

1998-W01_toetsing-DB-SWITCH

stowa

ing Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Toetsing van DB-SWITCH op de veenplassen Geerplas en Nannewijd



98

w 01

Toetsing van DB-SWITCH op de veenplassen Geerplas en Nannewijd

Onderzoeksrapport WL | DELFT HYDRAULICS nr. T1697

Arthur van Schendelstraat 816
Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
Telefoon 030 232 11 99
Fax 030 232 17 66

Publicaties en het publicatie-
overzicht van de STOWA kunt u
uitsluitend bestellen bij:

Hageman Verpakkers BV
Postbus 281

2700 AC Zoetermeer
tel. 079 - 361 11 88
fax 079 - 361 39 27

o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.

ISBN 90.5773.025.1

98 w 01

INHOUD	BLAD
TEN GELEIDE	4
SAMENVATTING	5
1 INLEIDING	8
1.1 Achtergrond	8
1.2 Doelstelling	9
1.3 Werkwijze	9
1.4 Leeswijzer	11
2 BESCHRIJVING VAN WATERSYSTEMEN EN INGREPEN	12
2.1 Geerplas	12
2.2 Nannewijk	15
3 BENODIGDE EN GEBRUIKTE GEGEVENS	19
3.1 Geometrie/gebiedskenmerken	19
3.2 Meteorologie	20
3.3 Waterbalans	20
3.4 Belasting	22
3.5 Waterkwaliteit van de plas	24
3.6 Kwaliteit van de waterbodem	25
4 DE WATERBALANSEN	26
4.1 Geerplas	26
4.1.1 <i>Vóór de sanering (1987 - 1988)</i>	26
4.1.2 <i>Na de sanering (1991 - 1995)</i>	29
4.2 Nannewijk	34
4.2.1 <i>Vóór de sanering (1991 - 1993)</i>	34
4.2.2 <i>Na de sanering (1995 - 1996)</i>	38
5 TOEPASSING VAN DB-SWITCH OP DE GEERPLAS	41
5.1 Calibratie	41
5.1.1 <i>Kwantificering van invoerparameters</i>	41
5.1.2 Verloop	45
5.2 Modelresultaten	47
5.2.1 <i>Water- en bodemkwaliteit 1987-88</i>	47
5.2.2 <i>Water- en bodemkwaliteit 1991-95</i>	57
5.2.3 <i>Nutriëntennalevering</i>	64
6 TOEPASSING VAN DB-SWITCH OP HET NANNEWIJD	67
6.1 Calibratie	67
6.1.1 <i>Kwantificering van invoerparameters</i>	67
6.1.2 <i>Verloop</i>	72

6.2	Modelresultaten	75
6.2.1	<i>Water- en bodemkwaliteit 1995-96</i>	75
6.2.2	<i>Water- en bodemkwaliteit 1991-93</i>	91
6.2.3	<i>Nutriëntennalevering</i>	99
7	DE TOEPASBAARHEID VAN SWITCH	102
7.1	Toepassing voor de Geerplas	102
7.2	Toepassing voor het Nanneveld	104
7.3	Conclusies en aanbevelingen	105
8	DE EFFECTEN VAN SANERING	106
8.1	De Geerplas	106
8.2	Het Nanneveld	107
9	LITERATUUR	108
	EPILOOG DOOR DE BEGELEIDINGSCOMMISSIE	111
	BIJLAGEN	

TEN GELEIDE

In de periode 1977-1997 is door het Waterloopkundig Laboratorium (WL) gewerkt aan de ontwikkeling van eutrofiëringsmodellen voor ondiepe meren, uitmondend in het model DELWAQ-BLOOM-SWITCH (DBS). De module voor bodem-water uitwisseling van nutriënten SWITCH is vooral ontwikkeld om de teruglevering van nutriënten door de bodem op langere termijn bij gewijzigde condities te kunnen voorspellen. SWITCH is gecalibreerd en getoetst op het Veluwemeer met een zandige, slibbige bodem. In opdracht van STOWA is door WL onderzocht in hoeverre SWITCH ook toepasbaar is op plassen met een veenachtige bodem, met als uiteindelijk doel DBS beschikbaar te maken voor gebruik door waterbeheerders. Hiertoe is DBS toegepast op de Geerplas, onderdeel van de Langeraarse plassen gelegen in Zuid-Holland, en het Nanneveld gelegen in Friesland. Beide plassen hebben een omvangrijke saneringsoperatie ondergaan, zodat het mogelijk werd de toestanden van vóór en na de sanering modelmatig te vergelijken.

Het Hoogheemraadschap van Rijnland en het Waterschap Friesland hebben aan het tot stand komen van de modelstudie meegewerkt en de benodigde gegevens toegeleverd. STOWA en WL zijn hen daarvoor zeer erkentelijk.

Op basis van de toepassingen van DBS op de Geerplas en het Nanneveld kan gesteld worden dat SWITCH in combinatie met DELWAQ-BLOOM in staat is met name seizoensgemiddelden te reproduceren. Door de gekozen aanpak, door beperkingen in de beschikbaarheid van metingen en ondanks een grondige analyse in het rapport is de begeleidingscommissie van oordeel dat SWITCH in deze versie niet gereed is voor brede toepassing door waterbeheerders. Om die reden is aan het rapport een door de begeleidingscommissie opgestelde epiloog toegevoegd en is besloten het rapport uit te brengen als werkrapport.

De modelstudie is uitgevoerd en gerapporteerd door ir. J.G.C. Smits (projectleiding en modellering), drs. M.R.L. Ouboter (modellering, par. 4.1) en ing. C.J. Sprengers (waterbalans Nanneveld, par. 4.2.1). Drs. F.J. Los leverde adviezen met betrekking tot de toepassing van DBS voor wat betreft fytoplankton. Drs. N.M. de Rooij onderwierp de rapportage aan een kritische beoordeling ten behoeve van kwaliteitsborging.

Namens de STOWA is de modelstudie begeleid door dr. ir. E.H.S. van Duin (Hoogheemraadschap van Rijnland), ir. R. Veeningen (Waterschap Friesland), ir. D.T. van der Molen (RIZA) en dr. S.P. Klapwijk (STOWA).

Utrecht, januari 1998

De directeur van de STOWA,

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

SAMENVATTING

De doelstelling van het in dit rapport beschreven onderzoek is het toetsen en onderbouwen van SWITCH als onderdeel van het eutrofiëringsmodel DBS voor de bodemwater uitwisseling van nutriënten in veenplassen. De toetsing werd uitgevoerd voor de Geerplas en het Nanneveld. Zowel de toestand vóór als de toestand na de uitvoering van saneringsmaatregelen ten aanzien van de nutriëntenbelastingen diende te worden beschouwd. De activiteiten dienden te resulteren in beoordelingen van SWITCH en de effecten van sanering.

Gegevensverzameling

Het onderzoek ving aan met gegevensverzameling voor beide veenplassen. De benodigde gegevens werden toegeleverd door het Hoogheemraadschap van Rijnland en het Waterschap Friesland. Evaluatie van de beschikbare gegevens leidde tot de conclusie, dat deze voor een zinvolle modeltoepassing toereikend zijn. De perioden gekozen voor modelsimulatie zijn voor de Geerplas 1987-88 en 1991-95, voor het Nanneveld 1991-93 en 1995-96.

Waterbalansen

Voor elk van de vier perioden is een waterbalans opgesteld. In de periode 1987-88 stond de Geerplas nog in open verbinding met de Noordplas, beide onderdeel van de Langeraaarse plassen. De bijbehorende waterbalans werd uit neerslag, verdamping en wegzijging afgeleid op basis van vast peil. De uitwisseling met de Noordplas werd afgeregeld op basis van peilhandhaving en het gemeten chloridegehalte. Voor de periode 1991-93 kon voor de nu hydrologisch geïsoleerde Geerplas met enige modificatie gebruik worden gemaakt van de jaarlijkse waterbalansen, die door het Hoogheemraadschap van Rijnland waren opgesteld.

In het geval van het Nanneveld waren alleen basale waterbalansgegevens beschikbaar. De plas stond in de periode 1991-93 nog in open verbinding met omliggende polders, waarvoor het een aan- en afvoerfunctie vervulde. De waterbalans werd daarom met het hydrologische model DELFT3B berekend. Dit model behoeft onder andere informatie omtrent de betrokken arealen, het grondgebruik en de drooglegging. Voor de periode 1995-96, waarin de plas hydrologisch geïsoleerd is, werd de waterbalans sluitend gemaakt door de deels in de gegevens ontbrekende inlaat en uitlaat te berekenen op basis van het gemeten waterpeil. De als sluitpost berekende wegzijging kwam uit op een jaargemiddelde snelheid van 3 mm/dag. Dit getal is ook gebruikt in de waterbalans voor 1991-93. Controle op het gemeten chloridegehalte leidde in beide gevallen tot een positief oordeel over de nauwkeurigheid van de waterbalansen.

Modelcalibratie

De waarden van de procesparameters van DBS, zoals vastgesteld in het kader van vele eerdere projecten, vormden voor de onderhavige studie het uitgangspunt. De calibratie van DB-SWITCH werd stapsgewijs uitgevoerd, nadat enkele systeemspecifieke invoerparameters voor SWITCH uit meetgegevens waren afgeleid. Dit betreft met name de porositeit, de dichtheid en het fosfaatgehalte van het sediment. Achtereenvolgens werd de modelinvoer afgeregeld met betrekking tot de initiële toestand van de plas, de lichtbeperking van primaire productie, de stikstofhuishouding en de fosfaathuishouding. De waarden van de procesparameters van DELWAQ-BLOOM ondergingen geen noemenswaardige verandering. In de laatste stap werd een beperkt aantal invoerparameters van SWITCH bijgesteld, in het bijzonder de adsorptiecapaciteit en de precipitatiesnelheid voor fosfaat.

De calibratie leverde voor de Geerplas (1987-88) een bevredigend resultaat nadat de adsorptiecapaciteit van het veenachtige sediment was opgevoerd tot 6 gP/kgDS. De precipitatie van een stabiel fosfaatmineraal was uitgeschakeld en de precipitatiesnelheid van vivianiet was sterk gereduceerd. Dit bracht met zich mee, dat zich hoge opgeloste fosfaatgehalten in de bodem voordoen, welke ook daadwerkelijk zijn waargenomen in de qua watersysteem vergelijkbare Loosdrechtse plassen.

Ter simulatie van het Nanneveld is een twee-compartimenten model opgezet. Het zuidelijke compartiment heeft een veenachtige bodem en het noordelijke compartiment een zandige bodem. Calibratie voor de periode 1995-96 toonde aan, dat de voor de Geerplas gevonden sorptiecapaciteit voor fosfaat ook kon worden gebruikt voor de veenachtige bodem van het Nanneveld. Een veel lagere capaciteit (0,06 gP/kgDS) diende daarbij te worden opgelegd aan de zandige bodem, hetgeen verklaard kan worden vanuit het zeer lage ijzergehalte van deze bodem. De precipitatie van fosfaat is in de zandige bodem voorzien van dezelfde parameterwaarden als gebruikt bij eerdere modelstudies aangaande de randmeren. De veenachtige bodem in het Nanneveld gedraagt zich in dit opzicht enigszins hybride. Stabiel mineraal wordt in het model niet gevormd, maar de precipitatiesnelheid van vivianiet moest worden afgeregeld op een waarde, die ligt tussen die van de zandige bodem en die van de veenachtige bodem van de Geerplas.

Modeltoepassing

Het gecalibreerde model werd met overwegend goed gevolg toegepast op de periode 1991-95 voor de Geerplas en de periode 1991-93 voor het Nanneveld. De fytoplanktonbiomassa en de gehalten van nutriënten worden seizoensgemiddeld realistisch voorspeld. Uit vergelijking van berekende en gemeten waterkwaliteitsparameters blijkt onder andere dat de werkelijkheid zich dynamischer gedraagt dan het model. Pieken en dalen worden daardoor nog wel eens (gedeeltelijk) gemist. Dit is deels te wijten aan vereenvoudigingen in het model en deels aan 'patchiness' in de plas (Nanneveld). Voorts tendeert het model naar overvoorspelling van de wintergehalten van nitraat.

Conclusies

Het is mogelijk gebleken om met DB-SWITCH de waterkwaliteit van veenplassen, zoals de Geerplas en het Nanneveld, in grote lijnen realistisch te simuleren bij sterk uiteenlopende externe nutriëntenbelasting. Het grote verschil in primaire productie tussen de ongesaneerde en gesaneerde toestand wordt door het model gereproduceerd. Kennelijk heeft het model voorspellend vermogen met betrekking tot het effect van hydrologische isolatie, reductie van de externe nutriëntenbelasting en baggeren.

