



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Analyse van de invloed van processen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater

Een modelstudie

L.P.A. van Gerven
H.M. Mulder
C. Siderius
T.P. van Tol-Leenders
A.A.M.F.R. Smit

Alterra-rapport 1855, ISSN 1566-7197
Reeks Monitoring Stroomgebieden 15

Analyse van de invloed van processen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater

Analyse van de invloed van processen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater

Een modelstudie

L.P.A. van Gerven

H.M. Mulder

C. Siderius

T.P. van Tol-Leenders

A.A.M.F.R. Smit

Alterra-rapport 1855

Reeks Monitoring Stroomgebieden 15

Alterra, Wageningen, 2009

REFERAAT

Van Gerven, L.P.A., H.M. Mulder, C. Siderius, T.P. van Tol-Leenders, A.A.M.F.R. Smit, 2009. *Analyse van de invloed van processen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater – Een modelstudie*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1855. 52 blz.; 15 fig.; 4 tab.; 19 ref.

Deze rapportage vormt een onderdeel van het project 'Monitoring Stroomgebieden'. Dit project onderzoekt het effect van het mestbeleid op de oppervlaktewaterkwaliteit in vier stroomgebieden representatief voor Nederland. Hiervoor is een modelinstrumentarium ontwikkeld wat de uitspoeling van water en nutriënten vanuit het landsysteem simuleert en vervolgens op dagbasis de waterkwantiteit en -kwaliteit in de waterlopen bepaalt. In deze studie zijn de meest onzekere parameterwaarden van de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule NUSWALITE gevarieerd om een idee te krijgen van de gevoeligheid van de parameters en bijbehorende waterkwaliteitsprocessen. Deze bandbreedteanalyse geeft aan of de eerder gevonden verschillen tussen de gemeten en berekende waterkwaliteit verklaard kunnen worden door de parameterisering van de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule. Ook geeft het inzicht in de werking van het model waardoor doelgericht gewerkt kan worden aan het verbeteren van het model.

Trefwoorden: fosfor, gevoeligheidsanalyse, nutriëntenbelasting, oppervlaktewaterkwaliteit, procesmodel, stikstof, stroomgebieden, waterkwaliteitsprocessen

ISSN 1566-7197

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

© 2009 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Aanleiding bandbreedteanalyse	11
1.2 Doelstelling bandbreedteanalyse	12
1.3 Modelsysteem Fase 3	12
1.4 Leeswijzer	14
2 Oppervlaktewaterkwaliteitsmodule	15
2.1 NUSWALITE in een notendop	15
2.2 Parameterkeuze en procesbeschrijving	17
2.2.1 Mineralisatie	18
2.2.2 Sorptie	19
2.2.3 Denitrificatie	20
2.2.4 Sedimentatie	21
2.2.5 Transportfractie voor drijvende biomassa	22
3 Methode	23
3.1 Bandbreedteanalyse	23
3.2 Range parameterwaarden	24
3.3 Analysemethode resultaten	24
4 Resultaten	27
4.1 Berekend versus gemeten	27
4.2 Invloed van de procesparameters	30
4.2.1 Denitrificatie	31
4.2.2 Sorptie	31
4.2.3 Sedimentatie	32
4.2.4 Mineralisatie	32
4.2.5 Transportfractie drijvende biomassa	37
5 Discussie	39
5.1 Gemeten versus berekende concentraties	39
5.2 Invloed en dominantie van processen	40
5.3 Methodiek	41
6 Conclusies en aanbevelingen	43
6.1 Conclusies	43
6.2 Aanbevelingen	44
Literatuur	45
<i>Bijlagen</i>	
A Parameterisatie voor de verschillende stroomgebieden	47
B Gemeten versus berekende concentraties	49

Woord vooraf

Deze rapportage ‘Analyse van de invloed van processen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater’ vormt een onderdeel van het project ‘Monitoring stroomgebieden’. Het primaire doel van dit project is het leveren van een bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid in een aantal representatieve stroomgebieden in karakteristieke landschappelijke regio’s. Het secundaire doel is om een methodiek te ontwikkelen die het mogelijk maakt en perspectieven biedt om deze methodiek ook in andere stroomgebieden in te voeren.

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

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

In de reeks rapportages van het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is per gebied een systeemverkenning verschenen. Op basis van deze uitgevoerde systeemverkenning wordt er aanvullend in de pilotgebieden gemeten en is het gefaseerd opzetten van een modelinstrumentarium per pilotgebied gestart. In 2007 en 2008 is Fase 3 uitgevoerd waarbij regiospecifieke data in de modellering is toegepast. Uit de systeemanalyses Fase 3 blijkt dat de regionale parameterisering van de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule groot effect heeft voor alle vier de gebieden.

Op grond van bovenstaande zijn de meest onzekere parameterwaarden van de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule gevarieerd om een idee te krijgen van de gevoeligheid van de parameters en bijbehorende waterkwaliteitsprocessen. De resulterende bandbreedte in de modeluitkomsten geeft aan of de eerder gevonden verschillen tussen de gemeten en berekende waterkwaliteit in de stroomgebieden verklaard kan worden door de parameterisering van de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule. Op basis van het verkregen modelinzicht met deze bandbreedte-analyse kan vervolgens doelgericht gewerkt worden aan het verbeteren van de oppervlaktewaterkwaliteitsprocessen en bijbehorende parameterwaarden in de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule.

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

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

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

Samenvatting

Voor het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is een bandbreedteanalyse uitgevoerd voor de oppervlaktewater kwaliteitsmodule aan de hand van de resultaten van de systeemanalyses Fase 3. In het modelsysteem Fase 3 is gebruik gemaakt van regionaal beschikbare data. Een onderdeel van deze regionalisatie is het regionaal bepalen van de procesparameters in het oppervlaktewater. De precieze bepaling van deze regionale parameterwaarden is echter lastig, omdat de oppervlakte waterkwaliteitsmodule (NUSWALITE) samengevoegde procesbeschrijvingen bevat en niet alle factoren die van invloed zijn op de processen meeneemt.

De doelstelling van deze bandbreedteanalyse van het oppervlaktewater kwaliteitsmodel is om;

- meer inzicht te krijgen in de invloed van parameterinstellingen en daarmee de invloed van de oppervlaktewater kwaliteitsmodule op de resultaten van de systeemanalyse Fase 3 van het project Monitoring Stroomgebieden.
- Meer inzicht te krijgen in de processen die bepalend zijn voor de modellering van nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater.

De parameters die daarvoor zijn gevarieerd hebben betrekking op; Mineralisatie, Sorptie, Denitrificatie, Sedimentatie en de Transport fractie voor drijvende biomassa (alleen voor poldergebieden).

De methodiek van de bandbreedteanalyse is gebaseerd op een ‘min-max-analyse’. De minimale en maximale parameterwaarden zijn bepaald aan de hand van literatuur in combinatie met ranges gebruikt bij eerdere model toepassingen en expert judgement. De verschillende combinaties leveren 16 verschillende parametersets op voor de snel afwaterende gebieden en 32 sets voor de poldergebieden waar ook de transportfractie wordt meegenomen. De resulterende bandbreedte aan nutriëntenconcentraties bij de uitstroompunten is vergeleken met de metingen en resultaten van Fase 3. Tevens is de invloed van de afzonderlijke waterkwaliteitsprocessen op de uitstroomconcentraties onderzocht.

De hoofdconclusie is dat de verschillen tussen gemeten en berekende concentraties in Fase3 van de systeemanalyse niet in de eerste plaats worden veroorzaakt door de onzekerheid in parameterwaarden. De metingen liggen buiten het bereik van de bandbreedte die volgt uit de verschillende varianten. Een nog onjuiste berekening van hydraulische verblijftijden in de kleinere waterlopen is mogelijk een oorzaak voor de verschillen. Wat echter zeker een grote rol speelt is de structurele overschatting of onderschatting van de nutriëntenbelasting vanuit het landsysteem.

Verder blijkt dat met de huidige procesformuleringen van NUSWALITE in de snelstromende systemen (Drentse Aa en Schuitenbeek) vaak maar één proces verantwoordelijk is voor de minimale of maximale bandbreedte. Voor totaal stikstof is dit denitrificatie, voor totaal fosfor is sorptie bepalend. Voor de poldersystemen

(Krimpenerwaard en Quarles van Ufford) zijn geen duidelijke dominante processen aan te wijzen, mede door de constantere watervolumes in combinatie met vaak grotere verblijftijden. In deze gebieden ligt een combinatie van processen vaak ten grondslag aan de boven- en ondergrens van de bandbreedte.

De aanbevelingen richten zich in de eerste plaats op een verdere verbetering van de modellering van de nutriëntenbelasting op het oppervlaktewater, en dan met name de uitspoeling vanuit het landsysteem. Een eerste stap hiertoe is het uitvoeren van een totale geïntegreerde gevoeligheids- en betrouwbaarheidsanalyse van zowel het land- als oppervlaktewatersysteem om zo de meest invloedrijke processen te bepalen.

Op basis van het verkregen modelinzicht met deze bandbreedteanalyse kan vervolgens doelgericht gewerkt worden aan het verbeteren van de oppervlaktewaterkwaliteitsprocessen en bijbehorende parameterwaarden in de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding bandbreedteanalyse

De aanleiding voor deze bandbreedteanalyse ligt in het project ‘Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders’, kortweg Monitoring Stroomgebieden. Het doel van het project is het leveren van een bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater en de invloed van het (mest)beleid hierop. Hiertoe wordt in het project Monitoring Stroomgebieden een monitoringsprogramma voor de nutriëntenstromen in een viertal gebieden ontwikkeld door het combineren van meten en modelleren. De aanpak dient als een blauwdruk voor andere gebieden. Om deze methode van monitoren uit te werken wordt het modelsysteem gefaseerd opgezet

Voor het simuleren van de stikstof en fosfor cyclus in het oppervlaktewater wordt het waterkwaliteitsmodel NUSWALITE gebruikt. Dit is een redelijk eenvoudig proces georiënteerd model ontworpen voor het modelleren van de wateren in kleine tot middelgrote stroomgebieden. Sommige processen zijn samengevoegd in dit model. Tevens zijn niet alle factoren die van invloed zijn op de processen bekend binnen NUSWALITE. Als gevolg hiervan wordt het bepalen van de procesparameters bemoeilijkt: informatie waarover het model niet beschikt moet op een slimme manier verwerkt worden in de parameterwaarden. Voor de vier gebieden binnen het project Monitoring Stroomgebieden zijn de parameters bepaald aan de hand van de verschillende karakteristieken van de gebieden in combinatie met expert judgement. Op deze wijze is in de modellering Fase 3 voor alle vier stroomgebieden een afzonderlijke stap ‘regionale parameters oppervlaktewater’ meegenomen. Uit de systeemanalyses Fase 3 (Roelsma et al, 2008; Jansen et al., 2008; Kroes et al., 2008 en Siderius et al, 2008) blijkt dat de regionale parameterisering van de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule op basis van expert judgement groot effect heeft op de oppervlaktewaterkwaliteit voor alle vier de gebieden in het project Monitoring Stroomgebieden.

Op grond van bovenstaande is het noodzakelijk een gevoeligheidsanalyse uit te voeren om de invloed van meest onzekere procesparameters te onderzoeken. Dit kan gedaan worden door een realistische minimale en maximale waarde te definiëren per parameter en combinaties van deze aangepaste parameters door te rekenen. De resulterende bandbreedte in de modeluitkomsten geeft een idee van de gevoeligheid van de parameters. Op basis van het verkregen modelinzicht met deze bandbreedteanalyse kan vervolgens doelgericht gewerkt worden aan het verbeteren van de oppervlaktewaterprocessen en bijbehorende parameterwaarden in de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule.

1.2 Doelstelling bandbreedteanalyse

De doelstelling van deze bandbreedteanalyse van het oppervlaktewater kwaliteitsmodel is om:

- Meer inzicht te krijgen in de invloed van parameterinstellingen en daarmee de invloed van de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule op de resultaten van de systeemanalyse Fase 3 van het project Monitoring Stroomgebieden.
- Meer inzicht te krijgen in de processen die bepalend zijn voor de modellering van nutriëntenconcentraties en hun onderlinge interactie.

Daarmee levert deze bandbreedteanalyse een bijdrage aan de analyse van de resultaten van Fase 3 in de verschillende stroomgebieden.

1.3 Modelsysteem Fase 3

De vier gebieden in het project Monitoring Stroomgebieden zijn uitgekozen op hun unieke kenmerken en zijn samen representatief voor een groot deel van Nederland. In tabel 1 zijn kenmerken van de verschillende stroomgebieden weergegeven.

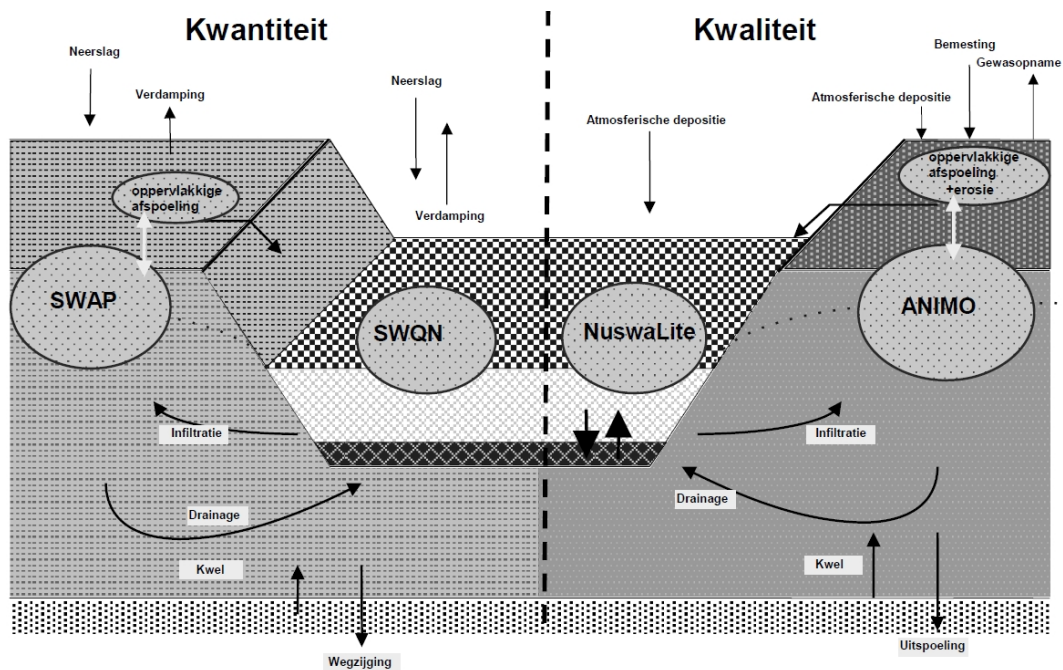
Tabel 1-1: Stroomgebieden van Monitoring Stroomgebieden

Stroomgebied	Kenmerken
Drentse Aa	Vrij afwaterend, zandgebied, laagbelast (qua nutriënten)
Schuitensbeek	Vrij afwaterend, zandgebied, hoogbelast/ middelmatig belast
Quarles van Ufford	Bemalinggebied, rivierkleigrond (zware klei) in combinatie met lichte klei/zavel (oeverwallen), 'normaal' belast
Krimpenerwaard	Polder, veenweidegebied, hoogbelast/ middelmatig belast

In alle vier de gebieden wordt hetzelfde instrumentarium toegepast om de nutriëntenconcentraties te simuleren en te voorspellen (Figuur 1-1). Dit model-instrumentarium, NL-CAT genaamd, beschrijft zowel de processen in het landsysteem wat betreft de waterkwantiteit (SWAP, Kroes en Van Dam, 2003) en de waterkwaliteit (ANIMO, Groenendijk et al., 2005) alsook de processen in het oppervlaktewater. Hiervoor wordt het waterkwantiteitsmodel SWQN (Smit et al., 2008) en het kwaliteitsmodel NUSWALITE (Siderius et al., 2008) gebruikt.

