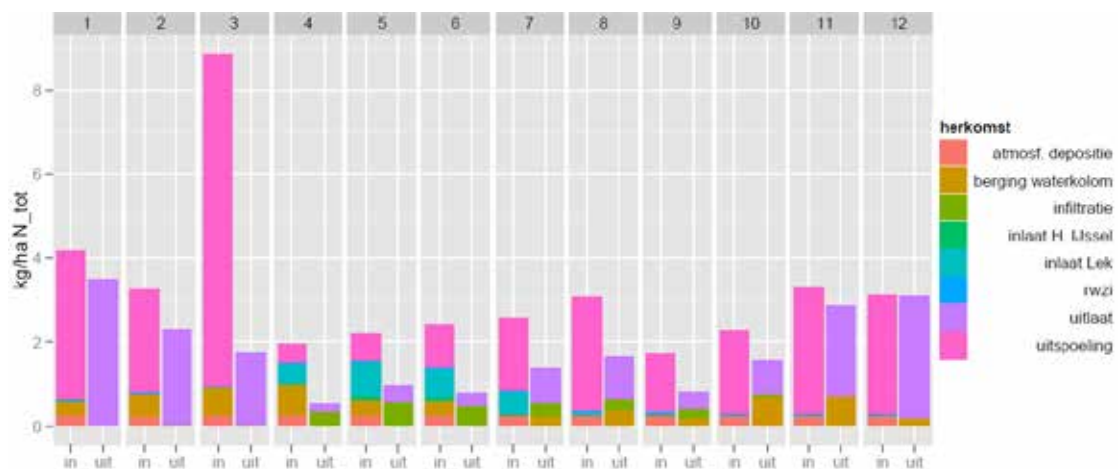
- In de winter is de uitspoeling vanuit de bodem de belangrijkste bron.
- In de zomer, met name in de maande april t/m juni is het inlaatwater de belangrijkste bron.

- In de zomer draagt de bodem netto (=uitspoeling - infiltratie) niet veel bij, met name in de maanden april t/m juni.
- In de zomer, voor de maanden april t/m juni 'verdwijnt' en meer N via infiltratie dan dat er wordt uitgeslagen op de grote rivieren.
- In alle maanden gaat er meer N het oppervlaktewater in dan wat eruit gaat. Deze retentie wordt veroorzaakt door denitrificatie en sedimentatie. De retentie is in de zomer groter dan in de winter. Dit is naar verwachting aangezien de denitrificatie - het belangrijkste retentieproces voor stikstof - beter verloopt bij hogere temperaturen.
- De maanden augustus en september hebben qua inkomende en uitgaande vrachten meer gemeen met de winter dan met de zomer, althans voor de beschouwde jaren.

**Tabel H.3**

Jaargemiddelde stikstofbalans in het oppervlaktewater voor de jaren 2004,2006,2007 en 2008.

| Aanvoerterm   | data<br>(kg/ha) | model<br>(kg/ha) | Afvoerterm             | data<br>(kg/ha) | model<br>(kg/ha) |
|---|-----------------|------------------|------------------------|-----------------|------------------|
| uitspoeling   | -               | 39,6             | uitlaatwater           | 16,4            | 19,2             |
| inlaatwater   | 2,8             |                  | infiltratie naar bodem | -               | 3,6              |
| atmosferische depositie                                 | 3,3             |                  | denitrificatie         | -               | 21,8             |
| rwzi effluent   | 0,46            | -                | sedimentatie           | -               | 1,9              |
| berging (in waterkolom,<br>waterbodem,<br>waterplanten) | -               | 0,4              |                        |                 |                  |
| <b>Totaal</b>   |                 | <b>46,5</b>      |                        |                 | <b>46,5</b>      |



**Figuur H.3**

Maandgemiddelde N-balans van het oppervlaktewater, gemiddeld voor de jaren 2004, 2006, 2007 en 2008.