Hoewel de berekende en de gemeten naleveringsfluxen van fosfaat uit de bodem van dezelfde grootte-orde zijn, treden er soms toch aanzienlijke discrepanties op. Het is moeilijk hierover een oordeel over uit te spreken, aangezien niet goed bekend is hoe representatief de meting is voor de veldconditie.

Het simulatieresultaat kon niet verkregen worden met dezelfde waarden van de invoerparameters voor SWITCH als waren bepaald voor zand-slibbodems in de randmeren. Dit geldt overigens in hoofdzaak alleen de procesparameters met betrekking tot fosfaat. De fosfaatchemie van een veenbodem is mogelijk in de volgende opzichten anders dan die van een zand-slibbodem:

- De vorming van een stabiel fosfaatmineraal lijkt niet op te treden.
- Vivianiet of een vivianiet-achtig complex met organische stof lijkt trager en pas bij een hoger opgelost fosfaatgehalte te worden gevormd.
- Het in de veenbodem aanwezige ijzer lijkt zeer reactief te zijn, hetgeen tot uiting komt in de hoge sorptiecapaciteit voor fosfaat van geoxydeerd sediment.

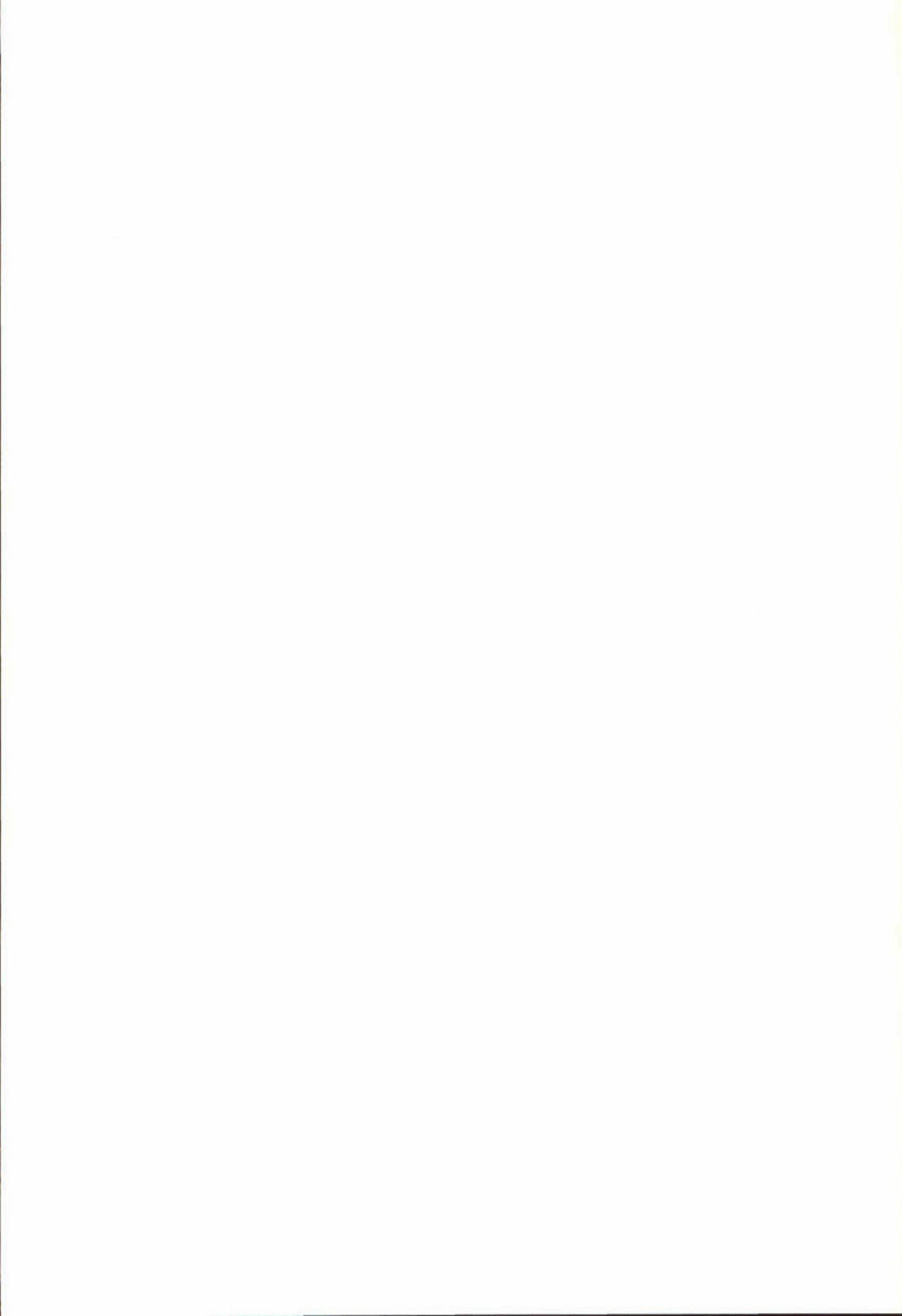
De verklaring voor de wijze, waarop chlorofylgehalten en nutriëntengehalten zich na de sanering ontwikkelen in de Geerplas en het Nanneveld, moet hoofdzakelijk worden gezocht in de sterk verminderde externe nutriëntenbelasting. Het model wijst erop, dat de externe fosfaatbelasting zover is teruggebracht, dat fosfaatafvoer in de bodem als gevolg van wegzijging met name in het Nanneveld ertoe zou kunnen leiden, dat het fosfaatgehalte van de bodem langzaam daalt. Op de lange duur zou dit substantiële verlaging van de fosfaatafvoer door de bodem tot gevolg hebben. Gegeven de beperking van de primaire productie door fosfaat, kan dat op zijn beurt weer leiden tot lagere chlorofylgehalten. Het optreden van hoge opgeloste fosfaatgehalten in het poriewater van een veenachtige waterbodem is hiervoor echter een belangrijke voorwaarde. Nader veldonderzoek en modelmatig onderzoek kunnen ten aanzien van deze hypothese uitsluitsel bieden.

Aanbevelingen

Teneinde SWITCH dynamischer te maken en in het geval van veenplassen te verbeteren is het raadzaam om in dit model:

- nitrificatie te laten stoppen als de geoxydeerde top laag ineengeklapt is;
- denitrificatie te koppelen aan de afbraak van organische stof; en
- refractair detritus (humus) niet alleen te laten vormen maar ook te laten afbreken.

Nader (experimenteel) onderzoek aan poriewatergehalten van fosfaat en de wijze waarop fosfaat in de bodem is vastgelegd kan gegevens verschaffen om tot verdere onderbouwing van SWITCH te komen.



I INLEIDING

I.1 Achtergrond

Het eutrofiëringsmodel DBS is ontwikkeld door WL in nauwe samenwerking met RIZA (WL, 1992; van der Molen et al., 1994; appendix A). DBS beschrijft de eutrofiëringsprocessen in een ondiep meer. Hieronder vallen de productie- en verliesprocessen van algen (uitgesplitst naar soorten), en de omzettingsprocessen met betrekking tot de nutriënten fosfor, stikstof en silicium. De module voor bodemwater uitwisseling van nutriënten SWITCH neemt met name ten aanzien van de kwantificering van de interne fosfaatbelasting een centrale plaats in. SWITCH is vooral ontwikkeld om de teruglevering van nutriënten door de eutrofe, niet met waterplanten bedekte bodem op langere termijn bij gewijzigde condities te kunnen voorspellen (WL, 1991 en 1994; Smits en van der Molen, 1993; appendix B).

DBS (of een voorganger daarvan) is met een eenvoudige bodemmodule in plaats van SWITCH in opdracht van Rijkswaterstaat (RIZA), het Hoogheemraadschap Rijnland, het Waterschap Friesland en de Provincies Utrecht en Groningen op een groot aantal plassen en meren toegepast. Het model is vooral met betrekking tot het korte termijn gedrag gevalideerd. DBS met de SWITCH-module is met succes voor het lange termijn gedrag uitgebreid gecalibreerd en getoetst op het Veluwemeer en met succes toegepast op het Volkerak-Zoommeer (WL, 1994 en 1995a). Beide systemen worden gekenmerkt door een zandige bodem in ondiepe gedeelten en een slibbige bodem in de diepere gedeelten. De hypothese dat fosfaat in de bodem geleidelijk wordt vastgelegd in een niet-reactief mineraal speelde een belangrijke rol bij het bereiken van een goed berekeningsresultaat.

Andere toepassingen van DBS met SWITCH op plassen en meren met gereduceerde fosfaattoevoer ontbreken. Dit impliceert dat het nog niet mogelijk is geweest om de toepasbaarheid van SWITCH op plassen met een (slibachtige) veenbodem te toetsen. Veenbodems verschillen sterk van zand-slib bodems, onder andere in chemische zin. Dit kan impliceren dat er verschillen in de fosfaatvastlegging optreden. Met name bovengenoemde hypothese dient daarom ook voor de veenplassen getoetst te worden.

Veenplassen vormen een zeer groot deel van de plassen en meren, die onder het beheer van waterschappen vallen. Bij door waterschappen uitgevoerde saneringen van veenplassen zijn wisselende resultaten bereikt, mede als gevolg van onvolledig inzicht in het functioneren van de bodem als interne bron van nutriënten. Als toepassing van DB-SWITCH op veenplassen ook succesvol is gebleken, komt een zeer breed toepasbaar modelinstrumentarium voor eutrofiëringsstudies beschikbaar.

1.2 Doelstelling

De onderzoeksactiviteiten dienden de volgende hoofddoelstelling:

- het voor waterschappen beschikbaar komen van DBS als integraal en breed toepasbaar modelinstrumentarium voor eutrofiëringstudies in oppervlaktewater.

De meer specifieke doelstelling van het uitgevoerde onderzoek was:

- het toetsen en onderbouwen van SWITCH als onderdeel van DBS voor de bodem-wateruitwisseling van nutriënten in veenplassen.

De toetsing werd uitgevoerd voor een tweetal veenplassen, waarbij zowel de toestand vóór als de toestand na de uitvoering van saneringsmaatregelen ten aanzien van de nutriëntenbelastingen diende te worden beschouwd. Bij eventueel gebleken tekortkomingen van SWITCH, dient te worden aangegeven hoe deze kunnen worden opgeheven. Verklaring voor zover mogelijk van door de sanering opgetreden effecten met betrekking tot de bodem-wateruitwisseling is een nevendoelelstelling.

Het zo goed mogelijk voorspellen van de biomassa en de soortensamenstelling van het fytoplankton was voor dit project secundair. Het volstond om de primaire productie met BLOOM globaal te reproduceren en daarmee de nutriëntenhuishouding aan de kant van de nutriëntenconsumptie goed te beschrijven. Om die reden is geen aandacht besteed aan graas door zoöplankton en aan primaire productie door microfytobenthos.

1.3 Werkwijze

Selectie van plassen

In het offertestadium werden reeds twee veenplassen voor de modelmatige studie geselecteerd, namelijk de Geerplas, gelegen in het Hoogheemraadschap van Rijnland, en het Nannewijd, gelegen in het Waterschap Friesland. Om in aanmerking te komen voor modeltoetsing moesten deze veenplassen voldoen aan de volgende criteria:

- De plas is in beheer bij een waterschap, dat bereid is de benodigde gegevens toe te leveren.
- Saneringsmaatregelen zijn uitgevoerd ten aanzien van de externe en interne nutriëntenbelasting.
- Gegevens met betrekking tot water- en stofbalansen en waterkwaliteit zijn in voldoende mate beschikbaar.
- Gegevens met betrekking tot bodemsamenstelling en fosfaatnalevering zijn beschikbaar.
- De inspanning benodigd om de waterbeweging van het plassysteem te beschrijven in relatie tot compartimentering en de uitwisseling met het omliggende poldergebied is niet zeer omvangrijk.

Beoordeling gegevens, keuze van simulatieperiode

De benodigde gegevens betreffen de water- en nutriëntenbalansen, de waterkwaliteit, de bodemsamenstelling, naleveringsfluxen, meteorologische parameters en geometrie. Aan de hand van verzamelde gegevens kunnen voor het model onder andere het fosfaatgehalte, de P-sorptiecapaciteit en de porositeit van de bodem bepaald worden. De meeste gegevens worden gebruikt om de invoer voor het model te bepalen. De gegevens van de waterkwaliteit en de naleveringssnelheid worden gebruikt ter vergelijking met berekende concentraties en fluxen.

Analyse van de beschikbare gegevens moest uitwijzen of deze afdoende zijn en welke jaren voor modellering in aanmerking komen. Het oordeel viel voor beide plassen positief uit.

De kwaliteitsgegevens en een aantal belangrijke condities van de Geerplas in de jaren 1989-91 zijn sterk beïnvloed door de saneringswerkzaamheden, met name het baggeren. De meest geschikte jaren voor de modeltoepassing zijn daarom 1987-1988 en 1991-1995.