Bij het modelleren van Fase 3 ligt de nadruk op het gebruik van beschikbare regionale data in de modeltoepassing nadat in de eerste twee fases voornamelijk nog landelijk data gebruikt waren.

Een onderdeel van de regionalisatie in Fase 3 is het regionaal bepalen van de procesparameters is het oppervlaktewater. De verschillende omstandigheden in de gebieden hebben invloed op de snelheden van de interne processen. Zo verschilt bijvoorbeeld de samenstelling van het sediment tussen een veenweide- en een zandgebied en daarmee ook de sorptie van met name P deeltjes aan het sediment. Voor de vier gebieden van Monitoring Stroomgebieden zijn daarom vier verschillende parametersets afgeleid.



Figuur 1-1: Blokdigram van de verschillende modules van het NL-CAT modelinstrumentarium gebruikt in fase 3 van 'Monitoring Stroomgebieden'.

De precieze bepaling van deze regionale parameterwaarden is echter lastig. Zo zijn deze niet allemaal specifiek af te leiden voor de verschillende gebieden op basis van de beschikbare veld- en laboratoriumproeven. Daarnaast bevat het model NUSWALITE samengevoegde procesbeschrijvingen en worden niet alle factoren die van invloed zijn op de processen meegenomen, zoals de zuurstoftoestand in het water, de zuurgraad en de verhouding tussen opgelost nitraat en ammonium (zie ook hoofdstuk 2). Op grond van expert judgement moeten deze factoren ingebed worden in de schatting van de procesparameters. Als gevolg hiervan is het moeilijk een unieke parameterwaarde in te schatten en zou het beter zijn een range van mogelijke parameterwaarden te definiëren.

Bij de modellering van Fase 3 is echter gebruik gemaakt van één unieke set procesparameters per stroomgebied, op grond van een zo goed mogelijke inschatting met de huidige kennis. Het is nadrukkelijk niet de bedoeling in deze fase van het project te kalibreren op procesparameters omdat daarmee onvolledigheden en fouten in data of processen gecompenseerd kunnen worden, terwijl het juist de bedoeling is deze in verschillende stappen in het project te identificeren. Deze bandbreedteanalyse geeft echter de mogelijkheid om zonder kalibratie toch een idee te krijgen welke processen in het oppervlaktewater bepalend zijn. Daarbij wordt duidelijk welke invloed de onzekerheden in de procesparameters hebben op de berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater.

1.4 Leeswijzer

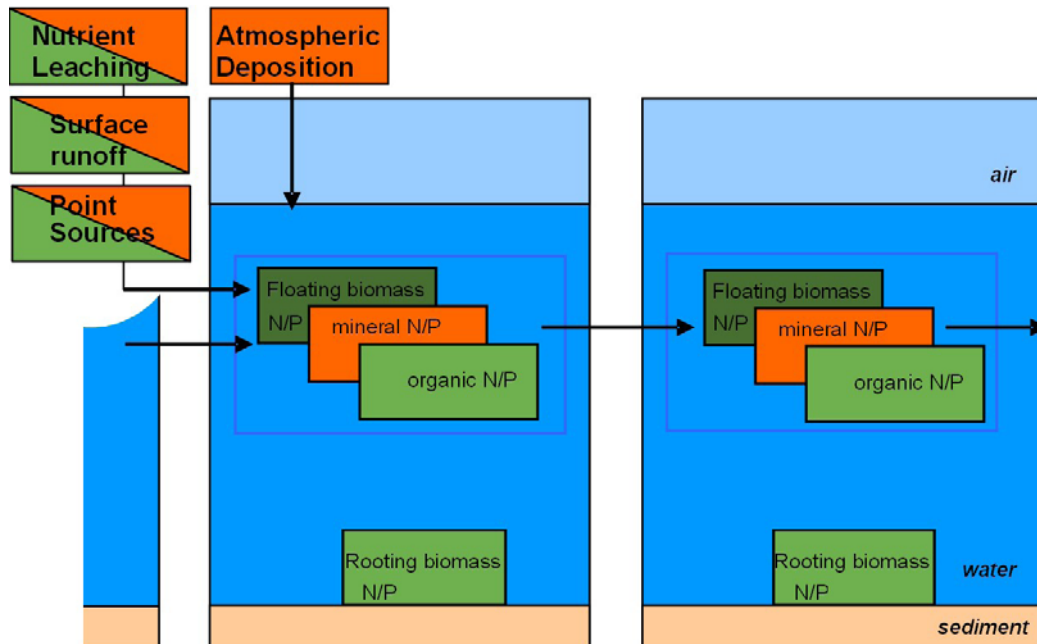
In hoofdstuk 2 wordt allereerst de werking van het waterkwaliteitsmodel NUSWALITE in het kort uitgelegd. Daarna volgt een motivatie waarom bepaalde procesparameters wel geselecteerd zijn voor de bandbreedteanalyse en andere parameters niet. De achterliggende processen van de geselecteerde parameters worden kort besproken en er wordt uitgelegd waardoor de waardebepaling van deze parameters bemoeilijkt wordt. Hoofdstuk 3 beschrijft de methode die gehanteerd is voor zowel de bandbreedteanalyse alsook voor de wijze van presenteren. Resultaten volgen in hoofdstuk 4 waarin voor de vier stroomgebieden de gemeten nutriëntenconcentraties vergeleken worden met de berekende bandbreedtes. Het tweede deel van de resultaten gaat in op de invloed van de afzonderlijke processen op de nutriëntenconcentraties waardoor duidelijk wordt welke processen bepalend zijn voor de waterkwaliteit in de zin van nutriëntenconcentraties. In hoofdstuk 5 volgt een discussie en in hoofdstuk 6 worden conclusies getrokken en aanbevelingen gedaan.

2 Oppervlaktewaterkwaliteitsmodule

In het project Monitoring Stroomgebieden wordt voor het berekenen van de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater gebruik gemaakt van de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule NUSWALITE. In dit hoofdstuk wordt het model inclusief parameters beschreven.

2.1 NUSWALITE in een notendop

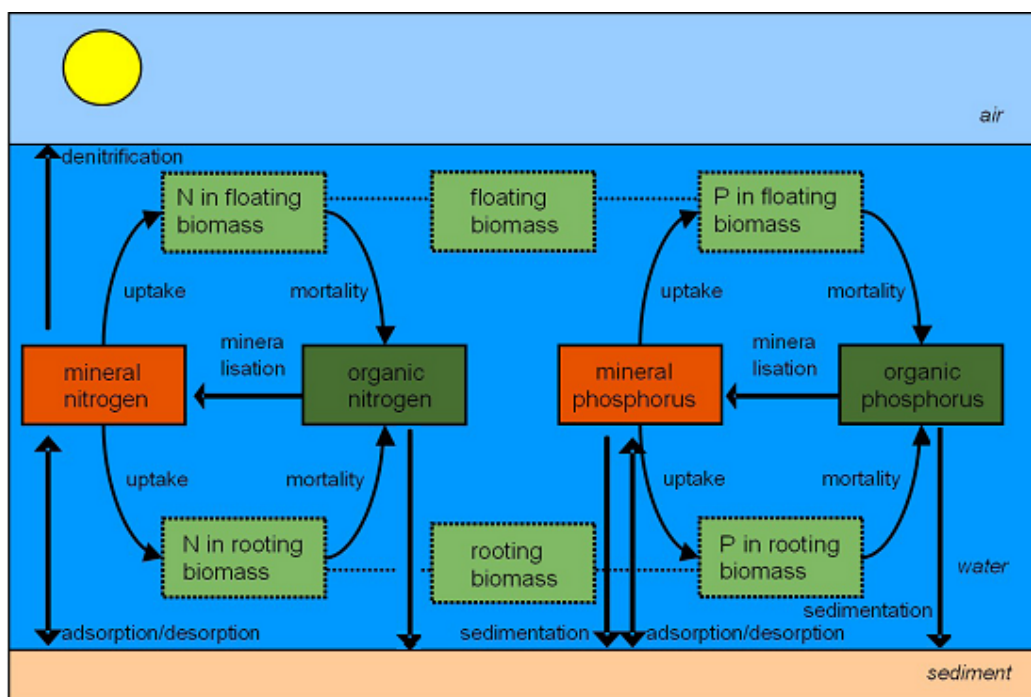
NUSWALITE is een procesgeoriënteerd waterkwaliteitsmodel dat de stikstof- en fosforcyclus in het oppervlaktewater beschrijft (Siderius et al., 2008). Het model is een simplificatie van het NUSWA (NUtrient modeling in Surface Waters) model (Van der Kolk et al., 1996) en is ontworpen voor het modelleren van kleine tot middelgrote stroomgebieden. De gesimplificeerde procesbeschrijving leidt weliswaar tot snellere reketijden, maar het vraagt tegelijkertijd meer kennis van de modelleur om te komen tot goede inschattingen voor de procesparameters. Als gevolg van de simplificaties hebben deze parameters veelal betrekking op samengevoegde processen en verliezen ze daardoor deels hun fysische betekenis. NUSWALITE is onder andere succesvol ingezet om de nutriëntenstromen in zes Europese stroomgebieden te simuleren voor het EuroHarp project (Schoumans et al., 2008).



Figuur 2-1: Nutriëntenbelasting en - transport in NUSWALITE tussen de verschillende compartimenten.

De schematisatie van het stroomgebied en bijbehorende afvoeren en waterstanden worden aangeleverd door een extern hydraulisch model. Voor Monitoring Stroomgebieden is hiervoor het door Alterra ontwikkelde model SWQN (Smit et al., 2008) gebruikt. Het stroomgebied wordt ingedeeld in een groot aantal oppervlakte-watercompartimenten. In NUSWALITE kunnen op een aantal manieren aan elk compartiment nutriënten toegevoegd worden: via uitspoeling vanuit het landsysteem, door middel van puntbronnen (bv RWZI's), via oppervlakkige afstroming of via atmosferische depositie (zie Figuur 2-1).

De opgelegde waterafvoeren bepalen hoe snel nutriënten via de compartimenten in benedenstroomse richting getransporteerd worden. Gedurende het transport kunnen nutriënten kunnen het modelsysteem definitief verlaten door denitrificatie (N), sedimentatie (P en N) en maaibeheer. Bij maaien worden waterplanten en de hierin opgeslagen hoeveelheden N en P uit het systeem deels verwijderd. De interactie binnen een watercompartiment tussen opgeloste nutriënten in het watersysteem, biomassa, de sedimentlaag en de lucht wordt weergegeven in Figuur 2-2.



Figuur 2-2: Interne processen in een watercompartiment volgens NUSWALITE

Buiten de verwijderprocessen zijn er de omzettingsprocessen die zorgen voor een bepaalde nutriëntenverdeling over de biomassa en de opgeloste minerale en organische fracties. NUSWALITE maakt onderscheid tussen drijvende waterplanten (bijv. kroos) en wortelende waterplanten (bijv. waterpest). Drijvende biomassa kan zich alleen goed ontwikkelen in eutrofe stilstaande wateren. In de sneller stromende vrij afwaterende gebieden komen met name wortelende waterplanten voor. De biomassa soorten concurreren met elkaar om licht en nutriënten. Zo vangt drijvende biomassa licht af zodat de groei van ondergedoken waterplanten belemmerd wordt.

Waterplanten nemen minerale nutriënten op uit het water voor hun groei. Deze groei is afhankelijk van de hoeveelheid zonlicht, de watertemperatuur en de aanwezigheid van nutriënten. De biomassasterfte in het model wordt gestuurd door de watertemperatuur en de hoeveelheid biomassa. Biomassasterfte resulteert in een toename van de organische fractie. Mineralisatie en denitrificatie zijn gemodelleerd als temperatuurafhankelijke eerste orde processen. Adsorptie/desorptie wordt gedreven door de hoeveelheid minerale nutriënten in combinatie met de sorptiecapaciteit van het sediment. De sedimentatie van N en P is afhankelijk van de waterdiepte en de bezinkingssnelheid. Voor een uitgebreide omschrijving van NUSWALITE wordt doorverwezen naar Siderius et al. (2008).

2.2 Parameterkeuze en procesbeschrijving

De snelheden van de waterkwaliteitsprocessen in het oppervlaktewater zijn afhankelijk van de condities binnen het stroomgebied. Alleen de belangrijkste factoren die de processen beïnvloeden zitten in NUSWALITE. Factoren zoals de zuurstoftoestand in het water, de zuurgraad en de verhouding tussen opgelost nitraat en ammonium worden niet meegenomen. Voordelen van deze gesimplificeerde procesbeschrijving zijn de snelle toepasbaarheid en de beperkte hoeveelheid benodigde invoerdata. Daarentegen wordt de bepaling van de procesparameters bemoeilijkt door deze simplificaties. Informatie waarover het model niet beschikt, maar die wel van invloed is op de processen, moet op een slimme manier verwerkt worden in de parameterwaarden. Door het samenvoegen van processen en stoffen (samenvoeging van opgelost organisch en particulier organisch, samenvoeging van opgelost nitraat en opgelost ammonium) verliezen de processen deels hun fysische betekenis. Dit maakt het moeilijk in de literatuur gevonden waarden voor processen direct over te nemen in NUSWALITE. Een deel van de in de systeemanalyse Fase 3 gekozen parameterwaarden bevat dan ook een bepaalde onzekerheid.

De bandbreedteanalyse wordt uitgevoerd om inzicht te krijgen van de invloed van de parameters op de modeluitkomsten. Hiervoor zijn parameters geselecteerd op grond van hun onzekere waarden in combinatie met hun verwachte invloed op de resultaten. Voor zowel de snelstromende systemen Drentse Aa en Schuitembeek, als de poldersystemen Krimpenerwaard en Quarles van Ufford, hebben de geselecteerde parameters betrekking op:

- Mineralisatie
- Sorptie
- Denitrificatie
- Sedimentatie
- Transport fractie voor drijvende biomassa (alleen voor polder gebieden).

Met uitzondering van de transportfractie voor drijvende biomassa zijn er voor de bandbreedteanalyse geen parameters geselecteerd met betrekking tot de groei en sterfte van biomassa. De parameterwaarden voor drijvende en wortelende waterplanten zijn gebaseerd op literatuurwaarden voor respectievelijk kroos en waterpest (Siderius et al, 2008), de meest voorkomende soorten in de Nederlandse

kleine wateren. In de volgende secties worden de processen besproken waarop de bandbreedteanalyse betrekking heeft.