### Fosforbalans

Tabel H.4 geeft de bepaalde jaargemiddelde fosforbalans van het oppervlaktewater. De maandgemiddelde inkomende en uitgaande fosforvrachten zijn weergegeven in figuur H.4. De retentie van fosfor is hierbij niet meegenomen waardoor het verschil tussen de inkomende en uitgaande vrachten een maat is voor de retentie. De op deze manier bepaalde retentie bedraagt 23% van de inkomende vrachten. Het model berekent een retentie van 10% (zie paragraaf 5.2.1). De inkomende en uitgaande vrachten verschillen door het jaar heen:

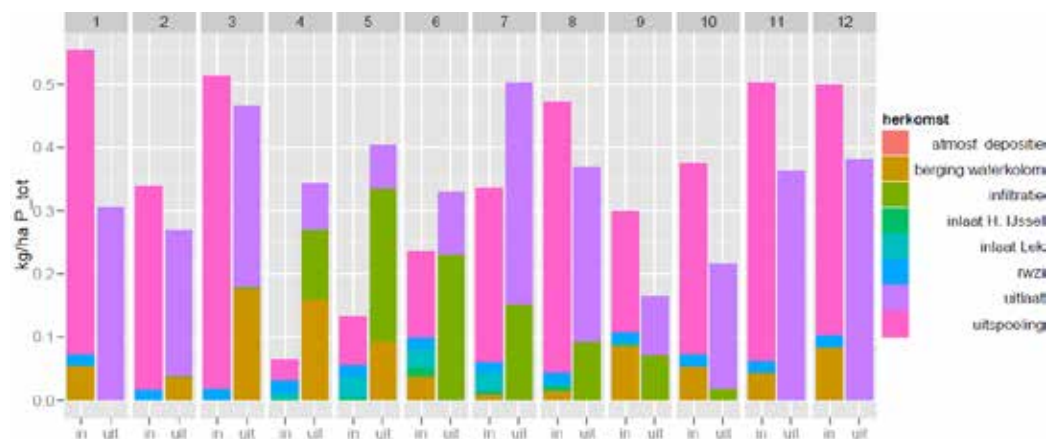
- In de winter is de bodem de belangrijkste bron.

- In de zomer is bodem de grootste bron (april t/m september) maar ook de grootste sink (april t/m juni) door de infiltratie van oppervlaktewater naar de bodem.
- De bijdrage van het inlaatwater in de zomer is gering, ondanks het feit dat de rivieren in april-juli de belangrijkste leverancier van water zijn. Dit komt door de lage fosforconcentraties van het ingelaten rivierwater.
- In de zomer, althans voor april t/m juni 'verdwijnt' er meer fosfor via infiltratie dan dat er wordt uitgeslagen.
- In maanden april t/m juli gaat er meer fosfor het oppervlaktewater uit dan wat erin komt, in tegenstelling tot de andere maanden.
- Dit duidt op nalevering van fosfor vanuit de waterbodem naar de waterkolom. In de winter opgeslagen fosfor in de waterbodem komt in het voorjaar/zomer vrij bij het op gang komen van de biochemische processen.
- Aangenomen dat het verschil tussen inkomende en uitgaande vrachten in april t/m juli puur wordt veroorzaakt door de waterbodem gaat het om een totale nalevering van 0,60 kg P /ha in deze periode. De nalevering stijgt tot 0,74 kg P/ha wanneer rekening wordt gehouden met de netto opname van fosfor door waterplanten, volgens berekeningen met NuswaLite. Dit komt overeen met een dagelijkse waterbodemnalevering van 0,74 g P/m<sup>2</sup> waterbodem, waarbij is aangenomen dat het waterbodempoppervlak 10% beslaat van het totale areaal van het stroomgebied, zoals volgt uit leggergegevens en de geometrie van de Top10-waterlopen.

**Tabel H.4**

Jaargemiddelde fosforbalans in het oppervlaktewater voor de jaren 2004, 2006, 2007 en 2008.

| Aanvoerterm  | data<br>(kg/ha) | model<br>(kg/ha) | Afvoerterm             | data<br>(kg/ha) | model<br>(kg/ha) |
|--|-----------------|------------------|------------------------|-----------------|------------------|
| uitspoeling  | -               | 3,54             | uitlaatwater           | 2,72            | 3,19             |
| inlaatwater  | 0,14            |                  | infiltratie naar bodem | -               | 1,19             |
| rwzi effluent  | 0,22            |                  | sedimentatie           | -               | 0,47             |
| berging (in<br>waterkolom,<br>waterbodem,<br>waterplanten) | -               | 0                |                        |                 |                  |
| <b>Totaal</b>  |                 | <b>3,90</b>      |                        |                 | <b>3,90</b>      |



**Figuur H.4**

Maandgemiddelde fosforbalans van het oppervlaktewater, gemiddeld voor de jaren 2004, 2006, 2007 en 2008.