In geval van het Nannewijd stonden waterkwaliteit en diverse condities sterk onder invloed van de gepleegde ingrepen in het jaar 1994. Dit geldt in mindere mate ook voor de periode januari tot maart 1995, ten tijde van de fosfaatfixatie. De voor modellering geselecteerde perioden zijn daarom 1991-1993 en 1995-1996.

Modellering

De modellering is uitgevoerd met DBS, waarin SWITCH als module is opgenomen. Stand-alone toepassing van SWITCH is minder zinvol, omdat dan de dynamische interactie met de waterkolom ontbreekt. De bezinkingsfluxen zijn bovendien niet (goed) uit meetgegevens te schatten.

De modellering en de toetsing van het resultaat verliep in de volgende stappen:

- ruimtelijk schematiseren van het plassensysteem;
- completeren en consistent maken van de 'ruwe' gegevens;
- uitwerken en/of bewerken van de water- en nutriëntenbalansen;
- aanmaken van invoerbestanden;
- inregeling en calibratie van het model;
- modelsimulaties voor historische perioden; en
- analyse van de resultaten.

Bij de calibratie werd DBS zo goed mogelijk afgeregeld op de beschikbare gegevens voor de oorspronkelijke, sterk geëutrofiëerde toestand van het meer. Hierbij werd voortdurend getoetst aan de ranges van parameterwaarden, die zijn verkregen uit eerdere modeltoepassingen. Het resultaat van de calibratie werd visueel beoordeeld op basis van vergelijking van metingen en berekeningen. De ervaring heeft uitgewezen dat gebruik van methoden zoals de kleinste kwadraten methode weinig effectief is in geval van gecompliceerde modellen met een groot aantal procesparameters. Vooral verschuivingen in de tijd bemoeilijken het gebruik van geautomatiseerde methoden.

De calibratie werd in verband met het eerder beschikbaar komen van gegevens eerst uitgevoerd voor de Geerplas. Daarna volgde het Nannewijd, waarvoor de modeltoepassing ook als validatie van het model kan worden opgevat. De calibratie richtte zich vooral op de procesparameters van SWITCH en daarmee op de bodemwater uitwisseling. Bij aanvang kregen de parameters van SWITCH de waarden, die bij de calibratie op de randmeren en het Volkerak-Zoommeer zijn vastgesteld. De parameterwaarden van het DELWAQ-BLOOM gedeelte van DBS zijn niet gevarieerd, afgezien van enkele parameterwaarden, die de uitwisseling tussen water en bodem betreffen. Hiervoor leunt deze studie dus sterk op de vele eerdere succesvolle calibraties, die verricht zijn voor een groot aantal meren (o.a. WL 1991, 1994, 1995a, 1995b, 1996 en 1997; Van der Molen et al., 1994). De werkwijze impliceert wel, dat de nauwkeurigheid van SWITCH mede wordt bepaald door de nauwkeurigheid van DBS.

De historische simulaties werden uitgevoerd voor een zo lang mogelijke periode (5 tot 7 jaar), die begint in de ongesaneerde toestand en doorloopt in de gesaneerde toestand. Dit impliceerde het in de invoerbestanden tot uitdrukking brengen van gepleegde ingrepen (reductie belasting, baggeren, etc.). De resultaten werden geanalyseerd aangaande het voorspellend vermogen van SWITCH en het systeemgedrag, mede als gevolg van saneringsmaatregelen.

Evaluatie

Bij de evaluatie van de resultaten van calibratie en historische simulaties werd aandacht besteed aan de nauwkeurigheid en het voorspellend vermogen van SWITCH. De evaluatie leidde tot aanbevelingen ter verbetering van de modelformuleringen.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 verschaft voor beide plassen een situatieschets. Naast kenmerken van het watersysteem worden de saneringsingrepen besproken. Hoofdstuk 3 levert een overzicht van enerzijds de benodigde en anderzijds de beschikbare gegevens, voor zover ze ook daadwerkelijk gebruikt zijn. En passant wordt aangegeven in welke zin de beschikbare gegevens tekortkomingen vertonen en hoe met omissies is omgegaan. De waterbalansen van de plassen komen aan de orde in hoofdstuk 4, waarin ook duidelijk wordt hoe deze zijn opgesteld vanuit soms betrekkelijk ruwe gegevens.

De toepassing van DB-SWITCH op de plassen wordt beschreven in hoofdstukken 5 en 6. Achtereenvolgens wordt uiteengezet hoe de invoerparameters zijn bepaald en hoe de calibratie is uitgevoerd. Daarna volgt een beschrijving van de resultaten van de historische simulaties in de zin van waterkwaliteit en naleveringsfluxen van nutriënten.

De discussie omtrent het functioneren van het model en het systeemgedrag, in het bijzonder van SWITCH volgt in hoofdstuk 7, dat wordt afgesloten met conclusies en aanbevelingen. Hoofdstuk 8 is gewijd aan een globale en tentatieve beoordeling van de effecten van de saneringen, voor zover dat vanuit de optiek van DB-SWITCH mogelijk is.

Het model DBS wordt beknopt toegelicht in appendix A. Een complete beschrijving van SWITCH wordt geboden door appendix B.

2 BESCHRIJVING VAN WATERSYSTEMEN EN INGREPEN

2.1 Geerplas

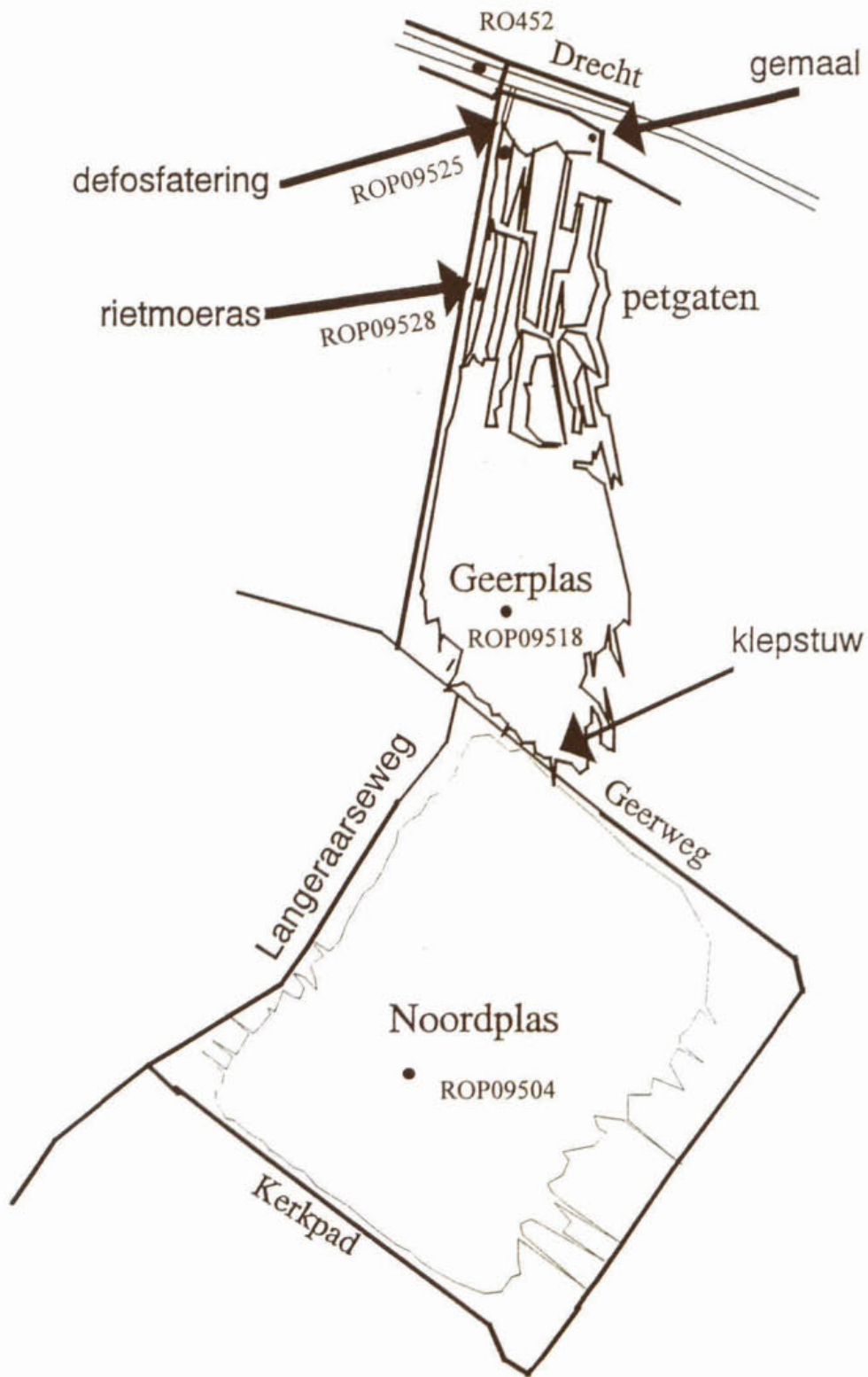
Algemene kenmerken, situatie voor de sanering

De Geerplas maakt als meest noordelijk gelegen plas deel uit van de Langeraar Plassen een groter polderplassen-systeem gelegen in de Noordeind- en Geerpolder (figuur 2.1). De drie plassen staan in open verbinding met het aangrenzende polderland, en twee aan twee in open verbinding met elkaar met één enkele meters brede doorgang. Nagestreefd werd het waterpeil te houden op -1.55 m NAP in het zomer halfjaar en -1.60 m NAP in het winter halfjaar. De totale oppervlakte van de plassen bedraagt 1,74 km², de gemiddelde diepte 1,9 meter. De bodem bestaat uit fijn slib, dat veenhoudend is. In de plassen bevinden zich een tiental waterkwaliteitsmeetpunten, waarvan één in de Geerplas. Twee meetpunten in de poldersloten leveren een indicatie voor de waterkwaliteit hiervan.

Het poldersysteem wordt omgeven door boezemwateren: de Leidse Vaart in het zuiden, het Aarkanaal in het oosten en de Drecht in het noorden. Aanvoer van water uit de Leidse Vaart vindt plaats via een inlaat aan de Smitskade en via de Langeraar Sluis. Ook wordt water ingelaten vanuit het Aarkanaal via de Papenveerse Sluis in zuid- en noordplas. Het bovengemaal voert overtollig water uit een lager gelegen gedeelte van de Geerpolder naar de Noordplas. Het gemaal Smitskade slaat het teveel aan plassenwater uit naar de Leidse Vaart. Tevens verlaat water de plas via wegzijging van ongeveer 0,25 mm/dag. Via het watervoerend pakket trekt dit water in de richting van omliggende diepe polders (-4,5 m NAP).

Langs de grenzen van de polder, die 3,57 km² groot is, bevindt zich verspreide, vrijwel geheel gerioleerde bebouwing. Tussen de Noordplas, de Zuidplas en het Aarkanaal liggen vele kassen. De rest van de polder is veenweidegebied.

De plassen zijn sterk geëutrofiëerd als gevolg het inlaten van nutriëntrijk boezemwater en de ongehinderde toestroming van zeer nutriëntrijk water uit poldersloten. Pleziervaart op de plassen leidt in het zomer halfjaar tot een nutriëntlast ter grootte van ongeveer 600 i.e. (WL, 1985). Voorts draagt de nalevering van in de slibbige bodem geaccumuleerde nutriënten fors bij aan de eutrofiëring van de plassen. Een vermoedelijk kleine netto bijdrage in de nutriëntenbelasting wordt veroorzaakt door de aalscholver- en reigerkolonie langs de petgaten, onmiddellijk ten noorden van de Geerplas.



Figuur 2.1 Overzichtskaartje van Geerplas en omgeving met daarin aangegeven de posities van de waterkwaliteitsmeetpunten

Gepleegde ingrepen

De ingrepen hebben geheel betrekking op de Geerplas. Ze omvatten hydrologische isolatie, wegbaggeren van fosfaatrijk slib en verwijdering van nutriënten uit aangevoerd boezemwater. In min of meer chronologische volgorde zijn uitgevoerd (Hoogheemraadschap van Rijnland, 1996):

- 1989; aanbrengen van een klepstuw tussen de Geerplas en de aangrenzende Noordplas;
- 1989; installeren van een gemaal, langs de noordzijde van de Geerplas, die het overtollige water uitslaat op de Drecht (vopo met geschatte effectieve capaciteit 3,6 m³/min);
- 1989; aanleg van een waterinlaat vanuit de Drecht om een watertekort te kunnen opheffen;
- 1989-1991; wegbaggeren van in totaal 112.000 m³ bodemslib in twee etappes (van april tot oktober 1989 en met schermen van oktober 1990 tot mei 1991);
- 1989; aanleg van een voorziening voor defosfatering van het uit de Drecht ingelaten water bij de inlaat, bestaande uit een ijzerchloridedoseringseenheid en een bezinkingsloot van 200 meter lengte;
- 1989; aanleg van een helofytenveld van 0,4 ha met een verblijfstijd van gemiddeld 20 uur, waarlangs het gedefosfateerde inlaat water wordt gevoerd naar de plas om tot verdere reductie van nutriëntgehalten te komen; en
- 1989; hydrologische isolatie van de vogelkolonie door middel van damwandjes.