2.2.1 Mineralisatie

Mineralisatie, de omzetting van organisch N en P naar mineraal N en P, wordt in NUSWALITE gemodelleerd als een 1^{ste} orde proces:

$$\frac{dV_w c_{\text{mineraal}}}{dt} = k_{mi} (1 + \beta_{mi})^{T-20} V_w c_{\text{organisch}} \quad (2.1)$$

Waarin:

term	omschrijving	eenheid
k_{mi}	mineralisatiesnelheid	d^{-1}
$c_{\text{organisch}}$	concentratie organisch N/P in water	g/m^3
c_{mineraal}	concentratie mineraal N/P in water	g/m^3
β_{mi}	temperatuurscoëfficiënt mineralisatie	(-)
V_w	watervolume	m^3
T	watertemperatuur	$^{\circ}C$

In werkelijkheid vindt mineralisatie plaats in 2 stappen: van particulier organisch N en P (afvalproduct stervende biomassa) naar opgelost organisch N en P en vervolgens naar ammonium/fosfaat (Van der Kolk et al., 1996). NUSWALITE heeft geen particuliere N en P poel en veronderstelt dus dat sterfte van biomassa gelijk bijdraagt aan de opgeloste organische fractie. Tevens worden ammonium en nitraat samengevoegd in een minerale poel binnen NUSWALITE. Hierdoor ontstaat als gevolg van mineralisatie gelijk nitraat terwijl dit in werkelijkheid ontstaat als gevolg van nitrificatie van ammonium met behulp van zuurstof.

Daarnaast is mineralisatie in werkelijkheid o.a. afhankelijk van de watertemperatuur, de zuurgraad en het zuurstofgehalte in het water in combinatie met zuurstofvraag van bijvoorbeeld organisch materiaal. In NUSWALITE is dit proces gesimplificeerd tot enkel een temperatuursafhankelijk proces. De bovengenoemde simplificaties maken het moeilijker de mineralisatie snelheid in te schatten.

Een waterloop in een veenweidegebied zal in het algemeen zuurstofarmer zijn dan een sneller stromende vrij afwaterende waterloop in zandgebied. Hierdoor is er minder mineralisatie in een veenweide waterloop te verwachten. Daarentegen zal de zuurstofvraag in de veenweide waterloop groter zijn dan in de waterloop in een zandgebied, gezien de dikke laag organisch sediment in vergelijking met de dunne laag mineraal sediment in zandgebieden. Door deze extra zuurstofvraag zal de reaëratie toenemen (er diffundeert meer zuurstof vanuit atmosfeer naar het water) waardoor de mineralisatie weer iets zal toenemen. Netto gezien zal er op grond van bovenstaande weinig verschil zijn tussen de mineralisatie in een veenweide waterloop en een waterloop in een zandgebied, al is het moeilijk hier algemene uitspraken over te doen omdat lokale omstandigheden zeer bepalend kunnen zijn.

2.2.2 Sorptie

In NUSWALITE kan er adsorptie plaatsvinden door hechting van mineraal N en P aan het sediment (adsorptie), bijvoorbeeld aan aluminium- en ijzerdeeltjes in het sediment. Tevens kan er desorptie plaatsvinden door diffusie of resuspensie waarbij geadsorbeerd mineraal N en P weer in opgeloste vorm in de waterfase terecht komt. Sorptie is een proces dat met name invloed heeft op mineraal P; op mineraal N is de invloed veel kleiner. Er stelt zich een evenwicht in tussen ad- en desorptie dat in NUSWALITE gelineariseerd is, een benadering van de beschrijving van sorptie volgens de Langmuir isotherm voor lage concentraties (Enfield et al., 1981):

$$\left(\frac{dV_w c_{\text{mineraal}}}{dt} \right)_{\text{adsorption}} = k_a \bar{V}_s \rho_s \left(\frac{dc_{\text{mineraal}}}{dt} \right)_{\text{sediment}} \quad (2.2)$$

Waarin:

term	omschrijving	eenheid
V_s	sedimentvolume	m^3
ρ_s	sedimentdichtheid	g/m^3
k_a	potentiële adsorptiecapaciteit van het sediment	m^3/g

De sorptie van mineraal P wordt in werkelijkheid met name gestuurd door de verhouding Fe^{2+}/Fe^{3+} die afhankelijk is van het zuurstofgehalte wat over het jaar heen varieert. De sorptie van mineraal N (in werkelijkheid alleen ammonium) is van een kleinere orde van grootte dan die van P en wordt constant verondersteld over het jaar heen. De sorptie is tevens afhankelijk van de hoeveelheid sediment ($=\rho_s V_s$). Het volume van het sediment wordt in NUSWALITE berekend door het bodemoppervlak van het betreffende watercompartiment te vermenigvuldigen met de sedimentdikte (H_{sed}). De sorptiecapaciteit van mineraal P wordt verondersteld geen seizoensvariatie te hebben.

De adsorptie is afhankelijk van het sedimentsoort. De potentiële adsorptiecapaciteit van klei is groot, die van zand middelmatig tot groot terwijl mineraal N/P zich moeilijk hecht aan veensediment. De massa van het sediment zal ook sterk verschillen tussen de verschillende stroomgebieden. Ten eerste hebben de stroomgebieden te maken met andere dichtheden van het sediment. De bulkdichtheid van zandsediment is ongeveer 1600 kg/m^3 , voor klei ongeveer 1100 kg/m^3 en voor veen ongeveer 300 kg/m^3 (CTV, 1988). Ten tweede zal er een verschil zijn in de dikte van de sedimentlaag. Een veenweidestroom/rivier wordt vaak gekenmerkt door een dikke organische sedimentlaag van enkele tientallen centimeters dik, tevens afhankelijk van de hoeveelheid baggeren. In de zandgebieden zal de sedimentlaag waarschijnlijk dunner zijn (paar centimeter) en in Quarles van Ufford zal de sedimentlaag naar schatting iets dikker zijn dan in de zandgebieden. Waar in de bepaling van de sedimentdikte rekening moet worden gehouden is dat de sedimentlaag niet over het gehele dwarsprofiel van de waterloop dezelfde dikte heeft.

2.2.3 Denitrificatie

Onder zuurstofarme omstandigheden gebruiken sommige bacteriën nitraat in plaats van zuurstof voor hun respiratie (ademhaling). Hierbij wordt nitraat omgezet in gasvorm (N_2 en soms N_2O) wat ontsnapt naar de atmosfeer (Gumbrecht, 1993). Dit proces wordt denitrificatie genoemd en in NUSWALITE gemodelleerd als een 1^{ste} orde proces:

$$\frac{dV_w c_{N_{\text{mineraal}}}}{dt} = -k_{\text{den}} (1 + \beta_{\text{den}})^{T-20} V_w c_{N_{\text{mineraal}}} \quad (2.3)$$

Waarin:

term	omschrijving	eenheid
k_{den}	denitrificatiesnelheid	d^{-1}
$c_{N_{\text{mineraal}}}$	concentratie aan opgelost mineraal-N	g/m^3
β_{den}	temperatuurscoëfficiënt denitrificatie	(-)

Denitrificatie vindt met name plaats in de anaerobe sedimentlaag maar kan ook plaatsvinden in biofilms met denitrificerende bacteriën die vastkleven aan waterplanten. In werkelijkheid is de denitrificatie afhankelijk van o.a. de watertemperatuur, de hoeveelheid afbreekbaar organisch materiaal, de zuurgraad, de hoeveelheid bicarbonaat in het water (hardheid), het type micro-organismen (afhankelijk van het trofieniveau en landschapskenmerken) en het zuurstofgehalte in het water in combinatie met zuurstofvraag van bijvoorbeeld organisch materiaal (Erikson en Weisner, 1999). Onder zuurstofarme omstandigheden is de denitrificatie in het algemeen groter.

In NUSWALITE is de denitrificatie gesimplificeerd tot enkel een temperatuursafhankelijk proces. Tevens zijn in NUSWALITE de fracties mineraal ammonium en mineraal nitraat samengevoegd tot mineraal N, terwijl in werkelijkheid alleen (mineraal) nitraat denitrificeert.

Een waterloop in een veenweidegebied is in het algemeen zuurstofarmer dan een snelstromende waterloop in een zandgebied. Hierdoor verwacht je een hogere denitrificatiesnelheden in een veenweidewaterloop. Daarentegen zorgt de hoge uitspoeling van ammonium, als gevolg van de vaak zuurstofarme toestand van het landsysteem, in een polder tot een grotere verhouding opgelost ammonium ten opzichte van nitraat in het oppervlaktewater. De omzetting van ammonium naar nitraat gaat namelijk zeer langzaam onder zuurstofarme omstandigheden. Aangezien in NUSWALITE ammonium en nitraat samengevoegd worden tot mineraal N moet op grond van bovenstaande de denitrificatiesnelheid weer lager ingeschat worden voor een poldergebied. Netto gezien is de denitrificatiesnelheid voor poldergebieden iets hoger ingeschat.

2.2.4 Sedimentatie

Sedimentatie, zijnde de verwijdering van mineraal P door irreversibele sedimentatie (Brenner et al., 2006) alsmede de verwijdering van organisch N en P uit het watersysteem als gevolg van irreversibele depositie van afgestorven biomassa, wordt in NUSWALITE gemodelleerd als een 1^{ste} orde proces:

$$\frac{dV_w c_{P_{\text{mineraal}}}}{dt} = -k_{\text{sed}} V_w c_{P_{\text{mineraal}}} \quad (2.4)$$

en

$$\frac{dV_w c_{\text{organisch}}}{dt} = -k_{\text{sed}} V_w c_{\text{organisch}} \quad (2.5)$$

Waarin:

term	omschrijving	eenheid
k_{sed}	sedimentatiesnelheid = w_s / h	d^{-1}
w_s	bezinkingssnelheid	m/d
h	waterdiepte	m
$c_{P_{\text{mineraal}}}$	concentratie aan opgelost mineraal-P	g/m ³

In werkelijkheid zal organisch N en P niet sedimenteren maar sedimenteert particulier N en P. Wanneer biomassa afsterft ontstaat particulier N en P dat vervolgens omgezet wordt naar opgelost organisch N en P. In NUSWALITE bestaat echter geen particuliere poel en komt gestorven biomassa direct als opgelost organisch materiaal in het systeem. Ter compensatie sedimenteert een deel van het organische N en P in het water in NUSWALITE.

Voor P is sedimentatie het belangrijkste verwijderproces. Buiten de sedimentatie van particulier P kunnen ook minerale P-deeltjes sedimenteren doordat ze zich kunnen binden aan zwevende deeltjes in het water en vervolgens kunnen bezinken. Een deel van het gesedimenteerde P kan weer in oplossing komen door bioturbatie, hoge stroomsnelheden of windinvloed. Gesedimenteerd P kan ook begraven worden in het sediment wat als verwijdering wordt beschouwd (Brenner et al., 2006).

De bezinkingssnelheid is sterk afhankelijk van de stroomsnelheid. Bezinking zal eerder optreden in stilstaand en langzaamstromend water dan in snelstromende systemen. In dwarsprofielen met veel vegetatie nabij de oevers zal met name in die delen bezinking optreden. Aangezien de vrij afwaterende Drentse Aa en Schuitenbeek gemiddeld genomen een hogere stroomsnelheid hebben dan de Krimpenerwaard en Quarles van Ufford zal de sedimentatie in deze eerste twee stroomgebieden lager zijn.

Informatie over de stroomsnelheden en de hoeveelheid particuliere en zwevende nutriënten moet verwerkt worden in de waarde van de bezinkingssnelheid die aan

NUSWALITE opgegeven wordt. Hierdoor verliest de bezinkingssnelheid deels z'n fysische betekenis

2.2.5 Transportfractie voor drijvende biomassa

De transportfractie voor drijvende biomassa geeft de fractie kroos die getransporteerd wordt door het water. Een waarde van bijvoorbeeld 0,1 komt overeen met 10% van het kroos dat meegevoerd wordt door het water. In de poldergebieden kan in de stagnante wateren en in aanwezigheid van voldoende nutriënten een flink kroosdek ontstaan in het voorjaar en de zomer. Bij lage stroomsnelheden zal niet al het kroos in het kroosdek in beweging komen. Er is een bepaalde drempelstroomsnelheid nodig om het kroos mee te kunnen voeren. Daarnaast beperken kunstwerken zoals stuwen en duikers de verplaatsing van kroos door het systeem, waarvan de invloed niet is meegenomen in het model.

Het is moeilijk om precies in te schatten welk percentage van het kroos meegevoerd wordt. Hoe meer kroos getransporteerd wordt des te kleiner de verblijftijd in het watersysteem en des te slechter het kroos zich kan ontwikkelen.

3 Methode

De precieze bepaling van regionale parameterwaarden in NUSWALITE is lastig. Enerzijds komt dit doordat de parameterwaarden niet allemaal specifiek af te leiden zijn op basis van de vaak beperkt beschikbare veld- en laboratoriumgegevens. Anderzijds komt dit door de samengevoegde procesbeschrijving in NUSWALITE en omdat niet alle factoren die van invloed zijn op de processen in NUSWALITE worden meegenomen. De bandbreedteanalyse is uitgevoerd om meer inzicht te krijgen in de processen die bepalend zijn voor de modellering van nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewatersysteem. Tevens is de bandbreedteanalyse uitgevoerd om meer inzicht te krijgen in de invloed van parameterinstellingen.

3.1 Bandbreedteanalyse

Uit de systeemanalyses Fase 3 (Roelsma et al, 2008; Jansen et al., 2008; Kroes et al., 2008 en Siderius et al, 2008) blijkt dat de regionale parameterisering van de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule op basis van expert judgement groot effect heeft voor alle vier de gebieden in het project Monitoring Stroomgebieden. Op grond hiervan is het noodzakelijk een gevoeligheidsanalyse uit te voeren om de invloed van meest onzekere procesparameters te onderzoeken. Dit kan bijvoorbeeld gedaan worden door een realistische minimale en maximale waarde te definiëren per parameter en combinaties van deze aangepaste parameters door te rekenen. De resulterende bandbreedte in de modeluitkomsten geeft een idee van de gevoeligheid van de parameters. Op basis van deze informatie kan vervolgens doelgericht gewerkt worden aan het verbeteren van de oppervlaktewaterprocessen in modellen.

Bij de bandbreedteanalyse (min-max analyse) wordt voor elke relevante parameter p_i een minimum waarde $p_i^{\min}$ en een maximum waarde $p_i^{\max}$ vastgesteld. Wanneer er k parameters gevarieerd worden levert dit 2^k mogelijke parametersets op, waarbij wordt aangenomen dat deze combinaties fysisch mogelijk zijn. Verder wordt aangenomen dat in het interval $[p_i^{\min}, p_i^{\max}]$ de responsvariabele $y_j = f(p_i, \dots)$ monotoon stijgend dan wel dalend is in $[p_i^{\min}, p_i^{\max}]$. Is dit niet het geval dan wordt de bandbreedte mogelijkswijs onderschat, omdat er dan een y_j kan bestaan buiten het interval $[y_j(p_i^{\min}), y_j(p_i^{\max})]$. Ter illustratie: Voor $k = 2$ zijn de volgende vier parametersets mogelijk: $\{p_1^{\min}, p_2^{\min}\}$, $\{p_1^{\min}, p_2^{\max}\}$, $\{p_1^{\max}, p_2^{\min}\}$ en $\{p_1^{\max}, p_2^{\max}\}$.

De berekende minimale en maximale responsies geven slechts de ‘bandbreedte’ weer op grond van de geselecteerde parameterminima en –maxima. Er ligt geen statistisch model aan ten grondslag zoals bij een formele statistische gevoeligheidsanalyse. Het uitvoeren van een formele gevoeligheidsanalyse is zeer rekenintensief en valt buiten de doelstelling van dit onderzoek.

3.2 Range parameterwaarden

Zoals toegelicht in paragraaf 2.2 zijn voor de snelstromende vrij afwaterende gebieden (Schuitenbeek en Drentse Aa) de NUSWALITE-parameters behorende bij 4 processen gevarieerd. Voor Quarles van Ufford en de Krimpenerwaard wordt aanvullend de transportfractie van drijvende biomassa gevarieerd. De geselecteerde procesparameters zijn weergegeven in Tabel 3.1. De twee parameters die betrekking hebben op de sedimentatie van de minerale en de organische fractie zullen gezamenlijk gevarieerd worden waardoor ze samen een cluster vormen. Dit resulteert in 16 (2^4) mogelijke parametersettings voor de vrij afwaterende gebieden en 32 (2^5) parametersettings voor de poldergebieden.

De minimale en maximale parameterwaarden zijn bepaald aan de hand van ranges gebruikt bij eerdere modeltoepassingen, literatuurwaarden en expert judgement. Zo zijn gebruikte ranges voor het EuroHarp project (Schoumans et al., 2008) geanalyseerd waar NUSWALITE succesvol ingezet is om de nutriëntstromen in zes Europese stroomgebieden te simuleren. Tevens is gekeken naar de parameterisering gebruikt bij toepassingen van NUSWA (Hendriks et al., 1994 en Hendriks et al., 2002).

Tabel 3.1: Geselecteerde parameters voor gevoeligheidsanalyse.

Parameter	symbool	eenheid	cluster	min	max
mineralisatiesnelheid	k_{mi}	d ⁻¹	1	0.1	0.5
denitrificatiesnelheid	k_{den}	d ⁻¹	2	0.01	0.2
potentiële adsorptiecapaciteit van het sediment voor mineraal P	$k_{a,p}$	m ³ /g	3	0.0001	0.001
bezinkingssnelheid minerale fractie	$w_{s,min}$	m/d	4	0.05	0.25
bezinkingssnelheid organische fractie	$w_{s,org}$	m/d	4	0.05	0.1
transportfractie drijvende biomassa*	f_{adv}	(-)	5	0.1	1

* Wordt alleen gevarieerd in de poldergebieden (Krimpenerwaard en Quarles van Ufford)

3.3 Analysemethode resultaten

De resultaten van de bandbreedteanalyse zijn per stroomgebied weergegeven. Dit wordt op twee manieren gedaan:

- De met het modelsysteem Fase 3 berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater (aan de hand van de parameterisering in bijlage A) inclusief de berekende bandbreedtes zijn vergeleken met de gemeten concentraties op de uitstroompunten. De Krimpenerwaard heeft in tegenstelling tot de andere stroomgebieden meerdere uitstroompunten (vijf) waarvan het rekenkundig gemiddelde bepaald is.
- Het effect van het verhogen van een procesparameterwaarde op de berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater is vergeleken ten opzichte van de resultaten verkregen met minimale parameterwaarden. Op deze manier wordt duidelijk welke processen bepalend zijn en wat hun werking is. Er is gekeken of de minimale en maximale bandbreedte met name door één proces veroorzaakt zijn of dat er een combinatie van processen aan ten grondslag ligt.

De resultaten zijn weergegeven voor zes verschillende nutriëntenpoelen:

- Totale opgeloste fractie N (mineraal N + organisch N) in oppervlaktewater
- Opgeloste fractie mineraal N (nitraat en ammonium) in oppervlaktewater
- Opgeloste fractie organisch N in oppervlaktewater
- Totale opgeloste fractie P (mineraal P + organisch P) in oppervlaktewater
- Opgeloste fractie mineraal P in oppervlaktewater
- Opgeloste fractie organisch P in oppervlaktewater

Hoewel de berekeningen uitgevoerd zijn voor de periode van 1986 t/m 2000 worden alleen de jaren 1995 t/m 2000 weergegeven en geanalyseerd. Deze jaren geven een representatief beeld van de invloed en werking van de waterkwaliteitsmodule op de nutriëntenconcentraties. Op deze manier wordt de tijdas uitgerekend wat de analyse ten goede komt. De schaal van de y-as varieert. Dit dient in acht genomen te worden bij het bekijken van de resultaten.

4 Resultaten

4.1 Berekend versus gemeten

Gegeven de schematisering, de hydrologie en de nutriëntenbelasting in een stroomgebied geeft de bandbreedteanalyse en de bijbehorende band in de berekende nutriëntenconcentraties een maat voor de onzekerheid in de waterkwaliteitsmodellering. In de figuren 4.1 t/m 4.4 is te zien dat de gemeten totale stikstof- en totale fosforconcentraties voor een groot gedeelte niet binnen deze band vallen. De gemeten en berekende concentraties van de minerale en organische fracties worden vergeleken in bijlage B.

De Krimpenerwaard laat de grootste verschillen zien tussen gemeten en berekende concentraties waarbij de berekende concentraties inclusief de berekende band substantieel lager uitvallen. Ook bij Quarles van Ufford zijn de berekende concentraties, met name voor stikstof, lager dan de gemeten waarden en liggen de gemeten waarden grotendeels buiten het bereik van de band. In de vrij afwaterende gebieden de Drentse Aa en de Schuitenbeek worden de stikstofconcentraties juist te hoog berekend hoewel in de Schuitenbeek een metingen deels binnen de band vallen.

Voor alle gebieden lijkt de parameterinstelling van de waterkwaliteitsmodule in de Fase 3 modelberekening niet de bepalende factor in de onder- of overschatting van de nutriëntenconcentraties bij de huidige nutriëntenbelasting vanuit de verschillende bronnen. In de systeemanalyses Fase 3 wordt aangegeven dat de uitspoeling vanuit het landsysteem nog niet correct is. In het veenweidegebied van de Krimpenerwaard is deze mogelijk te laag vanwege een te lage initiële oplading van de bodemconcentraties in het modelsysteem (Kroes et al., 2008). In de Quarles van Ufford polder worden mogelijk bepalende processen zoals macroporiën niet voldoende meegenomen (Siderius et al., 2008). In de Drentse Aa en de Schuitenbeek wordt geconcludeerd dat de uitspoeling van stikstof waarschijnlijk te hoog wordt berekend (Roelsma et al., 2008 en Jansen et al., 2008). In de Krimpenerwaard en Quarles van Ufford is de aangenomen hoeveelheid gebiedsvreemd inlaatwater met bijbehorende nutriëntenconcentraties ook een bron van onzekerheid.

De berekende band in de nutriëntenconcentraties laat eenzelfde soort dynamiek zien als de Fase 3 berekeningen. Dit geeft aan dat het waterkwaliteitsmodel sterk invoergedreven is, zeker wanneer er sprake is van kleine hydraulische verblijftijden waardoor waterkwaliteitsprocessen in de waterloop nauwelijks hun werk kunnen doen en het watersysteem beschouwd kan worden als een doorspoelbak. Hierdoor is het niet waarschijnlijk dat andere parameterinstellingen zullen leiden tot een structurele verandering van de dynamiek onder de huidige belasting.

Het valt op dat de berekende concentraties van de vrij afwaterende gebieden een stuk dynamischer zijn door het jaar heen. Dit kan deels verklaard worden door de grote dynamiek in waterstanden in vergelijking met de poldergebieden die geringe

dynamiek vertonen als gevolg van gecontroleerde waterpeilen. In natte periodes kan er sprake zijn van enorme afvoeren terwijl gedurende zomerdroogte bovenstroomse delen kunnen droogvallen. Het minder dynamische karakter van de poldergebieden in combinatie met een door het jaar heen relatief constant watervolume heeft een bufferende invloed op de concentraties. Deze invloed is ook merkbaar in de effecten van de afzonderlijk gevarieerde procesparameters (zie paragraaf 4.2) die groot zijn voor de vrij afwaterende gebieden ten tijde van lage waterstanden (zomer).

Abrupte toenames in de nutriëntenconcentraties (zoals te zien bij de Drentse Aa en Schuitenbeek), als gevolg van een abrupte externe input aan nutriënten, lijken gepaard te gaan met een zeer kleine bandbreedte. Wanneer de tijds uitgerekt zou worden is deze bandbreedte echter wel zichtbaar. Vandaar dat de bandbreedte duidelijker te zien is bij de geleidelijker dalende concentraties na een nutriëntenpiek.

Het is moeilijk om een uitspraak te doen over de dynamiek in de gemeten nutriëntenconcentraties, gezien de beperkte frequentie van de metingen. Voor de Drentse Aa en de Schuitenbeek lijken de gemeten totale stikstofconcentraties minder dynamisch dan de berekeningen. De gemeten totale fosforconcentraties lijken daarentegen juist dynamischer. Voor de poldergebieden, met name in de Krimpenerwaard, lijken de metingen in het algemeen dynamischer van aard. De dynamiek in de metingen kan deels het gevolg zijn van het tijdstip van meten binnen de dag. Aangezien veel biologische processen van invloed op de waterkwaliteit (zoals respiratie en denitrificatie) beïnvloed worden door daglicht kunnen er significante verschillen ontstaan tussen de dag- en nachtconcentraties, waardoor de concentraties binnen een dag geleidelijk variëren. Met name in stagnante wateren kan dit effect groot zijn.

De band voor stikstof is in het algemeen groter dan voor fosfor in de vier gebieden. Dit is gerelateerd aan de grote invloed van de denitrificatieparameter, die alleen op stikstof effect heeft (zie paragraaf 4.2). De Schuitenbeek laat de grootste bandbreedte zien voor zowel stikstof als fosfor. Aangezien de snelheden van de meeste waterkwaliteitsprocessen afhankelijk zijn van de nutriëntenconcentraties, gaan hogere concentraties in het algemeen gepaard met grotere banden. De hydraulische verblijftijd, en daarmee de tijd die processen hebben om aan te grijpen, speelt ook een belangrijke rol. Dit verklaart de relatief grote band voor de Krimpenerwaard.

Tabel 4-1 geeft een schematisch overzicht van de verschillen tussen gemeten en berekende concentraties van de in het oppervlaktewater opgeloste nutriënten voor de vier stroomgebieden, gebaseerd op de figuren 4.1 t/m 4.4 en de figuren in bijlage B.

Tabel 4-1: Afwijking van de gemeten concentraties ten opzichte van de berekende bandbreedte aan concentraties voor de vier stroomgebieden

Stroomgebied	totaal N	mineraal N	organisch N	totaal P	mineraal P	organisch P
Drentse Aa	-	-	-	-	+	-
Schuitenbeek	-	-	-	-	-	-
Krimpenerwaard	--	x	x	--	x	x
Quarles van Ufford	-	+	-	+	o	o

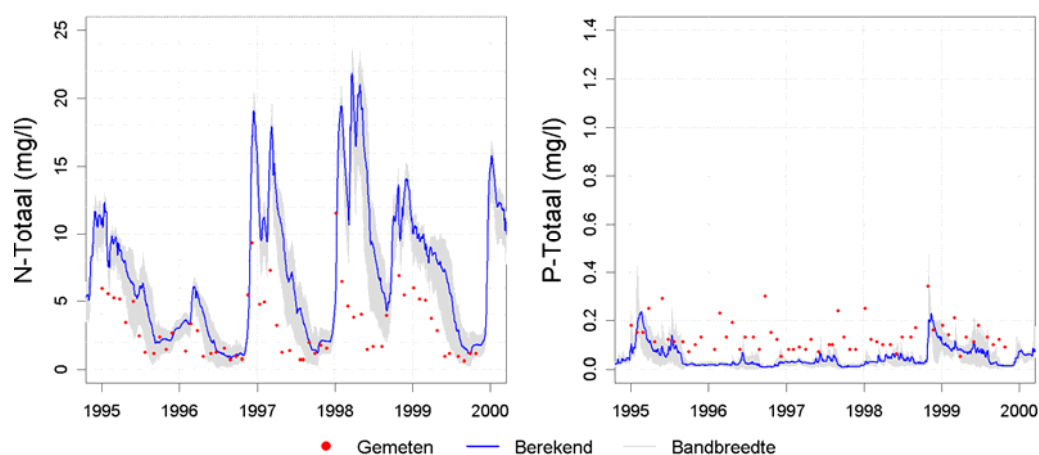
+ Metingen vallen grofweg binnen bandbreedte berekeningen

- Kleine structurele afwijking van metingen ten opzichte van bandbreedte

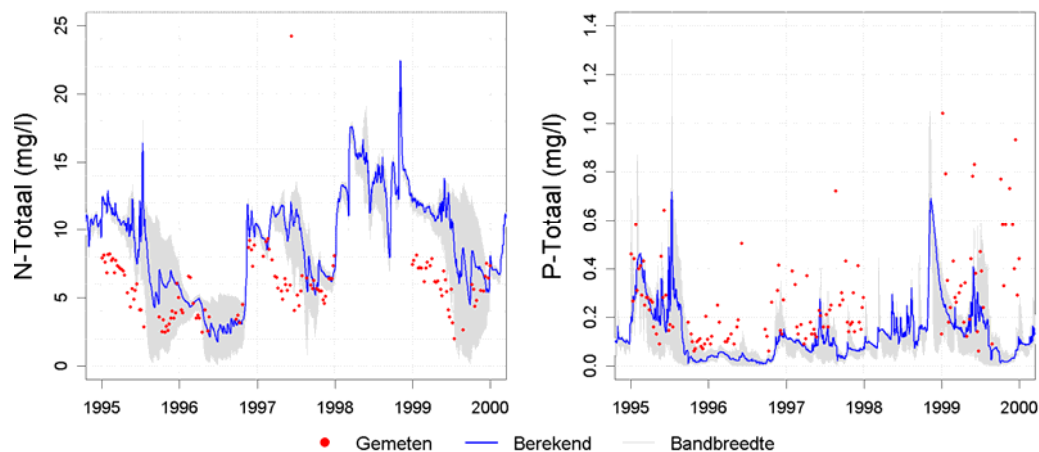
-- Vrijwel geen metingen vallen binnen bandbreedte: grote structurele afwijking

x Geen data beschikbaar

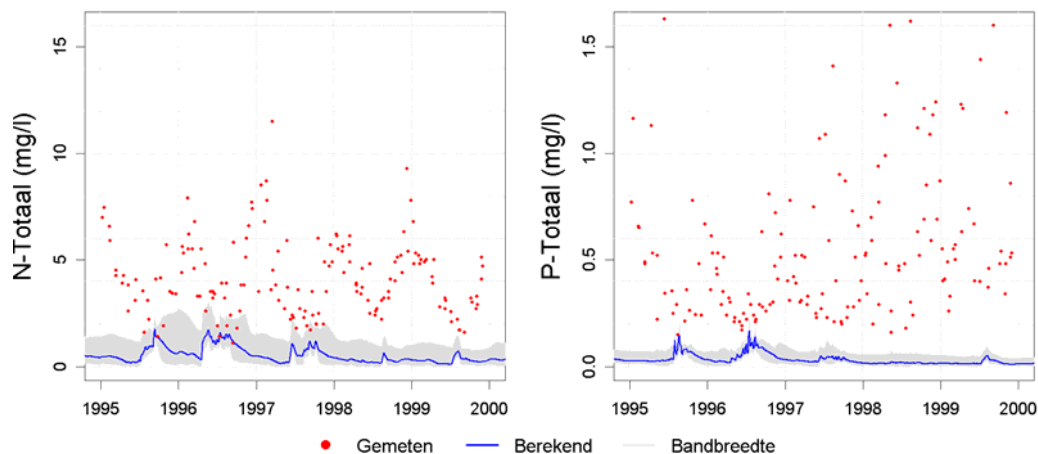
o Te weinig data beschikbaar



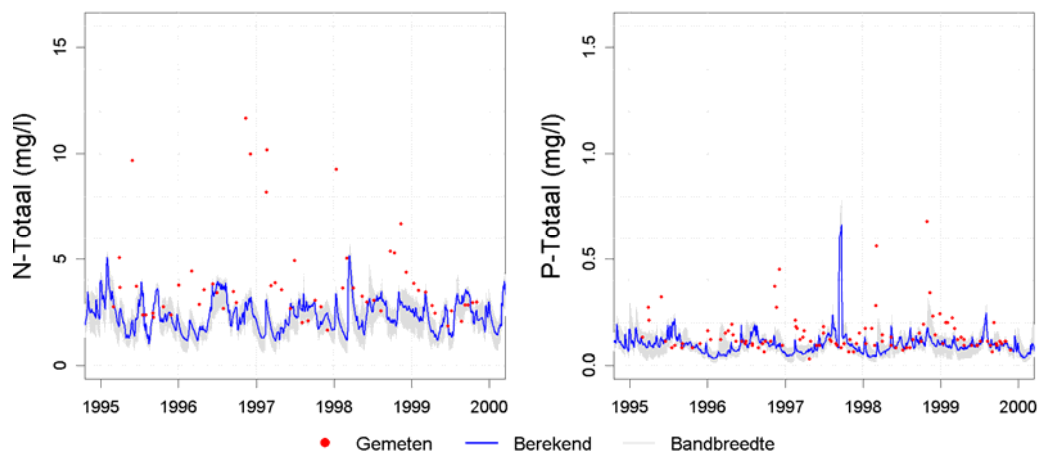
Figuur 4-1: Drentse Aa: Gemeten versus berekende concentraties (Fase 3) plus bandbreedte.