Gewijzigde situatie na de sanering

Ook in de nu geïsoleerde Geerplas wordt een constant waterpeil nagestreefd van -1.55 m NAP in het zomer halfjaar en -1.60 m NAP in het winter halfjaar. Gedurende droge perioden wordt water alleen aangevoerd uit de Drecht om het gewenste peil te handhaven. Van de klepstuw wordt aangenomen, dat deze incidenteel opengaat om een vissersboot door te laten. Het peil van de Geerplas is in principe iets hoger dan dat van de aangrenzende Noordplas, opdat het open zetten van de klepstuw niet leidt tot waterinstroming vanuit deze plas. Woonboten zijn op de Geerplas niet aanwezig en de pleziervaart is er minimaal.

De Geerplas staat in open verbinding met het hoofdzakelijk ten noorden daarvan gelegen petgatengebied in bezit van Staatsbosbeheer, waar de drooglegging 50 cm bedraagt. De veenweiden worden gebruikt voor zeer extensieve begrazing en zijn van de plas gescheiden door een met bomen begroeide zone. Van aanvullende bemesting is reeds heel lang geen sprake meer.

Overtollig water wordt uitgeslagen op de Drecht. De wegzijging van ongeveer 0.25 mm/dag treedt nog onverminderd op. De huidige hydrologische situatie leidt tot een verblijfstijd van ongeveer een jaar.

Als gevolg van het baggeren is de gemiddelde diepte van de Geerplas vergroot van 1,7 naar 1,9 meter. De diepte varieert van 1,5 meter aan de randen tot ruim 2,5 meter in het midden van de plas.

Vier relevante meetpunten van de waterkwaliteit bevinden zich in de plas, onmiddellijk bovenstrooms en benedenstrooms van het helofytenfilter en in de Drecht.

2.2 Nannewijd

Algemene kenmerken, situatie voor de sanering

De polderplassen Nannewijd en Kleine Wijd zijn gelegen in een vrij omvangrijk polderbemalingsgebied, waarvan het maaiveld gemiddeld op zo'n -1 m NAP ligt (figuur 2.2). De plassen zijn respectievelijk $1.0 \cdot 10^6 \text{ m}^2$ en $0.05 \cdot 10^6 \text{ m}^2$ groot en waren gemiddeld 0,75 m en 0,15 m diep bij waterpeil -1,12 m NAP (peiling mei 1994; Waterschap Friesland, juli 1994). Ze zijn onderling verbonden door de Veenscheiding, een 1 meter diepe vaart die van oost naar west loopt. De Rotstersloot is de voornaamste verbinding van het Nannewijd met ten zuiden daarvan gelegen polderland.

Water werd in droge tijden vanuit het oosten aangevoerd langs de Veenscheiding via de sluis langs het Nieuw Heerenveense kanaal c.q. de Van Engelenvaart. Tijdstip en omvang van de aanvoer van boezemwater werden ingegeven door peilhandhaving. De zomer- en winterpeilen waren respectievelijk -1 m en -1,25 m NAP. Vanuit de plas verspreide het water zich naar een deel van het polderland, waarvan het slootwater in open verbinding stond met de plas (Grontmij, oktober 1989). Dit relatief hooggelegen areaal van ongeveer 400 ha ligt langs de noordoost- en zuidoostoever van het Nannewijd en langs de Veenscheiding ten westen van het Nannewijd. Van hieruit werd het water via overlopen doorgegeven aan een veel groter laaggelegen areaal van 1760 ha, dat zich grotendeels ten zuidwesten van de plas bevindt. Het waterpeil in dit gebied varieert van -1,15/-1,4 tot -2,8/-3,05 m NAP. Een uitzondering vormt het met bossages bedekte, ten westen van de Rotstersloot gelegen natuurgebied Oosterschar (290 ha), waar een peil van -1/-1,05 m NAP wordt gehandhaafd.

Overtollig water van het gebied dat in open verbinding met de plas stond, werd in natte perioden door het gemaal de Foarútgang vanuit de Veenscheiding uitgeslagen op de Van Engelenvaart. Dit gemaal sloeg ook het water uit dat door een vijzel naar de Veenscheiding werd opgevoerd vanuit een ongeveer 480 ha groot, langs de Van Engelenvaart gelegen, lager polderdeel (peilen van -0,95/-1,2 tot -1,25/-1,5 m NAP). 355 ha van dit gebied werd in droge tijden van water voorzien uit de in het zuiden gelegen Tjonger, die deel uitmaakt van de boezem, en die de Van Engelenvaart en het Nieuw Heerenveense kanaal verbindt met het Tjeukemeer. In de zomer wordt via de Tjonger Tjeukemeerwater aangevoerd naar deze kanalen.

Het zeer laaggelegen noordoostelijk deel van het bemalingsgebied met zomer- en winterpeilen variërend van -1,35/-1,6 tot -2/-2,25 m NAP, dat zich uitstrekt aan weerszijden van de veenscheiding, watert af via een eigen gemaal op het Nieuw Heerenveense kanaal. Het gebied ter grootte van 360 ha kent ook een eigen inlaatpunt langs dit kanaal.

Het grote, zuidelijke deel van het bemalingsgebied wordt van overtollig water ontdaan door een gemaal aan het Tjeukemeer. Het meest zuidelijke deel wordt in droge tijden via dit punt ook van water voorzien.

De bodemopbouw in en rond de plas is zeer karakteristiek. Op veel plaatsen bevindt zich op het omringende agrarische land nog een veenlaag van ongeveer een 0,5 meter dikte. In de plas ontbreekt de veenlaag, afgezien van restanten in de zuidwestelijke helft. Daar en in het noorden van de plas bevindt zich een veenhoudende sliblaag van 5 tot 25 cm. dikte. De centrale en oostelijke helft van de plas heeft een zwak leemhoudende fijne zandbodem. Deze vormt de bovenzijde van een ondiep watervoerend pakket van ongeveer 4 meter dikte, dat zich onder het gehele bemalingsgebied uitstrekt.

De onderzijde wordt begrensd door een slecht doorlatende keileemlaag, die in de omgeving van de plas 2 meter maar elders tot 8 meter dik is. Daaronder ligt meer dan 80 meter zand, het tweede watervoerend pakket. De plas en het omringende hoge polderland liggen aanzienlijk hoger dan de omringende diepe polders. Als gevolg daarvan zijgt water uit de plas weg naar het watervoerend pakket met een snelheid van ongeveer 3,3 mm/dag (Grontmij, 1989). Daarin stroomt het water alzijdig in horizontale richting weg. Het kwelt weer op in de diepe omliggende polders.

De plassen zijn aan de zuid- en westzijde omzoomd door rietland, struweel, broekbos en schraalgraslanden. Het agrarische land in het bemalingsgebied is hoofdzakelijk in gebruik als veenweide. Op zandiger gedeelten wordt maïs verbouwd. De drooglegging in de winter is over het algemeen zo'n 80 cm. Langs de noordoostoever van het Nanneveld strekt zich de bebouwde kom van Oudehaske uit. De diverse kanalen in deze volledig gerioleerde gemeente staan in open verbinding met de plas. Langs de oostoever bevindt zich een gedeeltelijk van de plas afgeschermd zwembad.

De waterkwaliteit van het Nanneveld werd gemeten op een tweetal punten, gelegen aan de westoever en de oostoever (Waterschap Friesland, juli 1994). Voorts werd de kwaliteit van het (aangevoerde) water gemeten in een viertal meetpunten, gelijkelijk verdeeld over boezemwater en polderwater.

Gepleegde ingrepen

De ingrepen aangaande het Nanneveld en het Kleine Veld omvatten hydrologische isolatie, wegbaggeren van fosfaatrijk slib, fosfaatfixatie, verwijdering van nutriënten uit aangevoerd boezemwater en actief biologisch beheer. In min of meer chronologische volgorde werden de volgende ingrepen uitgevoerd (Waterschap Friesland, november 1994 en februari 1996):

- juni 1994; hydrologische isolatie van de plas door het aanbrengen van een dam in de Veenscheiding ten westen van het Kleine Veld, van dammetjes in de poldersloten ter plaatse van de aansluiting op de plassen en van een overloop in de Veenscheiding nabij het gemaal Foarútgang;
- juli 1994; aanleg van een helofytenveld van 20 ha met een verblijfstijd van gemiddeld 7 dagen, waarlangs water wordt aangevoerd om peildaling in de plas tegen te gaan (Ten behoeve van de aanvoer is een pomp met een capaciteit van 7 m³/min geïnstalleerd, stroomopwaarts van het rietveld);
- oktober 1994; aanleg van een defosfateringsvoorziening met een debiet-proportionele doseringseenheid en een bezinkingsloot van 125 m, waarlangs het water afkomstig van het rietveld via een trapeziumstuw naar de plas stroomt (De voorziening zou moeten worden opgeheven als het helofytenveld zich volledig heeft ontwikkeld, mogelijk in 1998);
- februari-augustus 1994; wegbaggeren van in totaal 93.000 m³ bodemslib;
- oktober 1994 - maart 1995; fosfaatfixatie door injecteren van ijzerchloride op en in de waterbodem (dosering van 294 ton FeCl₃ en 65 ton kalkmelk; Waterschap Friesland, februari 1996a). Kalkmelk werd aan het water toegevoegd om pH-daling te voorkomen); en
- december 1994 - maart 1995; wegvangen van 80% van het brasembestand.

Gewijzigde situatie na de sanering

De gemiddelde diepte van het Nannewijd is met zo'n 5 cm vergroot als gevolg van het baggeren. De diepte van het Kleine Wijd is met zo'n 20 cm toegenomen. De gemiddelde diepten bij nagestreefd peil van -1.05 m NAP zijn nu respectievelijk 0,85 m en 0,30 meter (peiling september 1994; Waterschap Friesland, november 1994 en februari 1996). In de zuidwestelijke helft ligt nog steeds een slibbodem, met daaronder dunne veenrestanten. Gemiddeld is de sliblaag 5 cm dik. De toplaag is over een diepte van 5 tot meer dan 10 cm verrijkt met ijzer als gevolg van de fosfaatfixatie.

Als gevolg van de hydrologische isolatie is er geen uitwisseling meer met het omliggende polderland. De kanalen in Oudehaske staan wel nog steeds in open verbinding met de plas en de wegzijging vindt onverminderd plaats. Water wordt bij tekort uit de Tjonger aangevoerd vanuit het zuiden via de Rotstersloot, het rietveld en de defosfateringsvoorziening. Het water wordt uit de Rotstersloot 0,9 m opgevoerd naar het rietveld, en verlaat dit via een overloop. Overtollig water verlaat de plas via de overloop in de veenscheiding naar de omleidingssloot. Debieten worden bepaald bij het opvoerpunt naar het rietveld, bij de overloop van de defosfateringsloot en bij de overloop aan het eind van de Veenscheiding.

Het water benodigd voor het aan de zuidzijde grenzende agrarische gebied wordt voortaan aan- en afgevoerd via een daartoe aangelegd omleidingskanaal. Het gemaal Foarútgang is in december 1993 gerenoveerd en voert nu overtollig water vanaf een lager polderpeil naar de Van Engelenvaart. Dit betreft ook het plassenwater dat de Veenscheiding via de overloop verlaat.

Nagestreefd wordt het peil van de plassen zo constant mogelijk te houden. In het voorjaar van 1996 is dit niet gelukt. Het peil daalde tot 20 cm. onder het gewenste niveau, omdat de capaciteit van de opvoerpomp bij het rietveld onvoldoende bleek te zijn. Het watertekort is opgeheven door gedurende een korte tijd via de sluis een grote hoeveelheid water in te laten vanuit het Nieuw Heerenveense kanaal. In 1995 was de capaciteit van de pomp tijdelijk opgevoerd tot 10 m³/min, omdat reeds was geconstateerd dat een capaciteit van 7 m³/min aan de lage kant is.