Figuur 4-2: Schuitenbeek: Gemeten versus berekende concentraties (Fase 3) plus bandbreedte.



Figuur 4-3: Krimpenervaard: Gemeten versus berekende concentraties (Fase 3) plus bandbreedte.



Figuur 4-4: Quarles van Ufford: Gemeten versus berekende concentraties (Fase 3) plus bandbreedte.

4.2 Invloed van de procesparameters

De figuren 4.5 t/m 4.8 laten de effecten van de afzonderlijk gevarieerde procesparameters zien en geven zo informatie over de invloed en werking van de processen waarop deze varianten betrekking hebben. De figuren zijn tot stand gekomen door het effect op de berekende nutriëntenconcentraties als gevolg van het verhogen van een parameterwaarde te vergelijken met de resultaten verkregen met minimale parameterwaarden, in de figuur aangeduid als basisrun. Een positieve waarde in de figuren duidt dus op een toename van de nutriëntenconcentraties als gevolg van de verhoogde parameterwaarde.

Bij onderstaande verklaringen van de invloed van de processen wordt geredeneerd vanuit de werking van het model. Factoren van invloed op de processen die niet meegenomen zijn in het model worden niet in beschouwing genomen. Bij het interpreteren van de figuren moet gerealiseerd worden dat de schaal van de y-as niet

in alle figuren gelijk is. Zo zijn de variaties in het poldergebied en bemalingsgebied in het algemeen kleiner dan de variaties gevonden voor de vrij afwaterende gebieden.

4.2.1 Denitrificatie

Uit de figuren 4.5 t/m 4.8 is af te leiden dat het verhogen van de denitrificatiesnelheid een grote invloed heeft op de stikstofconcentraties. Een hogere denitrificatiesnelheid leidt tot meer verwijdering van mineraal N uit het systeem. Er is met name sprake van grote verwijdering in periodes met hoge mineraal N-concentraties, lange hydraulische verblijftijden (lage stroomsnelheden) en hoge watertemperaturen. De denitrificatiesnelheid kan indirect de organische N- en P- en de minerale P-concentraties beïnvloeden wanneer mineraal N limiterend is voor de groei van biomassa zoals in Krimpenerwaard. In zo'n situatie zal er als gevolg van verhoogde denitrificatie minder groei van biomassa zijn. Daardoor zal er ook minder biomassa afsterven waardoor er minder organisch materiaal (organisch N en P) aan het water afgegeven wordt. Tevens zal er minder mineraal P opgenomen worden voor biomassa groei waardoor de concentratie aan mineraal P toeneemt.

4.2.2 Sorptie

Het verhogen van de potentiële sorptiecapaciteit zorgt ervoor dat mineraal P zich makkelijker aan het sediment kan binden, wat een grote invloed heeft op de modelresultaten, met name in de vrij afwaterende gebieden (zie figuren 4.5 t/m 4.8).

Sorptie aan het sediment heeft een bufferende werking op de minerale P-concentraties in het oppervlaktewater, met name ten tijde van piekbelastingen. De buffering van nutriëntenpieken zorgt ervoor dat de nutriënten het watersysteem later verlaten en dat er gedurende een bepaalde periode na de piekbelasting nalevering is van mineraal P, als gevolg van desorptie. Door deze nalevering is mineraal P langer beschikbaar voor de groei van biomassa. Als gevolg hiervan stimuleert een verhoogde sorptiecapaciteit de groei van biomassa, tenminste wanneer mineraal P beperkend is voor de biomassagroei. Een situatie die zich voornamelijk in het voorjaar en de zomer voordoet als gevolg van goede groeimogelijkheden. Voor deze extra groei wordt er meer mineraal N aan het water onttrokken. Tevens neemt de sterfte van biomassa toe (er is immers meer biomassa) wat leidt tot verhoogde organische N en P concentraties. Ten tijde van lage waterstanden en lage stroomsnelheden kan dit effect op de organische fracties erg groot zijn (zie Drentse Aa en Schuitenbeek, figuren 4.5 en 4.6). Door de sterfte van biomassa komt er namelijk een bepaalde vracht organisch N en P in het water die in een klein watervolume een groot effect op de nutriëntenconcentraties heeft.

De hoeveelheid sorptie wordt niet alleen gestuurd door de potentiële sorptiecapaciteit maar ook door de dichtheid en het volume van het sediment. Een groter sedimentvolume in combinatie met een grotere dichtheid leidt tot meer sedimentmassa met een hogere actuele sorptiecapaciteit tot gevolg. Met de gebruikte

parameterisering (zie bijlage A) hebben de poldergebieden een hogere (actuele) sorptiecapaciteit dan de vrij afwaterende gebieden.

4.2.3 Sedimentatie

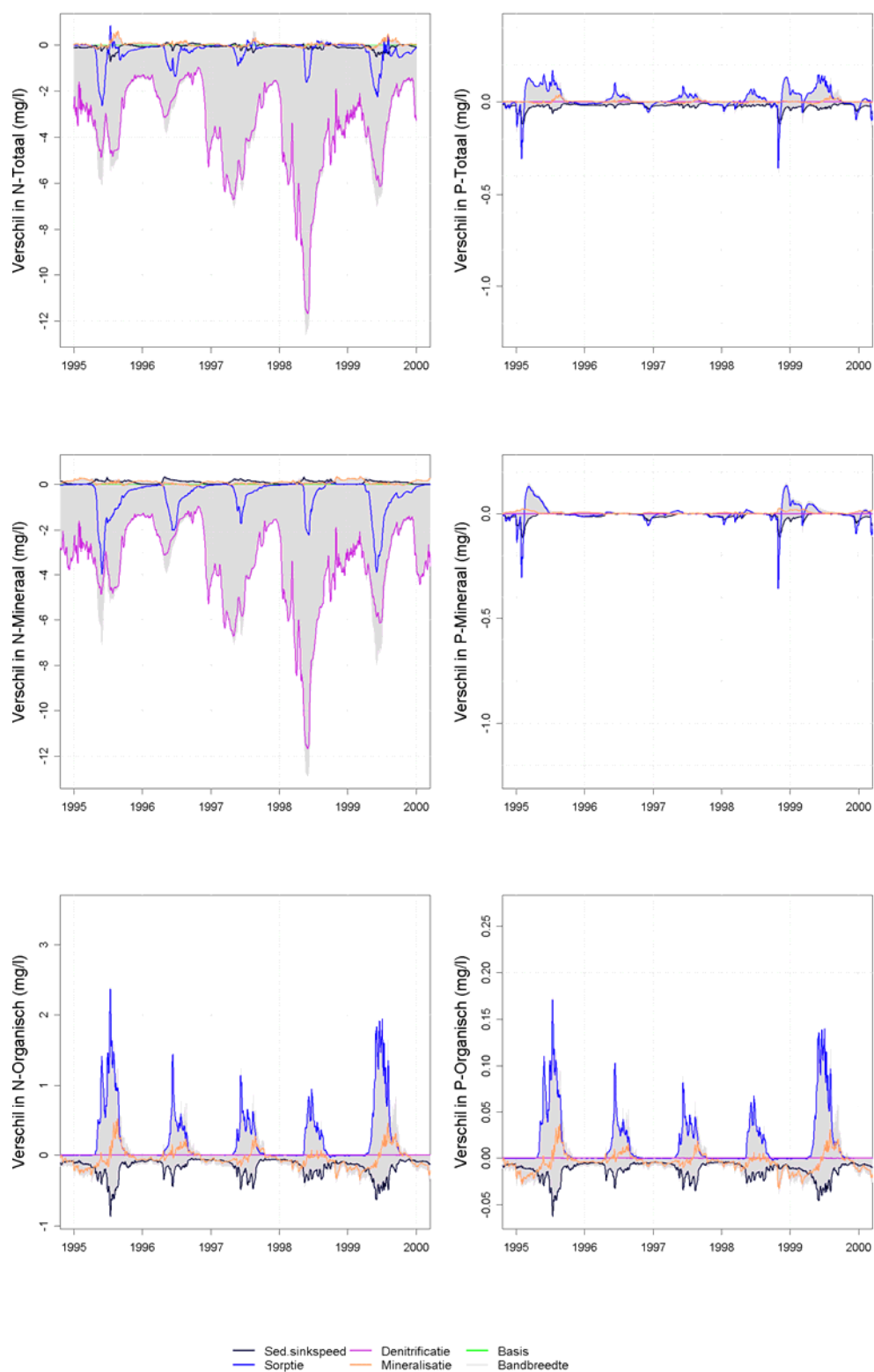
Sedimentatie grijpt aan op de minerale P-fractie en in mindere mate op de opgeloste organische fracties (N en P). In het algemeen vindt er meer sedimentatie plaats bij hogere concentraties van deze fracties in combinatie met een lage waterstand. Lagere waterstanden zijn gerelateerd aan lagere stroomsnelheden (althans in de vrij afwaterende gebieden) en langere verblijftijden wat leidt tot meer sedimentatie.

In de figuren 4.5 t/m 4.8 zien we dat toegenomen sedimentatie als gevolg van een grotere bezinkingssnelheid (sed. sinkspeed), met name invloed heeft op de minerale P-concentraties. Het effect op de organische fracties is kleiner. Wanneer mineraal P limiterend is voor de biomassagroei tijdens het groeiseizoen, wat het geval is voor de Drentse Aa, de Schuitenbeek, de Krimpenerwaard en in mindere mate voor Quarles van Ufford (zie bijlage B), is er bovendien sprake van een indirecte invloed op de minerale N-concentraties (duidelijk zichtbaar in figuur 4.7). Als gevolg van de toegenomen sedimentatie van mineraal P neemt de biomassagroei namelijk af waardoor minder mineraal N opgenomen wordt. Tevens wordt er door verminderde sterfte minder organisch materiaal aan het water toegevoegd. Deze vermindering komt bovenop de vermindering als gevolg van het directe effect door verhoogde sedimentatie van de organische fractie.

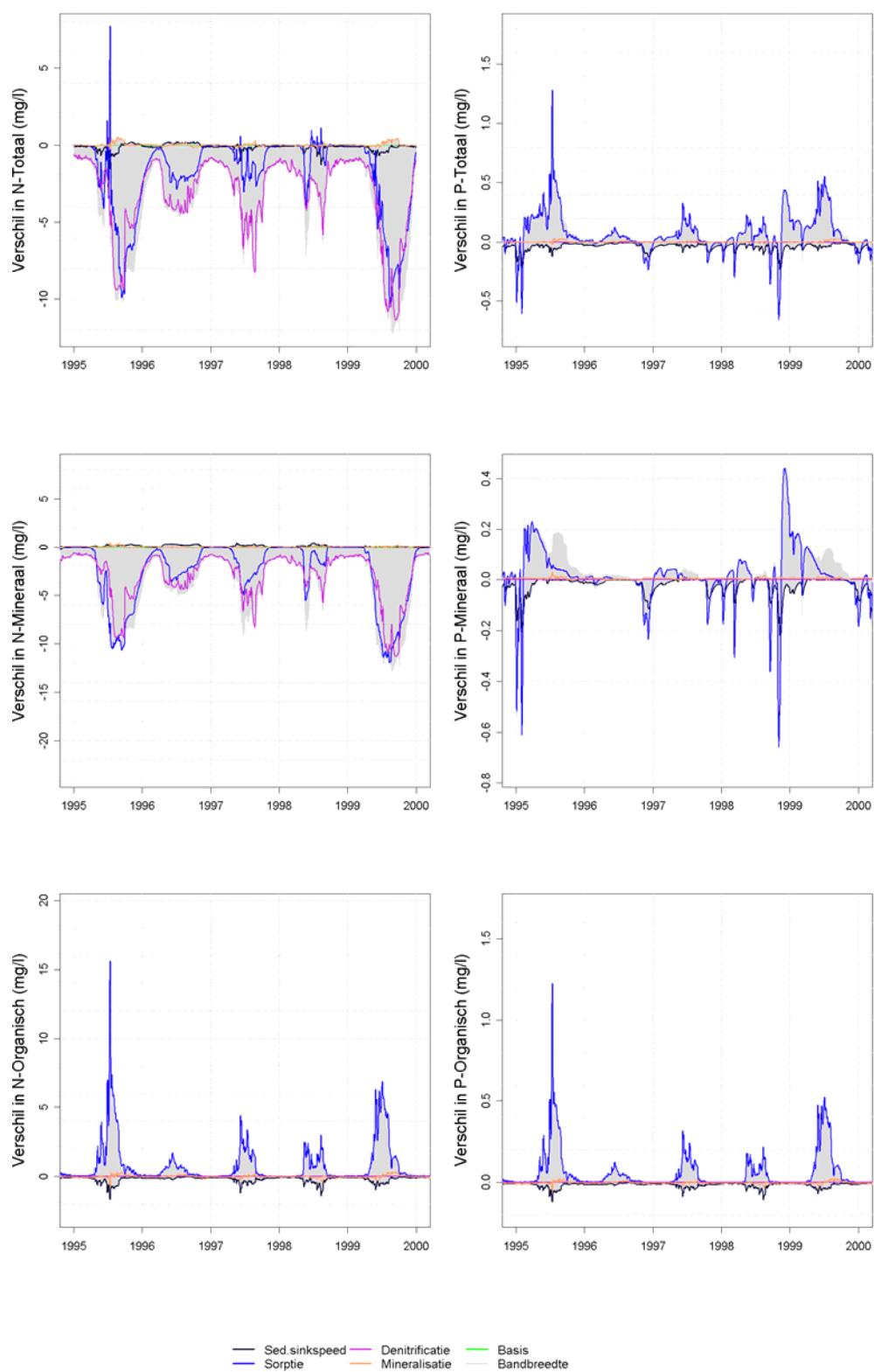
4.2.4 Mineralisatie

Als gevolg van mineralisatie worden organische N- en P-fracties omgezet in minerale vorm. De mineralisatie is groot in periodes met hoge concentraties aan organisch N en P, lange verblijftijden (lage stroomsnelheden) en hoge watertemperaturen. Dit is terug te zien bij Quarles van Ufford (zie figuur 4.8) waar een fikse toename van mineraal P te zien is als gevolg van een enorme piekbelasting van organisch P.

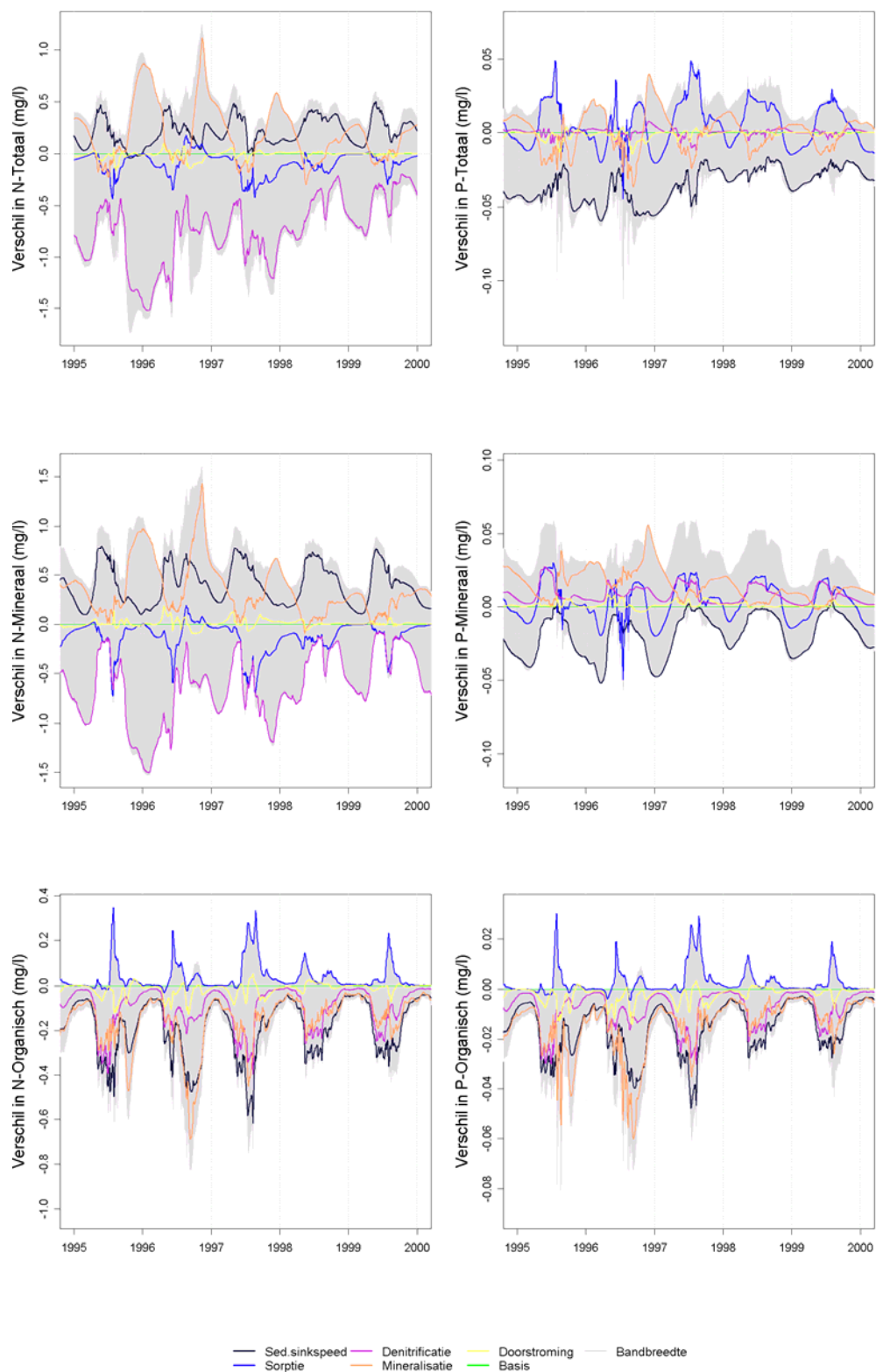
Mineralisatie kan een stimulerend effect hebben op de biomassagroei, wanneer deze gelimiteerd wordt door de beperkte aanwezigheid van mineraal N en P. Deze invloed is in de figuren 4.5 t/m 4.8 niet goed terug te zien. Dit komt doordat er gedurende nutriëntlimiterende omstandigheden weinig organisch materiaal aanwezig is, waardoor een verhoogde mineralisatiesnelheid nauwelijks extra mineraal N en P genereert voor de waterplantengroei.



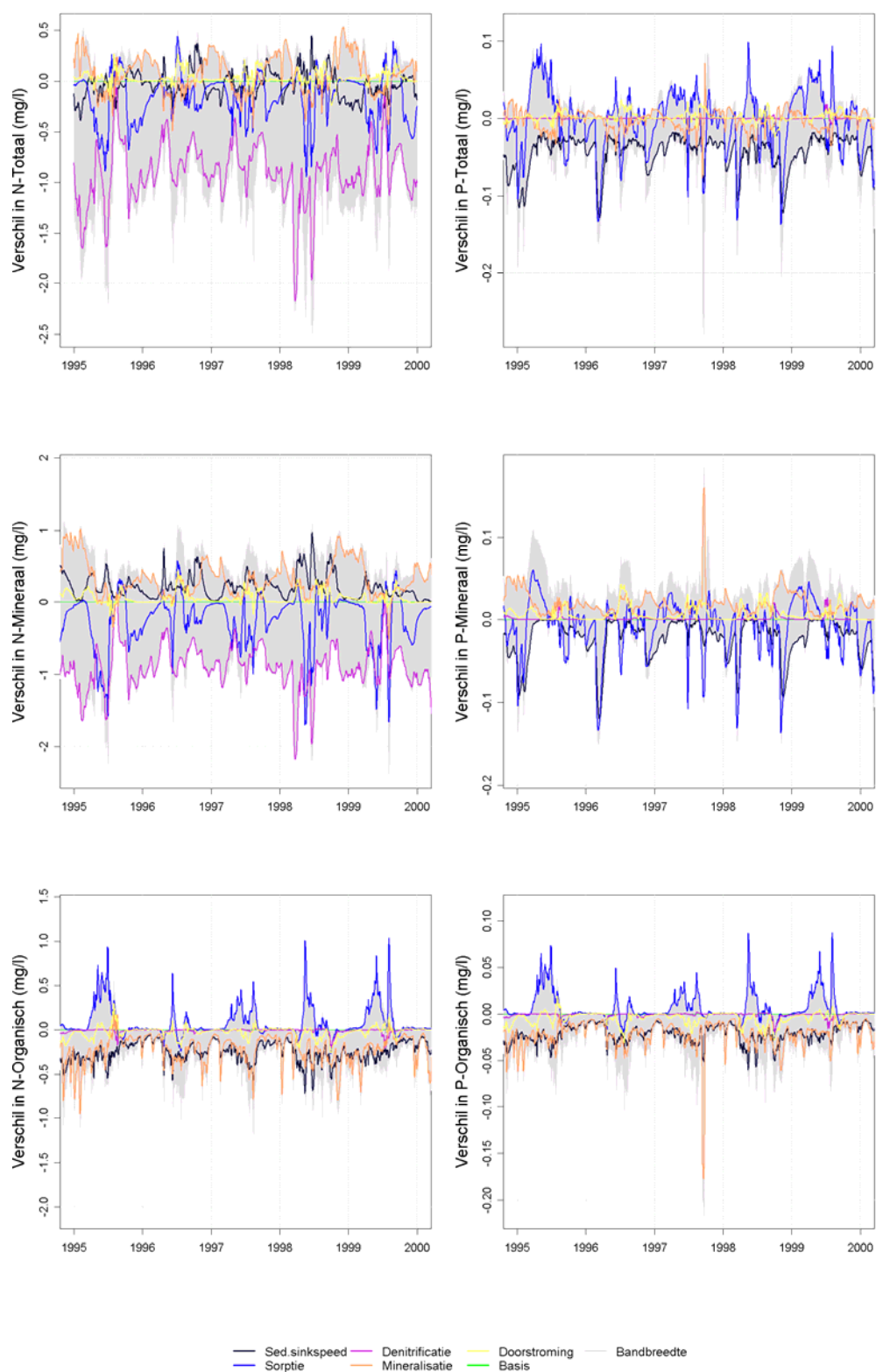
Figuur 4-5: Invloed van het variëren van processnelheden op de nutriëntenconcentraties in de Drentse Aa. Het effect van de verhoging van de bijbehorende parameterwaarde (maximale waarde) is vergeleken t.o.v. de basisrun (minimale parameterwaarden)



Figuur 4-6: Invloed van het variëren van processnelheden op de nutriëntenconcentraties in de Schuivenbeek. Het effect van de verhoging van de bijbehorende parameterwaarde (maximale waarde) is vergeleken t.o.v. de basisrun (minimale parameterwaarden).



Figuur 4-7: Invloed van het variëren van processnelheden op de nutriëntenconcentraties in de Krimpenerwaard. Het effect van de verhoging van de bijbehorende parameterwaarde (maximale waarde) is vergeleken t.o.v. de basisrun (minimale parameterwaarden).



Figuur 4-8: Invloed van het variëren van processnelheden op de nutriëntenconcentraties in Quarles van Ufford. Het effect van de verhoging van de bijbehorende parameterwaarde (maximale waarde) is vergeleken t.o.v. de basisrun (minimale parameterwaarden).

4.2.5 Transportfractie drijvende biomassa

Voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford en de polder Krimpenerwaard is de transportfractie van drijvende biomassa gevarieerd. Deze parameter bepaalt welk deel van de drijvende biomassa (kroos) wordt getransporteerd door het water. Het verhogen van de transportfractie heeft tot gevolg dat het kroos sneller afgevoerd wordt en sneller het systeem verlaat waardoor het minder kans krijgt te groeien. Resultaat is een verminderde opname van de minerale fracties en een verminderde afgifte van organisch materiaal als gevolg van minder biomassasterfte. De effecten zijn met name merkbaar in het groeiseizoen van kroos (zomerhalfjaar). In het algemeen is de invloed van dit proces op de resultaten klein ten opzichte van andere processen (zie figuren 4.7 en 4.8 waarin het effect van de transportfractie is aangeduid als 'doorstroming'). Kroos kan zich alleen goed ontwikkelen onder eutrofe omstandigheden en gaat dan domineren over ondergedoken waterplanten (Janse, 2005). Met deze eigenschappen van kroos wordt rekening gehouden in NUSWALITE. Gezien de lage berekende nutriëntenconcentraties in met name de Krimpenerwaard is het aannemelijk dat er weinig kroos groeit en dat ondergedoken waterplanten overheersen.

5 Discussie

5.1 Gemeten versus berekende concentraties

Uit de resultaten van de bandbreedteanalyse (Hoofdstuk 4) blijkt dat de berekende en gemeten nutriëntenconcentraties bij de uitstroompunten vaak niet overeen komen. Deze afwijking kan in het algemeen niet alleen verklaard worden door onzekerheden in de parameterisering van de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule, aangezien de metingen niet binnen de berekende bandbreedte liggen.

De meest voor de hand liggende verklaring voor de afwijkingen ligt in een verkeerde inschatting van de nutriëntenbelasting van het systeem, zeker omdat de bandbreedteanalyse laat zien dat de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule erg invoergedreven is. In de systeemanalyses Fase 3 voor de vier stroomgebieden wordt dan ook aangegeven dat de uitspoeling vanuit het landsysteem nog niet correct is. In Quarles van Ufford en de Krimpenerwaard vormen ook de aangenomen hoeveelheden gebiedsvreemd inlaatwater met bijbehorende nutriënten een bron van onzekerheid.

Een andere oorzaak voor de afwijkingen kan gezocht worden in een verkeerde hydraulische invoer vanuit het waterkwantiteitsmodel SWQN. Een foutieve model-schematisatie kan foutieve berekende afvoeren tot gevolg hebben. Er is echter een redelijke overeenkomst tussen gemeten en berekende cumulatieve jaarafvoeren voor drie van de vier gebieden¹ wat geen aanleiding geeft om dit als hoofdoorzaak van de afwijking tussen gemeten en berekende nutriëntenconcentraties te identificeren. Wel zou de detailschematisering van kleine sloten en greppels en daarmee samenhangend de hydraulische verblijftijden in de gebieden nog af kunnen wijken van de werkelijkheid. De detailschematisering zal geen grote invloed hebben op de cumulatieve jaarafvoeren maar kan wel een groot bufferend effect hebben op de afvoerdynamiek door het jaar heen. Uit de bandbreedteanalyse blijkt dat juist deze dynamiek van grote invloed is op het effect van de waterkwaliteitsprocessen op de nutriëntenconcentraties.

Een andere, algemenere oorzaak voor de afwijkingen kan liggen in een foutieve formulering van de waterkwaliteitsprocessen in de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule. Mogelijk zitten processen niet goed in het model of ontbreken er belangrijke processen. Zolang de nutriëntenbelasting en de hydraulische input echter niet in orde zijn is het moeilijk om in te schatten hoe groot het effect van de mogelijk foutieve procesformulering is.

¹ Voor Quarles van Ufford zijn geen afvoergegevens beschikbaar van voor 2002 en een vergelijking tussen gemeten en berekende afvoeren kan dus niet gemaakt worden.

5.2 Invloed en dominantie van processen

Uit de resultaten van de bandbreedteanalyse blijkt dat er in de vrij afwaterende gebieden (Drentse Aa en Schuitenbeek) vaak maar één proces verantwoordelijk is voor de maximale of minimale berekende nutriëntenconcentraties. Anders gezegd, de boven- en ondergrens van de bandbreedte worden vaak elk maar door één proces veroorzaakt. In de vrij afwaterende gebieden is de denitrificatiesnelheid bepalend voor de minerale en totale N-fracties, terwijl de sorptiecapaciteit grote invloed heeft op de organische fracties en de minerale en totale P-fracties. In de poldergebieden zijn minder duidelijk dominante processen aan te wijzen en is de boven- en ondergrens vaak het gevolg van een optelsom van verschillende processen. De invloed van processen en hun invloed in combinatie met andere processen is afhankelijk van de werking van de afzonderlijke processen, in combinatie met de mate waarin de parameterwaarden gevarieerd zijn en de condities in het stroomgebied.

De veranderde processnelheden hebben in alle vier gebieden met name invloed in het zomerhalfjaar, afgezien van Quarles van Ufford. Dit komt door de belangrijke invloed van biomassa op de waterkwaliteit, met name in het groeiseizoen (zomerhalfjaar). In de Drentse Aa, de Schuitenbeek, de Krimpenerwaard en in mindere mate voor Quarles van Ufford is mineraal P beperkend voor de biomassa-groei waardoor processen die de beschikbaarheid van mineraal P beïnvloeden een groot effect op de waterkwaliteit hebben. Deze effecten worden in de poldergebieden (Krimpenerwaard en Quarles van Ufford) deels gebufferd door het relatief grote en constante watervolume als gevolg van peilbeheer. De vrij afwaterende gebieden (Schuitenbeek en Drentse Aa) missen deze buffer omdat de waterstanden in de zomer vaak laag zijn. Met name de toevoeging van nutriënten aan het oppervlaktewater door biomassasterfte heeft in deze situatie een groot effect op de nutriëntenconcentraties. De sterfte van biomassa is namelijk het enige interne proces binnen NUSWALITE (zie Figuur 2-2) dat onafhankelijk is van de nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater waardoor het aandeel N en P in afgestorven biomassa als een absolute vracht aan het water wordt toegevoegd. Alle andere interne processen zorgen voor veranderingen relatief ten opzichte van de nutriëntenconcentraties; het zijn eerste orde processen.