Het initiële rendement van helofytenfilter met betrekking tot de verwijdering van totaal-P is ongeveer 27%. De defosfatering draagt aan verdere fosfaatverwijdering bij door incidentele concentratiepieken in het vanuit het helofytenfilter aangevoerde water af te vangen. Het effect van de defosfatering is beperkt. Daarom is de ijzerdosering in 1996 verhoogd van 6 naar 10-15 mg FeCl₃/l.

De waterkwaliteit van plas, polderwater en boezemwater wordt op dezelfde punten gemeten als voor de sanering. Bovendien wordt de kwaliteit van het inlaatwater op drie punten gemeten in de Rotstersloot voor de opvoer naar het helofytenveld, tussen het rietveld en de defosfatering, en onmiddellijk stroomafwaarts van de bezinkingsloot. Alle punten maken deel uit van het routinematige meetprogramma met een maandelijkse meetfrequentie. Op de drie punten in de Rotstersloot wordt in het zomer halfjaar tweewekelijks gemeten.

3 BENODIGDE EN GEBRUIKTE GEGEVENS

3.1 Geometrie/gebiedskenmerken

De benodigde gegevens omvatten:

- kaart van de plas, ermee in verbinding staande polderpercelen en het omliggende boezemwater (locatie van in- en uitstromingen);
- oppervlakte en waterdiepte van de plas en de eventuele daarin te onderscheiden compartimenten;
- oppervlakte van polderpercelen, die in open verbinding staan met de plas; en
- oppervlaktepercentages open water en verhard oppervlak, en grondtype, dominante gewassen en drooglegging in de polderpercelen.

De geometrische en geografische gegevens zijn benodigd voor ruimtelijke schematisatie van het watersysteem. De gegevens van de polders dienen het opstellen van de waterbalans.

De Geerplas

De oppervlakte van de plas is $0,284 \cdot 10^6 \text{ m}^2$. Voor het baggeren bedroegen gemiddelde diepte en volume respectievelijk 1,7 meter en $0,483 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, na het baggeren 1,9 meter en $0,547 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (gepeild oktober 1993). Het verschil tussen winter en zomer peil is slechts 0,05 meter.

Het aangrenzende met bomen begroeid gebied en het daarachter liggende veenweidegebied is $0,151 \cdot 10^6 \text{ m}^2$ groot. De poldersloten beslaan ongeveer 30% van dit oppervlak, hetgeen aan de hand van een luchtfoto geschat is. In de waterbalansberekening van het Hoogheemraadschap van Rijnland is echter 50% aangenomen. Er is geen noemenswaardig verhard oppervlak. De drooglegging bedraagt 0,5 m.

Voor bepaling van bovenstaande gegevens werd gebruik gemaakt van een concept rapport (Hoogheemraadschap van Rijnland, 1996). De geringe wijzigingen in het definitieve rapport hebben geen consequenties voor deze studie.

Het Nannezijd

Exclusief het Kleine Wijd is de plas $1,0 \cdot 10^6 \text{ m}^2$ groot (Waterschap Friesland, juli 1994). Voor het baggeren waren gemiddelde diepte en volume bij een waterpeil van -1,12 m NAP respectievelijk 0,75 meter en $0,75 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Na het baggeren zijn diepte en volume bij een waterpeil van -1,05 m NAP 0,85 meter en $0,85 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Er is sprake van een zandige bodem in de oostelijke helft en een slibbige bodem in de westelijke helft van de plas.

Voor 1994 stond de plas in verbinding met 400 ha polderland, overwegend veenweiden naast de bebouwde kom van Oudehaske. Vanuit dit areaal werd in droge perioden water toegeleverd aan nog eens 1760 ha polderland, hoofdzakelijk veenweidegebied naast het beboste natuurgebied Oosterschar. Naar schatting wordt zo'n 2% van het polderoppervlak ingenomen door sloten.

3.2 Meteorologie

Benodigde gegevens betreffen:

- weekgemiddelde globale instraling van zonlicht (J/cm^2); en
- weekgemiddelde windsnelheid (m/s op 10 meter hoogte).

Deze parameters zijn van belang voor de berekening van processnelheden, respectievelijk van primaire productie en reaeratie.

De Geerplas

Dagelijkse gegevens van het KNMI-station De Bilt zijn gebruikt voor instraling in de periode 1987 t/m 1995. Van het meer nabij gelegen station Schiphol zijn dagelijkse windgegevens gebruikt voor dezelfde periode. In beide gevallen zijn de dagelijkse gegevens ten behoeve van het model geconverteerd naar weekgemiddelde gegevens.

Het Nanneveld

Dezelfde gegevens zijn gebruikt voor het Nanneveld, aangezien de gegevens voor station Eelde niet digitaal beschikbaar waren. Met behulp van de maandoverzichten van het KNMI kon worden vastgesteld, dat de verschillen tussen de instraling in De Bilt en in Eelde kleiner zijn dan $\pm 10\%$. Voorts moet bedacht worden, dat lichtbeperking in het ondiepe Nanneveld nauwelijks een rol speelt. De wintergegevens van De Bilt zijn echter toch gecorrigeerd met behulp van maandelijkse verhoudingsfactoren (Eelde/De Bilt), die uit de maandoverzichten zijn bepaald.

3.3 Waterbalans

De gegevens benodigd om de waterbalans van een plas samen te stellen zijn:

- instromende debieten (m^3/dag ; boezemwaterinlaten, aanvoer via poldersloten en omvangrijke puntlozingen; indien relevant uitwisseling tussen compartimenten);
- uitstromende debieten (m^3/dag ; uitslag van gemalen en afvoer via poldersloten; indien relevant uitwisseling tussen compartimenten);
- uitwisselingsdebieten tussen compartimenten (m^3/dag);
- neerslag op de plas (m^3/dag);
- verdamping uit de plas (m^3/dag);
- kwel en/of wegzijging (mm/dag); en
- berging in de plas (m^3/dag ; op basis van waterpeilen).

De waterbalans van de plas vormt de basis van de modeltoepassing. Als dat nog niet eerder gedaan is, moet deze sluitend opgesteld worden vanuit soms basale gegevens zoals het aantal draaiuren van een gemaal. Indien polderpercelen in verbinding staan met de plas dient berekend te worden welke debieten worden uitgewisseld met behulp van DELFT3B.

Hiervoor zijn onder andere gegevens benodigd van het type bodem en het bodemgebruik en:

- neerslag per week of maand (mm/dag);
- verdamping per week of maand (mm/dag; referentieverdamping); en
- kwel en/of wegzijging (mm/dag).

De Geerplas

Voor de jaren 1987-1988 waren neerslag en verdampingsgegevens beschikbaar voor het samenstellen van de waterbalans van de toen nog met de Noordplas in verbinding staande Geerplas (station Schiphol). De wegzijging is eveneens bekend. Peilgegevens zijn er echter niet. Er wordt daarom van constant peil uitgegaan. De netto afvoer van de Geerplas naar de Noordplas en de netto aanvoer van de Noordplas naar de Geerplas werd bepaald op basis van peilvereffening (sluitpost). Via calibratie op het chloridegehalte werd voorts het gemiddelde uitwisselingsdebiet bepaald, dat samenhangt met op- en afwaaiing.

Maandelijks waterbalansen waren beschikbaar voor de geïsoleerde plas en het aanliggende poldergebied voor de jaren 1991 t/m 1995 (Hoogheemraadschap van Rijnland, 1996). Daarin verwerkte gegevens betreffen inlaat vanuit de Drecht, uitslag naar de Drecht, wegzijging (0,25 mm/dag), neerslag van Nieuwe Wetering en referentieverdamping van het station Schiphol (Hoogheemraadschap van Rijnland, 1996). De referentieverdamping is met behulp van Makkinkfactoren omgerekend naar de verdamping van open water en van grasland.

De restpost op de balans is gemiddeld over de jaren zo'n 13%. De restpost is voor de balansberekening toegekend aan inlaat of uitslag, aangezien deze als de meest onzekere posten worden beschouwd.

Het Nannewijd

Voor het Nannewijd waren geen sluitende, volledige waterbalansen beschikbaar. Deze zijn uit de basale door het Waterschap Boarn en Klif en het Waterschap Friesland toegeleverde gegevens samengesteld. Voor berekening van de waterbalansen van 1991-1993 vóór de sanering in 1994 waren gegevens beschikbaar van:

- de maandelijks hoeveelheden water, die uitgeslagen zijn door het gemaal Foarútgang en het gemaal aan het Tjeukemeer nabij Vierhuis;
- de maandelijks hoeveelheden water, die door de vijzel vanuit de Groote Johannesgaaster Veepolder opgevoerd zijn naar de Veenscheiding;
- de dagelijkse neerslag van de stations Joure en Lemmer en de dagelijkse referentieverdamping van station Leeuwarden;
- de omvang, waterpeilen, drooglegging en wegzijging/kwel van de verschillende arealen in het bemalingsgebied; en
- de water aan- en afvoersituatie in het gebied.

Gegevens van het waterpeil van het Nanneveld zijn niet beschikbaar voor deze periode, zodat uitgegaan wordt van een constant peil. Gegevens zijn ook niet beschikbaar voor de maandelijkse hoeveelheden water, die in het bemalingsgebied ingelaten zijn vanuit het Nieuw Heerenveense kanaal, de Tjonger en het Tjeukemeer. Het via het Nanneveld ingelaten water wordt als sluitpost bepaald in de balans in situaties met een netto watervraag in het gebied. Met betrekking tot wegzijging is deze bij benadering alleen voor de plas bekend. Aannamen zijn gedaan voor het aangrenzende land.

Voor berekening van de waterbalansen van 1995-1996 na de sanering waren gegevens beschikbaar van:

- de dagelijks ingelaten hoeveelheden water bij de defosfateringsvoorziening in de Rotstersloot (berekend vanuit het stuwpeil vanaf september 1995);
- de dagelijks afgelaten hoeveelheden water bij de overstort aan het oostelijke eind van de Veenscheiding (vanaf april 1996);
- de dagelijkse neerslag van het station Joure en de dagelijkse referentieverdamping van station Leeuwarden;
- het dagelijkse waterpeil in de plas; en
- de hoeveelheid water die incidenteel in april 1996 is ingelaten vanuit het Nieuw Heerenveense kanaal.

De ontbrekende gegevens zijn via een sluitpostbenadering gegenereerd. Voor de wegzijging in de plas en het daarmee in verbinding staande areaal is een schatting van 3,3 mm/dag beschikbaar. In het onderzoek van de Boer (augustus 1996) zijn aanwijzingen te vinden dat de wegzijging in werkelijkheid sterker kan zijn. Verdere informatie omtrent de grondwater-beweging onder en rond de plas is te vinden in het rapport van de Grontmij (1991).

3.4 Belasting

Met betrekking tot aangevoerde stoffen zijn benodigd:

- gehalten van chloride, zwevend slib, zuurstof, organische stof (BOD, CZV), Kjeldahl-N, ammonium-N, nitraat-N, opgelost fosfaat-P, totaal fosfaat-P en opgelost silicaat-Si in inlaatwater (mg/l; boezemwater, polderwater, water van omvangrijke variabele puntlozingen);
- gehalte van chlorofyl-I in inlaatwater (lg/l; boezemwater, polderwater);
- gehalten van chloride, totaal-N (of componenten) en totaal fosfaat-P in neerslag (mg/l);
- hoeveelheid ammonium-N en nitraat-N in droge depositie; en
- gemiddeld geloosde hoeveelheden van organische stof (BOD), Kjeldahl-N, ammonium-N, nitraat-N, opgelost fosfaat-P en totaal fosfaat-P in puntlozingen en overige diffuse lozingen (g/dag).

De laatste groep is noch voor de Geerplas noch voor het Nanneveld van betekenis.

De Geerplas

De belastingen vanuit de Noordplas gedurende de periode 1987-1989 zijn gekwantificeerd met behulp van de maandelijkse gegevens van het meetpunt ROP09504. De ontbrekende gegevens voor silicaat werden aangevuld met gegevens van dit station voor de periode 1979-80 (WL, 1985). De volgende tijdreeks werd opgelegd: 1,25 mg/l in week 1-8, dalend tot 0,2 mg/l in week 15 en oplopend tot 1,25 mg/l in week 52.

Voor de kwantificering van de belastingen waren voor de periode 1991 t/m 1995 gegevens beschikbaar van de meetpunten ROP09528 en ROP09525, benedenstrooms en bovenstrooms van het rietveld, en RO452 (maandelijks) in de Drecht voor het inlaatpunt. Op de eerste twee punten wordt in principe gemeten tijdens inlaat, hetgeen heeft geleid tot een lage meetfrequentie van 4 a 5 maal per jaar. Besloten werd alleen de gegevens van ROP09528 te gebruiken. Op silicaat na zijn alle benodigde parameters in het inlaatwater gemeten. Ter invulling hiervan zijn boezemwatergegevens van de periode 1979-80 gebruikt (WL, 1985): 5 mg/l in week 1-8, dalend tot 1 mg/l in week 20 en oplopend tot 5 mg/l vanaf week 42 tot week 52. De ontbrekende gegevens met betrekking tot de nutriëntgehalten in vanuit polderland aangevoerde water zijn ingevuld met ervaringswaarden (Botshol, Loosdrechtse plassen): ammonium 5 mgN/l, nitraat 0.1 mgN/l, fosfaat 1.6 mgP/l, silicaat 1,25 mgSi/l.