De nutriëntenbelasting in een stroomgebied heeft uiteraard ook een grote invloed op de processen aangezien deze belasting het uitgangspunt vormt voor de nutriëntenconcentraties, de belangrijkste drijvende kracht achter de waterkwaliteitsprocessen. Hoge nutriëntenconcentraties zorgen voor grote activiteit van de processen in het oppervlaktewater. De processen moeten dan echter wel genoeg tijd krijgen om te kunnen aangrijpen. Hiermee komt een volgende zeer belangrijke factor om de hoek kijken: de hydraulische verblijftijd. Hoe langer het water in de waterlopen verblijft des te meer invloed processen hebben op de nutriëntenconcentraties. Zeer snelstromende systemen kunnen daarom beschouwd worden als een doorspoelbak; alle inkomende vrachten zullen in dezelfde hoeveelheden en samenstelling uitstromen. In de poldersystemen is de hydraulische verblijftijd in het algemeen hoger dan in de vrij afwaterende gebieden, al kan de verblijftijd in deze

laatste gebieden toenemen door de aanwezigheid van stuwen of andere kunstwerken. Hierdoor is de bandbreedte van de poldergebieden, met name voor de Krimpenerwaard, relatief groot gezien de lage nutriëntenconcentraties t.o.v. de vrij afwaterende gebieden.

Processen als denitrificatie, mineralisatie en biomassa productie/sterfte verlopen sneller bij hogere watertemperaturen. Biomassa groei stopt zelfs bij temperaturen onder het vriespunt. Gezien de bij benadering gelijke watertemperaturen van de vier stroomgebieden zal de watertemperatuur de onderlinge verschillen in de processnelheden echter niet kunnen verklaren.

5.3 Methodiek

De bandbreedteanalyse is uitgevoerd op basis van modelresultaten van een niet gekalibreerd land- en oppervlaktewater modelinstrumentarium, het Fase 3 modelsysteem. De resultaten zijn daarom alleen representatief voor de condities in deze fase. Een andere nutriëntenbelasting bijvoorbeeld zal een andere bandbreedte opleveren.

De parameterschatting en vooral ook de minimum en maximum waarden waarmee de bandbreedteanalyse is uitgevoerd zijn gebaseerd op een inventarisatie. Uitgebreidere literatuurstudie aangevuld met veldmetingen zou een betere inschatting kunnen opleveren. Daarbij zijn niet alle modelparameters gevarieerd. Zo zijn de processen met betrekking op de biomassa groei en –sterfte niet meegenomen in de bandbreedteanalyse.

Daarnaast is deze bandbreedte vanzelfsprekend ook modelspecifiek. NUSWALITE is een specifiek model dat gekarakteriseerd wordt door verschillende simplificaties. Daarmee zijn de resultaten niet algemeen geldig.

Een min-max analyse garandeert niet dat met deze combinaties van parameterinstellingen ook de uiterste bandbreedte van nutriëntenconcentraties gesimuleerd wordt. In principe wordt aangenomen dat in het interval $[p_i^{\min}, p_i^{\max}]$ de responsvariabele $y_i = f(p_i, \dots)$ monotoon stijgend dan wel dalend is in $[p_i^{\min}, p_i^{\max}]$. Is dit echter niet het geval dan wordt de bandbreedte mogelijk anderszins onderschat, omdat bepaalde parametercombinaties binnen het interval $[p_i^{\min}, p_i^{\max}]$ kunnen leiden tot resultaten die buiten de bandbreedte vallen. De berekende banden hebben echter geen statistische betekenis. Een complete gevoeligheidsanalyse (bijv. Saltelli, 2002) heeft dit wel en vergroot het inzicht verder. Daarom is dit als activiteit in de verdieping van het project Monitoring Stroomgebieden opgenomen.

De modelresultaten zijn geëvalueerd op de uitstroompunten. Binnen het stroomgebied kunnen echter grote lokale verschillen optreden in de effecten van de processen op de nutriëntenconcentraties. Deze effecten kunnen elkaar versterken of opheffen. De concentraties bij het uitstroompunt geven een cumulatief effect weer van al deze wisselwerkingen. Als het uitstroompunt ook dienst kan doen als instroompunt (bijv. in de poldersystemen) gaat dit niet altijd op.

6 Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

Gemeten nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater liggen grotendeels buiten de berekende bandbreedte. Bij de door het modelsysteem Fase 3 berekende belasting van het oppervlaktewater zijn de parameterinstellingen van de oppervlakte-waterkwaliteitsmodule niet de bepalende factor in de onder- of overschatting van de nutriëntenconcentraties. Dit suggereert dat de inkomende vrachten (met name de uitspoeling vanuit het landsysteem) niet goed gesimuleerd worden.

De bandbreedte laat eenzelfde dynamiek zien als de berekende concentraties met het Fase 3 modelsysteem. Dit geeft aan dat het waterkwaliteitsmodel sterk invoer-gedreven is, zeker wanneer er sprake is van kleine hydraulische verblijftijden waardoor processen nauwelijks de tijd krijgen om de oppervlaktewaterkwaliteit te beïnvloeden. Hierdoor is het niet waarschijnlijk dat andere parameterinstellingen zullen leiden tot een structurele verandering van de dynamiek onder dezelfde nutriëntenbelasting.

Een aantal condities binnen de gebieden zijn sturend voor de invloed van het variëren van waterkwaliteitsprocessen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater:

- Nutriëntenbelasting.
- Hydraulische verblijftijd. De verblijftijd bepaalt de invloed die processen kunnen hebben op de nutriëntenconcentraties.
- Dynamiek in de waterstanden in relatie tot de bufferende werking van het watervolume.
- Al dan niet nutriëntlimiterende condities voor de groei van waterplanten. Biomassa vormt een belangrijke schakel voor de processen die de oppervlaktewaterkwaliteit bepalen. Processen die de beschikbaarheid van de limiterende nutriënten beïnvloeden zijn daardoor vaak van grote invloed op nutriëntenconcentraties gedurende het biomassagroei seizoen.

De berekende nutriëntenconcentraties met hun bandbreedte vertonen een ander gedrag voor de vrij afwaterende gebieden t.o.v. de poldergebieden. De modelresultaten van de vrij afwaterende gebieden (Drentse Aa en Schuitenbeek) zijn in het algemeen dynamischer dan de resultaten van de gebieden met vast peilbeheer (Krimpenerwaard en Quarles van Ufford). De verklaring hiervoor ligt met name in de bufferende werking op externe en interne nutriëntenvrachten van het constantere watervolume in de gebieden met vast peilbeheer. Voor de vrij afwaterende gebieden zijn met name de effecten in de zomer groot, ten tijde van lage waterstanden in combinatie met veranderde biomassagroei.

Het verschilt per gebied welke processen een dominante invloed hebben op de nutriëntenconcentraties. Voor de vrij afwaterende gebieden hebben veranderingen in denitrificatie (voor mineraal N) en sorptie de grootste invloed op de resulterende concentraties. Voor de gebieden met vast peilbeheer zijn er geen duidelijke dominante processen aan te wijzen. In deze gebieden ligt vaak een combinatie van processen ten grondslag aan de boven- en ondergrens van de band. Het variëren van de transportfractie van drijvende biomassa in de poldergebieden heeft weinig effect.

6.2 Aanbevelingen

Voor deze bandbreedteanalyse zijn niet alle procesparameters gevarieerd. Een uitgebreide gevoeligheids- en betrouwbaarheidsanalyse zou wenselijk zijn, waaraan alle procesparameters, inclusief de biomassaparameters, worden onderworpen. Gezien de grote invloed van de nutriëntenbelasting op de waterkwaliteit en de onder- of overschatting van deze belasting is het wenselijk ook de modellering van de nutriëntenbelasting vanuit het landsysteem mee te nemen in deze analyse. Dit leidt tot een integrale gevoeligheids- en betrouwbaarheidsanalyse van zowel het land- als oppervlaktewatersysteem, waardoor ook de belangrijkste processen in de modellering van het landsysteem zichtbaar worden.

Deze bandbreedteanalyse toont aan dat waterplanten een grote invloed hebben op de berekende waterkwaliteit. Daarom is het wenselijk de gesimuleerde biomassaproducties te vergelijken met veldobservaties, met daarbij speciale aandacht voor de concurrentie tussen drijvende en wortelende waterplanten. Op grond van deze informatie kunnen de parameterinstellingen en mogelijk de procesbeschrijving rondom biomassagroei, -sterfte en -concurrentie verbeterd worden. Aandachtspunt hierbij is de manier waarop gestorven biomassa bijdraagt aan de in het water opgeloste organische nutriëntenfracties. Uit de resultaten van de bandbreedteanalyse blijkt dat deze sterfte ten tijde van lage waterstanden een groot effect heeft op de nutriëntenconcentraties. In de huidige procesbeschrijving van NUSWALITE draagt sterfte direct bij aan de organische nutriëntenfracties, terwijl dit proces in werkelijkheid langzamer verloopt.

De parameterinstellingen in de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule dienen beter te worden onderbouwd. Hiervoor is meer kennis van het watersysteem nodig die door middel van veldonderzoek kan worden verkregen. Het meten van het zelfreinigend vermogen van een klein waterloopdeel, door een combinatie van het meten van de verwijderprocessen en het meten van inkomende en uitgaande vrachten, is een geschikt middel hiertoe. Zo blijkt of de waterkwaliteitsmodule met de huidige parameterinstellingen en procesbeschrijving de gevonden retentie kan simuleren.

Gezien de grote invloed van de hydraulische verblijftijd op de oppervlakte-waterkwaliteit is het nuttig deze verblijftijden te berekenen op grond van de hydraulische modelinvoer. De manier waarop kleine slootjes en greppels geschematiseerd zijn in het hydraulische model is hier van grote invloed op en kan mogelijk verbeterd worden.

Literatuur

Brenner, M. D.A. Hodell, J. H. Curtis, W.F. Kenney, B. Gu, J.M. Newman & B.W. Leyden, 2006. Mechanisms for organic matter and phosphorus burial in sediments of a shallow, subtropical, macrophyte-dominated lake. *Journal of Paleolimnology*, Vol 35, pp 129-148.

Cultuurtechnische Vereniging, 1988. Cultuur technisch vademecum, Utrecht.

Enfield, C.G., T. Phan, D.M. Walters, R. Ellis Jr., 1981. Kinetic model for phosphate transport and transformation in calcareous soils: I. Kinetics of transformation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 1059-1064.

Eriksson PG & Weisner SEB, 1999. An experimental study on effects of submersed macrophytes on nitrification and denitrification in ammonium-rich aquatic systems. *Limnol. Oceanogr.* Vol 44, pp 1993–1999

Groenendijk P., L.V. Renaud & L. Roelsma, 2005. Prediction of nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface waters; process descriptions of the animo4.0 model. Wageningen, Alterra-report 983.

Gumbricht, T., 1993. Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophytes systems. *Ecol. Eng.*, vol 2, pp 1-30.

Hendriks R.F.A., J.W.H. van der Kolk & H.P. Oosterom, 1994. Effecten van beheers-maatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht. Een modelstudie. Report 272, DLO-Winand Staring Centre, Wageningen.

Hendriks R.F.A., R. Kruijne, J. Roelsma, K. Oostindie, H.P. Oosterom & O.F. Schoumans, 2002. Berekening van nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier poldergebieden. Analyse van de bronnen. Report 408, Alterra, Wageningen.

Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. PhD thesis Wageningen University, Wageningen. ISBN 90-8504-214-3.

Jansen H.C., R.J. Löschner-Wolleswinkel, F.J.E. van der Bolt, Roelsma, J., O.F. Schoumans, T.P. van Tol-Leenders, C. Siderius, M.E. Sicco Smit, 2008. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek Fase 3. Wageningen, Alterra rapport 1765

Kolk, J.W.H. van der & J. Drent, 1996. NUSWA – a mathematical model to predict the fate of nutrients in surface water systems. Internal Report 402, DLO-Winand Staring Centre, Wageningen.

Kroes, J.G., Van Dam, J.C., 2003. Reference Manual SWAP version 3.0.3. Rapport 773, 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 & T.P. van Tol-Leenders, 2008. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 3, Wageningen, Alterra rapport 1766.

Roelsma, J., T.P. van Tol-Leenders, F.J.E. van der Bolt, R.J. Löschner-Wolleswinkel, L.V. Renaud, J.D. Schaap, O.F. Schoumans, C. Siderius, H. van der Heide en K. van der Molen, 2008. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Drentse Aa Fase 3. Wageningen, Alterra 1764.

Saltelli, A., 2002. Making best use of model evaluations to compute sensitivity indices. *Comp. Phys. Com.*, Vol. 145, pp. 280–297.

Schoumans O.F., C. Siderius & P. Groenendijk, 2008. NL-CAT application to six European catchments. Report 1205, Alterra, Wageningen.

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

Siderius C., R.J. Wolleswinkel, F.J.E. van der Bolt, J. Roelsma, O.F. Schoumans, T.P. van Tol-Leenders & H. de Ruiter, 2008. Systeemanalyse voor het stroomgebied Quarles van Ufford Fase 3. Wageningen, Alterra 1767.

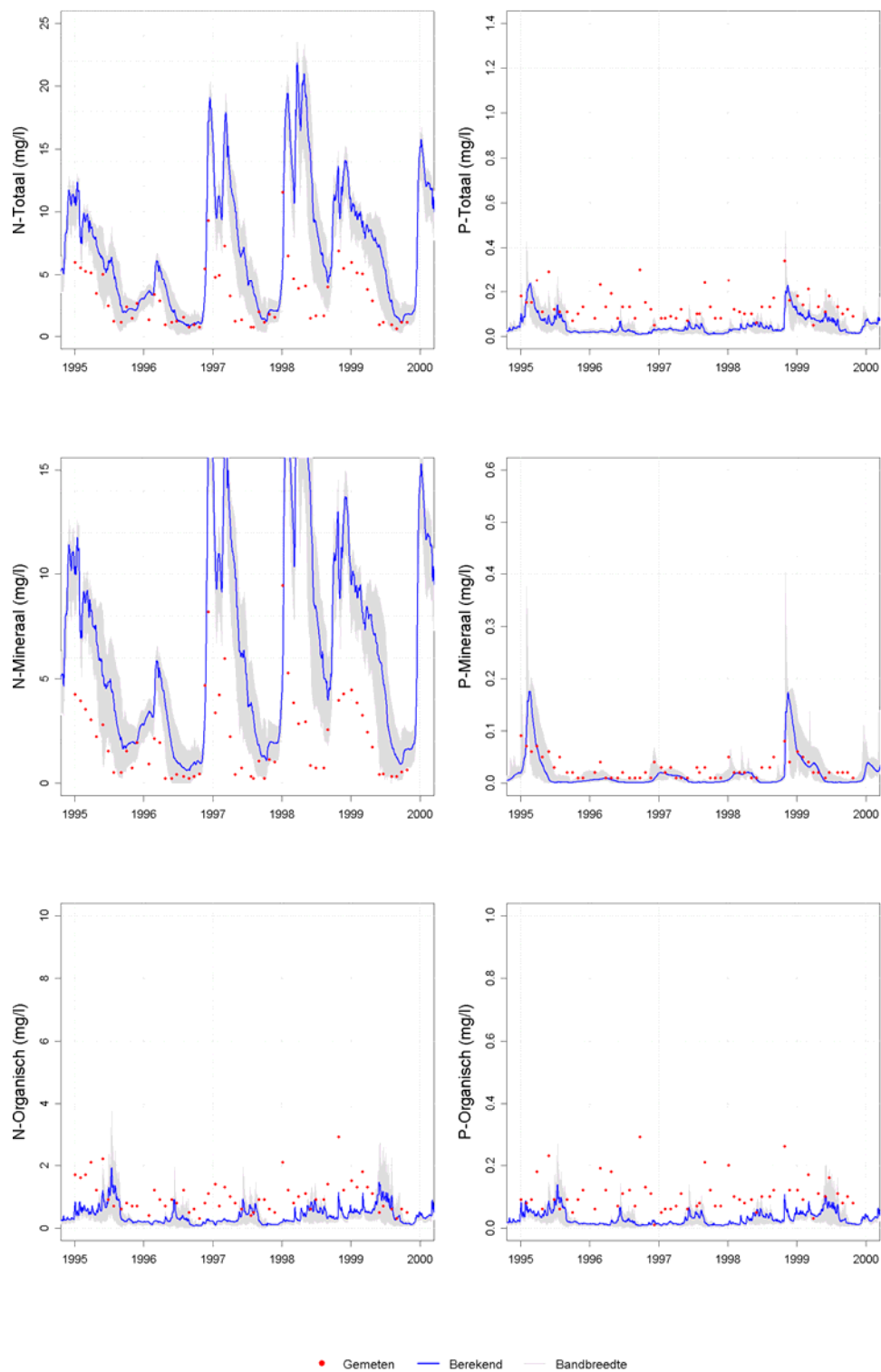
Smit A.A.M.F.R & C. Siderius 2008. Process description of SURFACEWATER; A simplified hydraulic model. Wageningen, Alterra-report 1226.1.

Bijlage A Parameterisatie voor de verschillende stroomgebieden

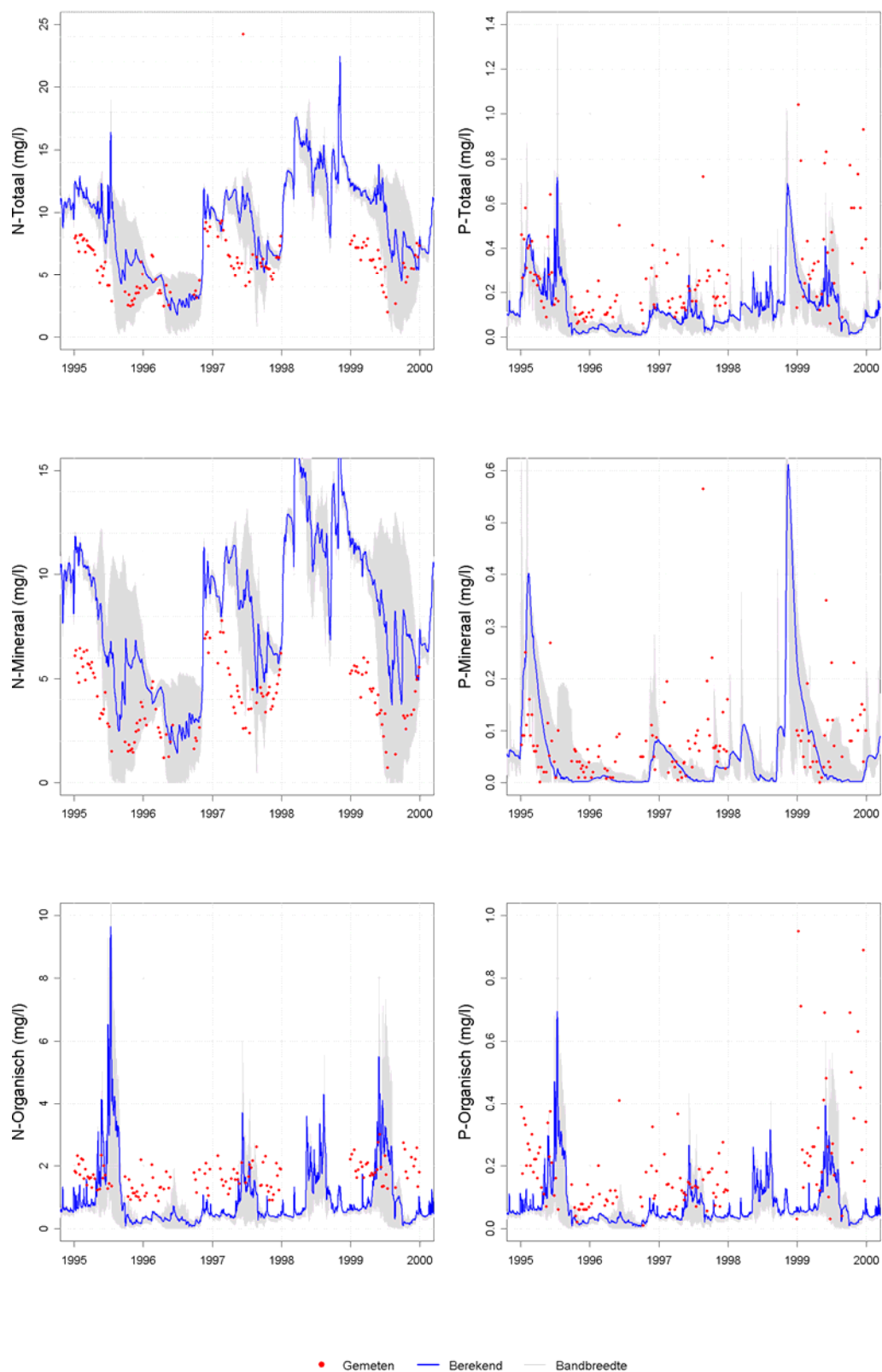
Tabel A.1: Parameterisatie voor de vier stroomgebieden van Monitoring Stroomgebieden. De biomassaparameters (hier niet vermeld) zijn overgenomen uit de procesbeschrijving van NUSWALITE (Siderius et al., 2008)

	Sym	Unit	KRW	DRAA	SBK	QVU
MineralizationRate	k_{mi}	d ⁻¹	0.15	0.15	0.15	0.15
Q10Mineralization	β_{mi}	-	0.047	0.047	0.047	0.047
DenitrificationRate	k_{den}	d ⁻¹	0.06	0.05	0.05	0.05
Q10Denitrification	β_{den}	-	0.045	0.045	0.045	0.045
BulkDensity	ρ_s	g.m ⁻³	300000	1600000	1600000	1100000
LinSorptionNMin	$k_{a\text{Nmin}}$	m _{pores} ³ .g _s ⁻¹	0.00002	0.00005	0.00005	0.00007
LinSorptionNMax	$k_{a\text{Nmax}}$	m _{pores} ³ .g _s ⁻¹	0.00002	0.00005	0.00005	0.00007
LinSorptionNDayMax	$t_{ka\text{Nmax}}$	day	240	240	240	240
LinSorptionPMin	$k_{a\text{Pmin}}$	m _{pores} ³ .g _s ⁻¹	0.0003	0.0007	0.0007	0.001
LinSorptionPMax	$k_{a\text{Pmax}}$	m _{pores} ³ .g _s ⁻¹	0.0003	0.0007	0.0007	0.001
LinSorptionPDayMax	$t_{ka\text{Pmax}}$	day	30	30	30	30
SedimentSinkSpeedMineral (P)	w_{smin}	m.d ⁻¹	0.15	0.15	0.1	0.15
SedimentSinkSpeedOrganic (N/P)	w_{sorg}	m.d ⁻¹	0.05	0.05	0.05	0.05
SedimentThickness	H_{sed}	m	0.2	0.02	0.02	0.05

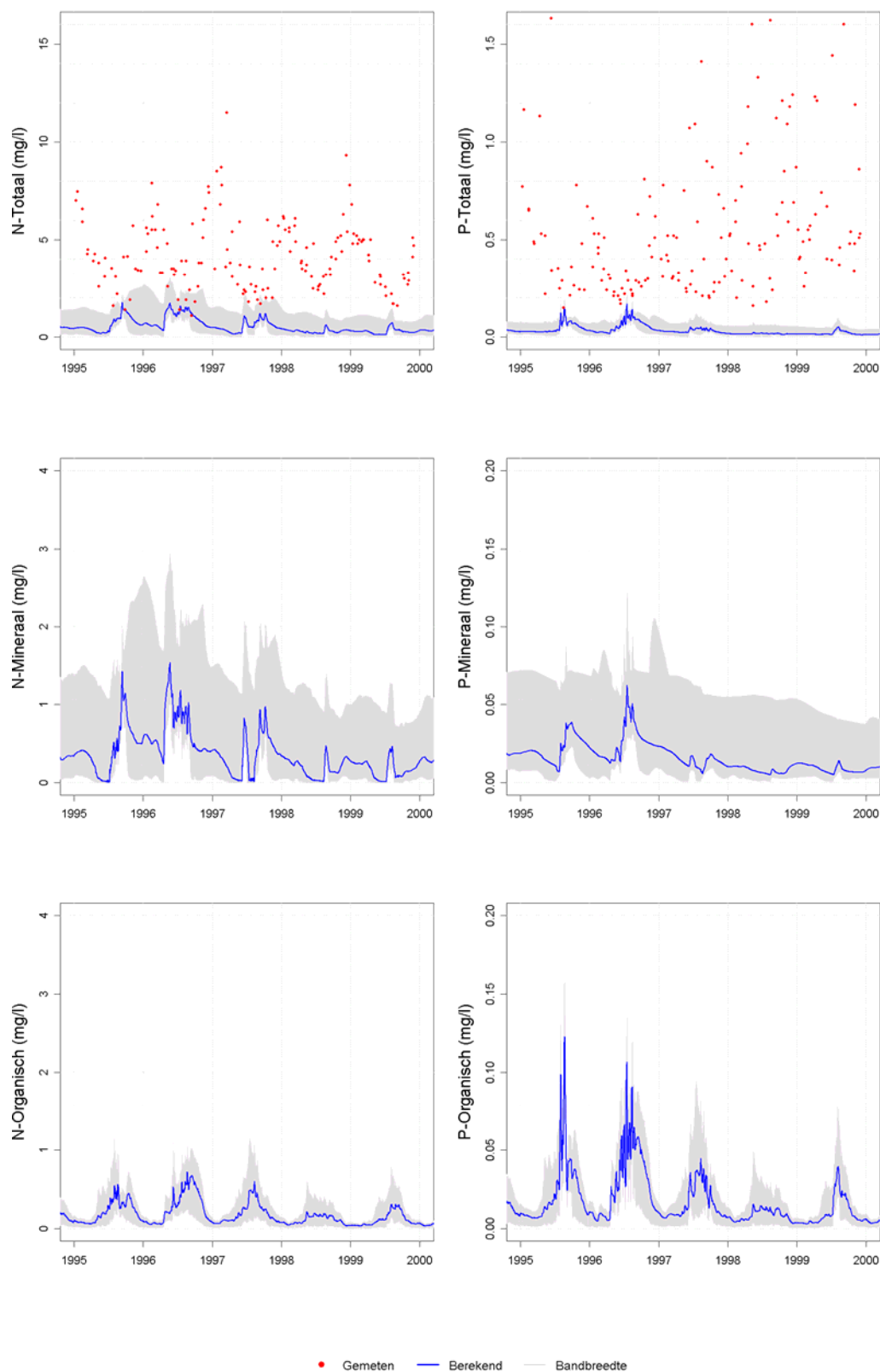
Bijlage B Gemeten versus berekende concentraties



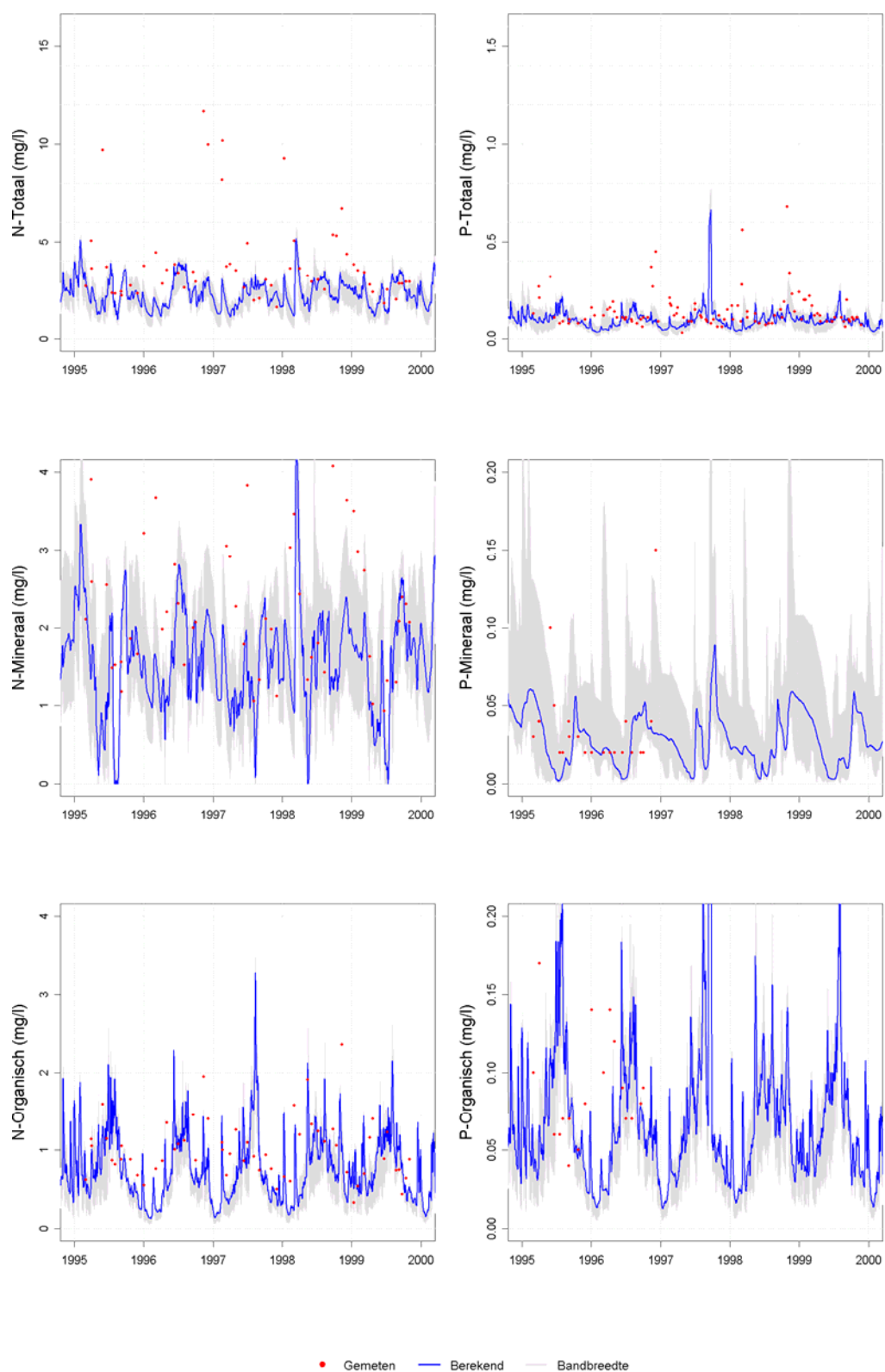
Figuur B.1: Drentse Aa: Gemeten versus berekende concentraties (uitstroompunt) plus bandbreedte.



Figuur B.2: Schuitembeek: Gemeten versus berekende concentraties (uitstroompunt) plus bandbreedte



Figuur B.3: Krimpenerwaard: Gemeten versus berekende concentraties (uitstroompunten) plus bandbreedte



Figuur B.4: Quarles van Ufford: Gemeten versus berekende concentraties (uitstroompunt) plus bandbreedte