Gegevens van de kwaliteit van de neerslag op de Geerplas zijn afgeleid van maandelijkse gegevens van het meetpunt RD002 gelegen bij de Nieuwkoopse Plassen voor de periode september 1992 t/m 1996.

Het Nannewijd

Voor de belastingen met stoffen op het Nannewijd vóór de sanering is gebruik gemaakt van de maandelijkse gegevens voor de periode 1991-1993 van (Waterschap Friesland, juli 1994):

- meetpunt 95 in het Nieuw Heerenveense kanaal ten noorden van de sluis (boezemwater); en
- meetpunt 258 in de Rotstersloot ten zuiden van de plas (polderwater).

De belastingen met stoffen op het Nannewijd na de sanering zijn bepaald uit de maandelijkse gegevens voor 1995-1996 van het meetpunt 377, onmiddellijk stroomafwaarts van de bezinkingsloot. De gegevens van meetpunten in de Tjonger (110) ten oosten van het inlaatpunt, in de Rotstersloot voor de opvoer naar het helofytenveld (376), en tussen het rietveld en de defosfatering (270) zijn daarvoor niet gebruikt.

Op silicaat en zwevend stof na zijn alle benodigde parameters in het inlaatwater gemeten. Ter completering zijn in geval van boezemwater voor silicaat gegevens van het Tjeukemeer gebruikt: 4,5 mg/l in week 44-8, dalend tot 1 mg/l in week 20, oplopend tot 4,5 mg/l vanaf week 33 tot week 44. Een ervaringswaarde van 4 mgSi/l is toegepast voor polderwater.

Voor bepaling van de constant veronderstelde kwaliteit van de neerslag in de omgeving van het Nannewijd waren maandelijkse gegevens beschikbaar van het station Eernewoude voor de periode 1991-1994 (Waterschap Friesland, juli 1994).

3.5 Waterkwaliteit van de plas

Met betrekking tot de waterkwaliteit in de te modelleren plas wordt met name voor calibratie gebruikt gemaakt van gegevens van:

- de gehalten van chloride, zwevend slib (drooggewicht), zuurstof, organische stof (BOD, CZV), Kjeldahl-N, ammonium-N, nitraat-N, opgelost fosfaat-P, totaal fosfaat-P en opgelost silicaat-Si (mg/l) en chlorofyl-I (1g/l);
- pH, watertemperatuur (°C) en doorzicht (cm; Secchi);
- percentages van biomassa of cellen van voorkomende (dominante) algensoorten; en
- het ijzergehalte (mg Fe/l).

Het doorzicht kan ook worden gebruikt voor berekening van de achtergrondextinctie, een invoergrootheid voor het model. Meer specifieke informatie kan zeer nuttig zijn voor het afregelen van de extinctie. Het ijzergehalte is een indicator voor het fosfaatsorberende vermogen van het zwevend slib.

De Geerplas

Maandelijks gegevens waren beschikbaar van het meetpunt ROP09518 gelegen midden in de plas voor de periode 1987-1995. Gegevens ontbreken voor deze periode met betrekking tot silicaat in de Geerplas.

De algensamenstelling was beschikbaar in de vorm van een grafiek van de blauwalgen samenstelling in de voorjaarspiek en in de zomerpiek. De grafiek omvat gegevens van de jaren 1989 t/m 1995 (percentage cellen).

Berekende extincties waren beschikbaar voor 1985-1988 (Hoogheemraadschap van Rijnland, 1992).

Het Nanneveld

Voor de waterkwaliteit van het Nanneveld zijn de maandelijks gegevens voor de periode 1991-1996 beschikbaar van de punten 246 en 336, respectievelijk gelegen aan de westoever en de oostoever. Beperkte gegevens zijn verzameld voor het ijzergehalte (najaar 1994). Gegevens ontbreken geheel met betrekking tot silicaat.

Gegevens met betrekking tot het relatieve voorkomen van algensoorten waren beschikbaar. De meetfrequentie is 4 a 6 maal per jaar.

Ten aanzien van de extinctie in de plas is een onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden om deze via remote sensing te bepalen. Een rapportje met gegevens van de extinctie-coëfficiënt (Waterschap Friesland, november 1996) hiervan was beschikbaar.

3.6 Kwaliteit van de waterbodem

Afgezien van een algemene karakterisering van het type bodemmateriaal is informatie benodigd met betrekking tot:

- de porositeit (volumefractie water, % drooggewicht);
- de gehalten organische stof en anorganische stof (zand, klei, etc.) in droge stof (% gloeirest);
- het totaal fosfaat-P gehalte (g/kg drooggewicht);
- het totaal ijzergehalte (g/kg drooggewicht); en
- de gemeten naleveringsfluxen van fosfaat-P (mg/m²/dag).

Deze gegevens worden in SWITCH gebruikt om porositeit en sorptiecapaciteit in te stellen en de bodemsamenstelling te initialiseren.

De Geerplas

Alle bestaande gegevens werden beschikbaar gesteld (Hoogheemraadschap van Rijnland, 1996). Deze zijn dekkend voor de benodigde parameters. De waterbodem van de Geerplas is bemonsterd in 1984, 1987 (1 serie) en 1990 t/m 1995 (2 series). Alle relevante gegevens zijn in vijf monsters per keer bepaald vanaf 1990. In de gegevens van eerdere datum ontbreekt het ijzergehalte. De fosfaataflevering is bepaald door RIZA met behulp van kolomproeven (3 kolommen per keer). De gegevens hiervan betreffen dezelfde jaren en frequentie aangevuld met 1988.

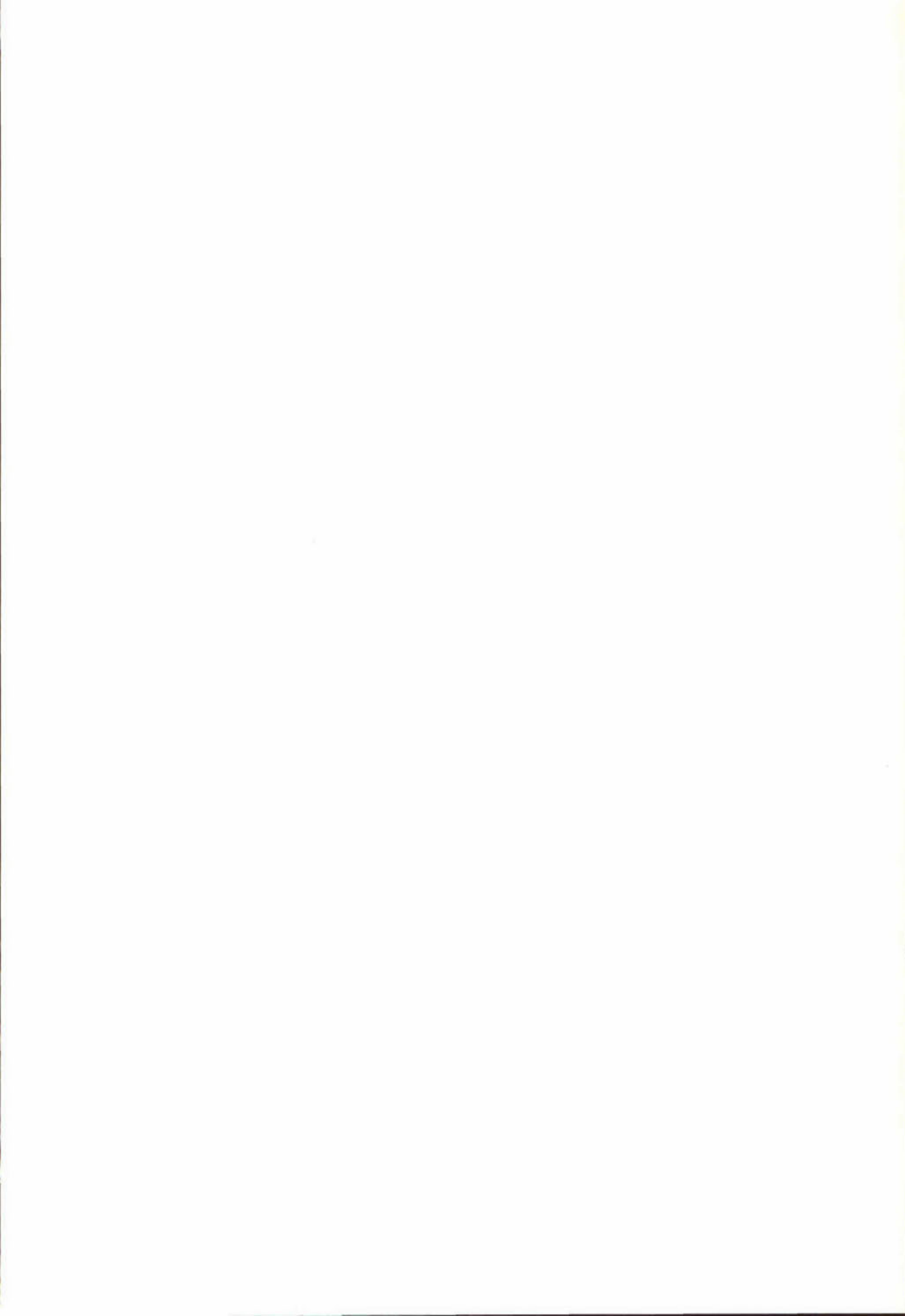
Het rapport van Oranjewoud (1987), waarin de bodemkwaliteit werd geïnventariseerd ten behoeve het baggeren, leverde aanvullende gegevens voor 1987.

Het Nanneveld

Alle bestaande gegevens werden beschikbaar gesteld (Waterschap Friesland, bundeling gegevens, oktober 1996). De waterbodem van het Nanneveld is vanaf 1991 t/m 1996 met uitzondering van 1993 éénmaal per jaar bemonsterd op 5 a 6 locaties. RIZA heeft parallel daaraan jaarlijks de fosfaataflevering bepaald voor 3 tot 6 bodemmonsters.

De overige beschikbare gegevens betreffen de slibdikte- en bodemkwaliteitsonderzoeken:

- van Grontmij (mei 1989) met het oog op baggeren, voor 4 punten in de bodem van het Nanneveld en 3 punten in de bodem van het Kleine Veld; en
- ter begeleiding van de fosfaatfixatie (Waterschap Friesland, november 1994), voor 25 punten in de toplaag en 5 punten in de harde onderlaag van de bodem van het Nanneveld in september 1994 en april 1995 (Waterschap Friesland, november 1994 en september 1995; ook werden waterkwaliteitsparameters gemeten).



4 DE WATERBALANSEN

De waterbalans wordt opgesteld om te dienen als transportterm in de waterkwaliteitsmodellering. Hij voldoet aan de volgende eisen:

- De waterbalans is sluitend. Om dit te bereiken wordt de sluitterm, die de som is van alle gekwantificeerde termen, aan een of meer van deze termen toegekend. Dat geschiedt op dusdanige wijze dat de hierdoor veranderde termen zo goed mogelijk in overeenstemming blijven met de data, die van deze termen beschikbaar zijn.
- De waterbalans is consistent met de data die beschikbaar zijn van de chloride-concentraties in het instromende water en de chlorideconcentratie in het meer.

In dit hoofdstuk zijn figuren van de waterbalansen opgenomen. In deze figuren wordt de volgende systematiek aangehouden. Alle termen die instroming veroorzaken staan boven de horizontale as, alle termen die uitstroming veroorzaken staan onder de as. Berging is de sluitpost, die ervoor zorgt dat een balans even grote kolommen aan weerszijden van de as heeft. In de legenda staan afwisselend in- en uitgaande stromen. Stromen die betrekking hebben op hetzelfde grensvlak staan na elkaar vermeld.

4.1 Geerplas

Voor de periode vóór de maatregelen is een waterbalans door WL opgesteld. Voor de periode na de maatregelen is een waterbalans opgesteld door Rijnland (Hoogheem-raadschap van Rijnland, 1996). Deze is gecontroleerd op consistentie met het verloop van de chlorideconcentratie en naar aanleiding van deze controle op detailpunten aangepast.

4.1.1 Vóór de sanering (1987 - 1988)

Een waterbalans is opgesteld voor de periode 1985 t/m 1988. Alleen de jaren 1987 en 1988 van deze balans worden gebruikt om de waterkwaliteit te beschouwen.

Termen in de waterbalans

De waterbalans bestaat uit de volgende termen:

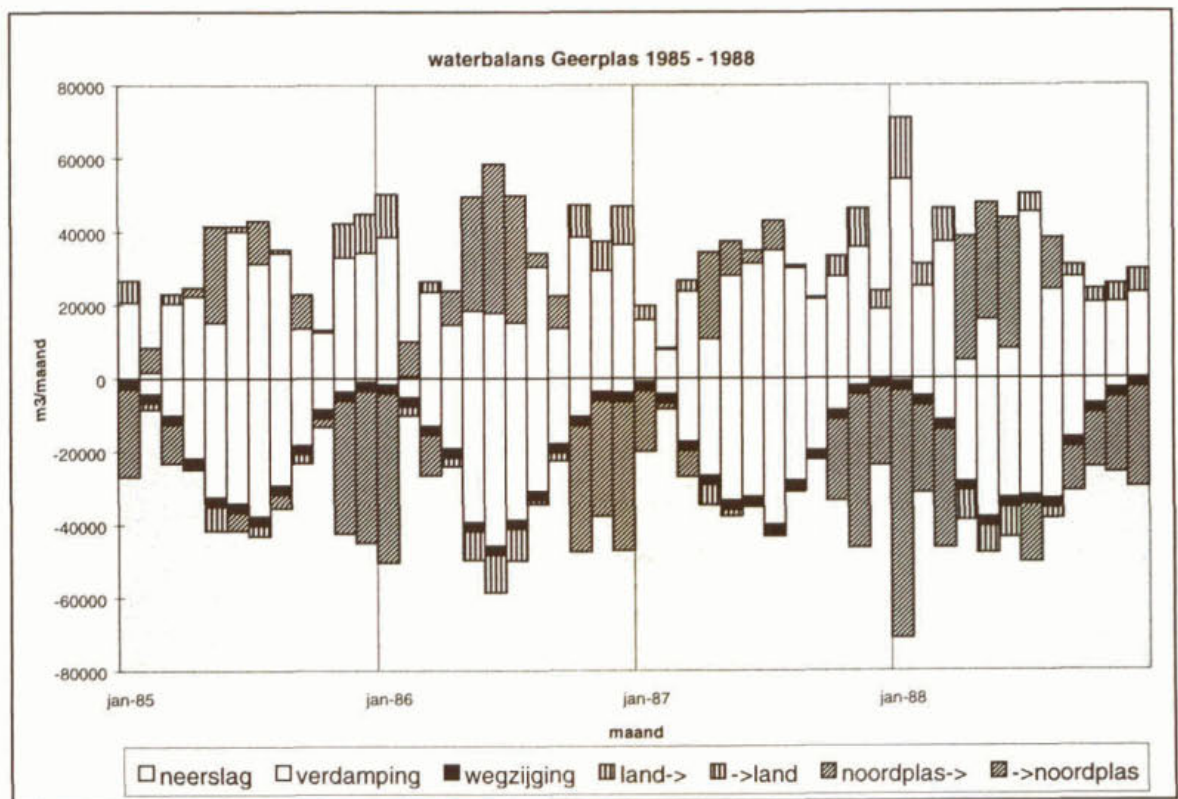
- Neerslag op het open water (28,42 ha van het meer en 4 ha van het petgatengebied); de neerslaggegevens zijn ontleend aan de regio Naaldwijk voor de jaren 1985 en 1986 en aan het station Nieuwe Wetering voor 1987 en 1988;
- Verdamping vanuit het open water; voor 1985 en 1986 zijn gegevens gebruikt van de Penmanverdamping voor de regio Naaldwijk; voor 1987 en 1988 is de Makkink-verdamping gebruikt voor het station Schiphol; deze is omgerekend naar een Penmanverdamping volgens de standaard van het KNMI (Hooghart, 1988);
- Wegzijing, door Hoogheemraadschap van Rijnland (1996) geschat op 0,25 mm/dag;

- Uitwisseling met het landoppervlak in het petgatengebied; deze term is grof ingeschat door een waterbalans te maken voor het land met de termen neerslag, verdamping en wegzijging; de sluitterm uit deze balans is de uitwisseling met het oppervlaktewater; in deze simpele balans is peilverandering met bijbehorende verandering van wegzijging verwaarloosd. Bij een kleine slootafstand is dit een acceptabele aanname;
- Uitwisseling met de Noordplas is de sluitterm in de balans, vermeerderd met een extra uitwisseling met de Noordplas. Daarvoor worden gelijke termen voor instroming en uitstroming (dispersieve uitwisseling) aangenomen; deze post heeft geen invloed op de waterbalans, maar uitsluitend op de stofbalans; het dispersieve debiet is per maand berekend uit de balansvergelijking voor chloride; het dispersieve debiet is in deze vergelijking de enige onbekende; in de definitieve waterbalans wordt het gemiddelde debiet over de maanden als constante uitwisseling aangenomen.

In de plas is een constant peil aangenomen; de bergingsterm in de waterbalans is nul.

Resultaat en discussie

De advectieve termen in de waterbalans zijn weergegeven in figuur 4.1.



Figuur 4.1 Maandelijks waterbalans Geerplas 1985 - 1988

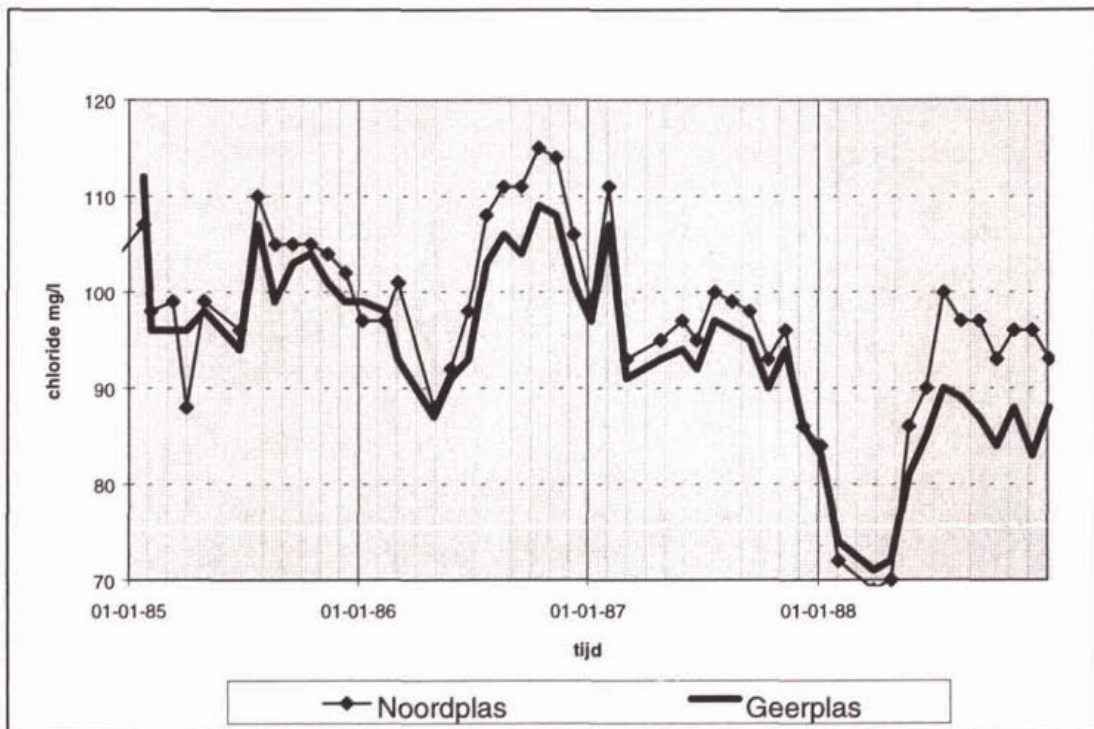
De motor achter de waterbalans is de netto neerslag. Het overschot wordt afgevoerd naar de Noordplas. Het tekort wordt aangevoerd vanaf de Noordplas. Voor de periode 1987 - 1988 valt het grote neerslagoverschot op in de winter. Juli 1988 is een natte zomermaand.

Uit de massabalans voor chloride is het uitwisselingsdebiet met de Noordplas berekend per maand. Volgens de volgende vergelijking waarin het dispersieve debiet Q_{disp} de enige onbekende is:

$$\Sigma(Q_{in} * c_{in}) + Q_{disp} (c_{Noordplas} - c_{Geerplas}) = \Sigma(Q_{uit} * c_{Geerplas})$$

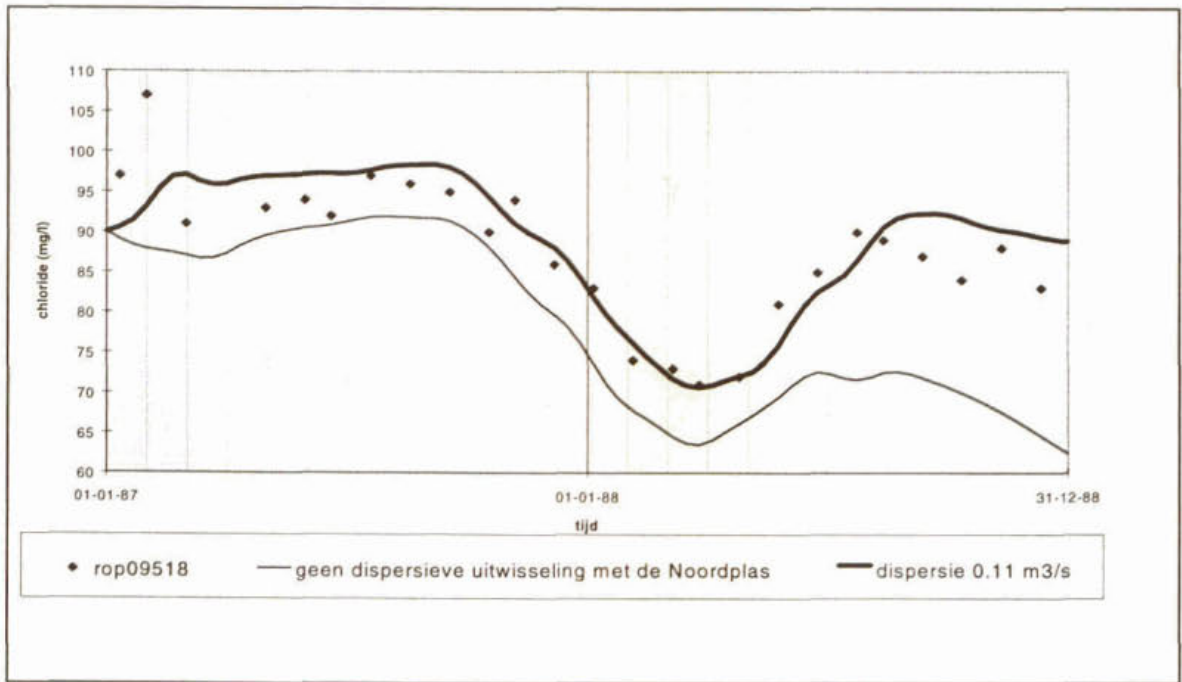
met overigens $Q_{in/uit}$: instromend of uitstromend debiet
 $c_{in/Geerplas/Noordplas}$: concentratie in instromend water, Geerplas of Noordplas

Met name in perioden waarin een concentratieverschil optreedt tussen de Noordplas en de Geerplas is deze uitwisseling relevant en heeft de berekende waarde betekenis. Daarom toont figuur 4.2 het verloop van de chlorideconcentratie in de Noordplas en de Geerplas. De concentratie in de Geerplas is meestal lager dan die in de Noordplas. De Geerplas ligt in deze jaren verder verwijderd van de inlaat dan de Noordplas en heeft dus een relatief grotere invloed van neerslag.



Figuur 4.2 Het verloop van de chlorideconcentratie in de Geerplas en de Noordplas voor de periode 1985 - 1988

Gedurende lange perioden is het verschil in d kleiner dan 5 mg/l. Alleen in de tweede helft van 1986 en de tweede helft van 1988 is het verschil groter. Over deze perioden is het dispersieve debiet gemiddeld gelijk aan $0,11 \text{ m}^3/\text{s}$, oftewel $289000 \text{ m}^3/\text{maand}$. Deze waarde is gecontroleerd met een transportberekening voor chloride. Daarbij wordt in feite de consistentie van de waterbalans met de chlorideconcentratie in toestromend water en de chlorideconcentratie in de plas bepaald. Figuur 4.3 toont de resultaten van deze berekening bij een uitwisseling tussen Geerplas en Noordplas van $0,11 \text{ m}^3/\text{s}$ en bij afwezigheid van deze uitwisseling.



Figuur 4.3 Chlorideconcentratie Geerplas bij een dispersieve uitwisseling met de Noordplas van $0,11 \text{ m}^3/\text{s}$ en bij afwezigheid van dispersieve uitwisseling

De figuur toont aan dat de chlorideconcentratie in de Geerplas goed beschreven wordt bij een uitwisseling van $0,11 \text{ m}^3/\text{s}$ met de Noordplas. De berekeningsresultaten geven eventueel ruimte voor lagere waarden voor de dispersieve uitwisseling met de Noordplas.

4.1.2 Na de sanering (1991 - 1995)

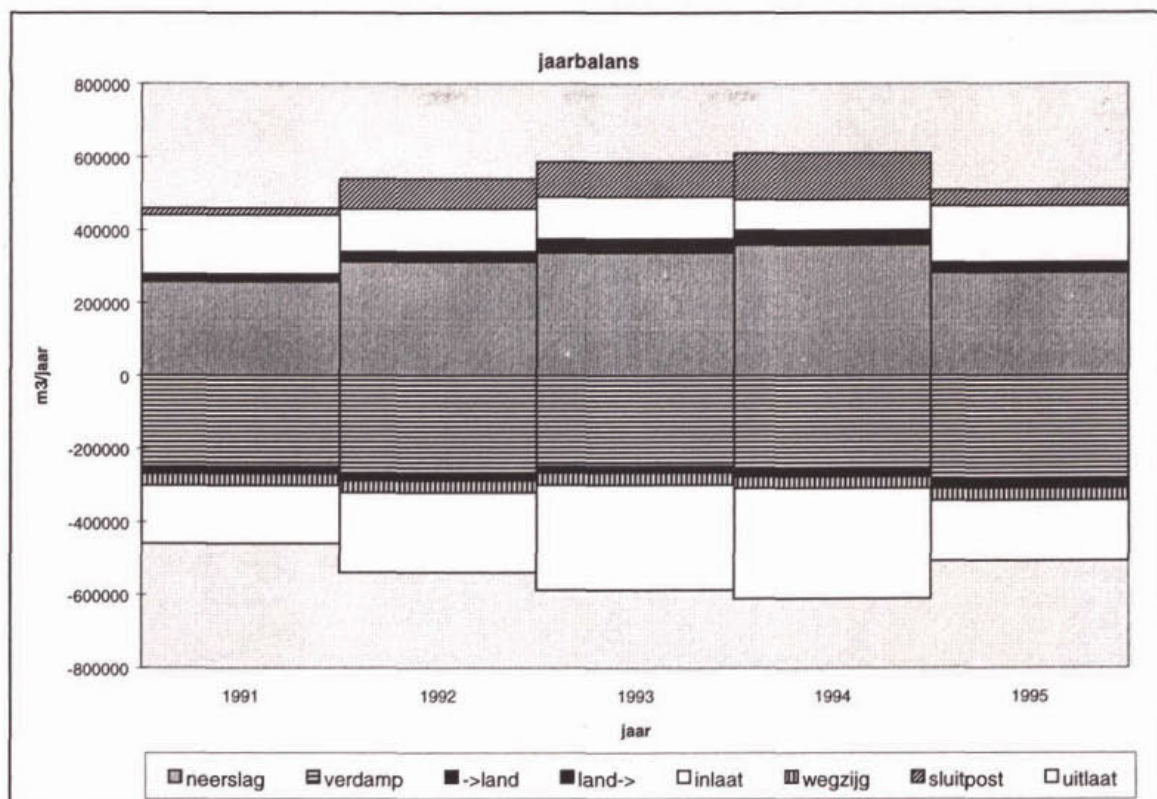
Uitgangspunt voor de waterbalans voor een periode na de maatregelen was de uitgebreide waterbalans die is opgesteld door Rijnland (Hoogheemraadschap van Rijnland, 1996). Dit is een balans op maandbasis voor de periode 1991 - 1995. De balans is in de voorliggende studie veranderd op detailpunten om consistentie met de chlorideconcentratie in de Geerplas te verkrijgen.

Termen in de waterbalans

De waterbalans bestaat uit de volgende termen:

- neerslag op het open water;
- verdamping vanuit het open water;
- wegzijging;
- inlaat via het helofytenfilter;
- uitwisseling met het landoppervlak in het petgatengebied; en
- sluitfout die de resultante is van de voorgaande termen.

Figuur 4.4 toont de balansposten, zoals ze zijn ingevuld door Hoogheemraadschap van Rijnland (1996).



Figuur 4.4 Jaarbalans Geerplas volgens Hoogheemraadschap van Rijnland (1996)

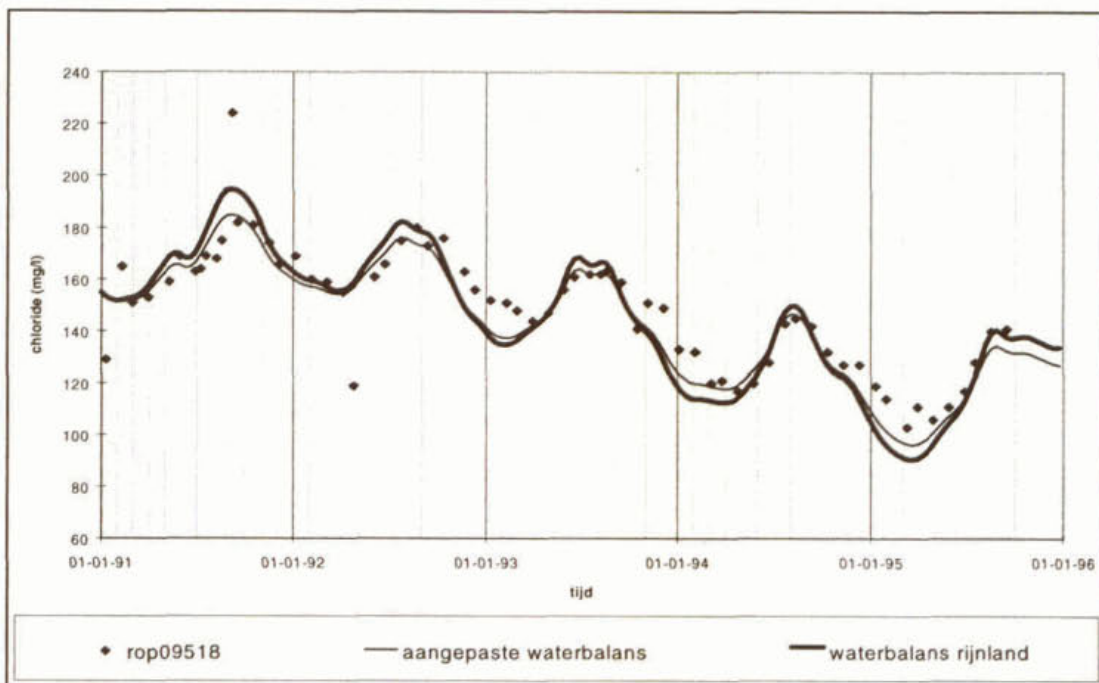
Resultaat en discussie

Opvallend aan de waterbalans is dat de sluitterm van de waterbalans op jaarbasis aan de kant van de instromende termen ligt. Dit betekent dat of een hoeveelheid instromend water niet verklaard wordt door de data, of dat de uitstroming te groot is. Er zijn nu twee lijnen gevolgd om een waterbalans op te stellen:

- In het eerste geval zijn de positieve termen van de sluitfout in de waterbalans per maand toegekend aan de inlaat en de negatieve termen aan de uitlaat. Gevolg is dat veel meer water wordt ingelaten dan berekend op basis van aantal uren en inlaatcapaciteit. Het resulterende verloop van de chlorideconcentratie is weergegeven in figuur 4.5.
- In het andere geval wordt een aantal aanpassingen in de waterbalans gemaakt. De Makkinkverdamping wordt vertaald naar openwaterverdamping volgens de nieuwste conventies van het KNMI. De gemiddelde sluitfout blijkt hiermee kleiner te worden. De uitlaat wordt verminderd door de capaciteit van het VOPO-gemaal op 2,7 m³/min te stellen, hetgeen iets lager is dan de door Hoogheemraadschap van Rijnland geschatte capaciteit van 3,2 m³/min. Hierdoor komt er een beter evenwicht tussen de positieve en de negatieve termen van de sluitfout. De oppervlakte open water in het petgatengebied wordt op 4 ha gesteld. Dit is beter in overeenstemming met het kaartbeeld en levert een beter verloop op van de chlorideconcentratie in de periode met drogere winters (1991 en de eerste helft van 1992). In de periode met nattere winters (eind 1992 tot en met begin 1995) is voor de chloridebalans de concentratie van afstromend water belangrijk.

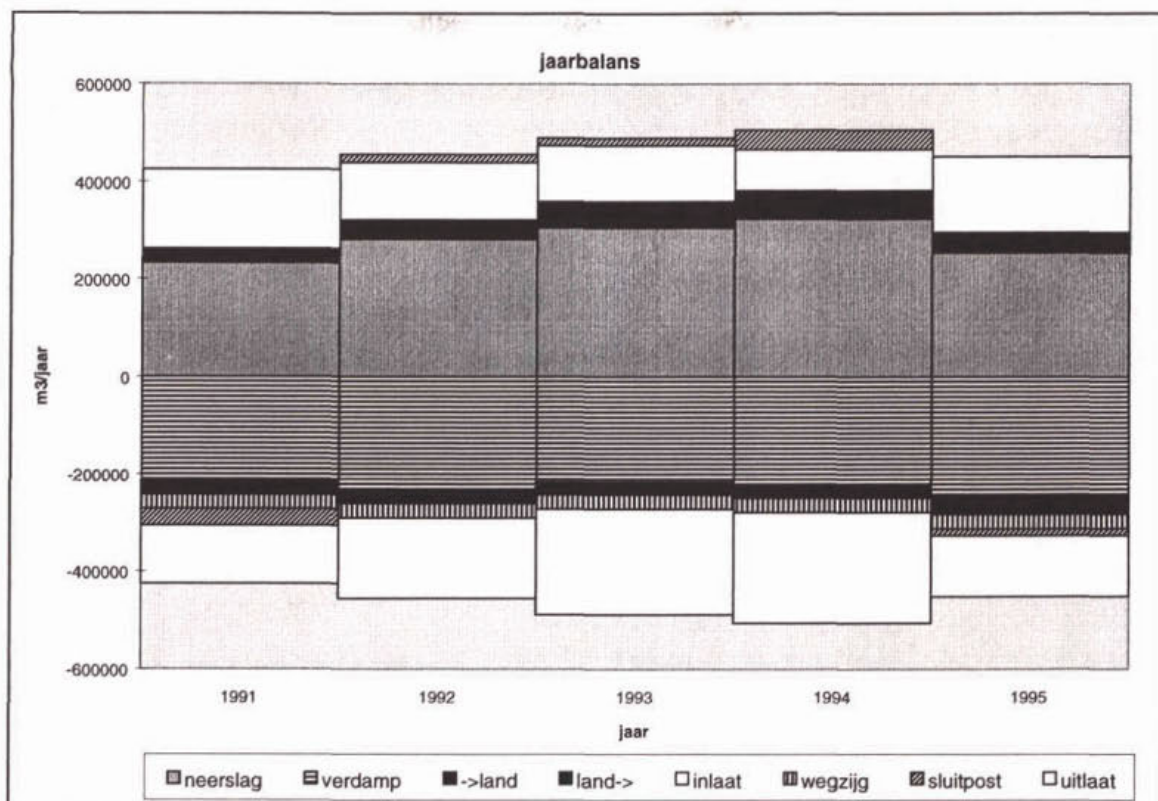
Hiervan is aangenomen dat het een constante is, om een indicatie te krijgen van de juistheid van de balans. De aanname van een constante chlorideconcentratie in afspoelend water is eigenlijk niet terecht. Bij beginnende afspoeling zal de chlorideconcentratie gelijk zijn aan de concentratie in de plas en bij langer durende afspoeling zal deze verlagen tot - theoretisch - uiteindelijk de concentratie in neerslag. Een dergelijk overweging geldt niet voor de afspoeling van fosfaat. De bron van fosfaat ligt in het veen, en wel in de mineralisatie. Over de dynamiek van de fosfaatconcentratie is weinig bekend.

De sluitfouten zijn per maand vervolgens toegekend aan respectievelijk de inlaat en de uitlaat. In vergelijking met de eerste waterbalans (vorig aandachtspunt) wordt de inlaat minder verhoogd en de uitlaat meer verlaagd. De gemiddelde uitlaat wordt 3,1 m³/min. De aangepaste waterbalans is weergegeven in figuur 4.6. Het resulterende verloop van de chlorideconcentratie is weergegeven in figuur 4.5. Het berekende chloridegehalte zou beter met het gemeten gehalte overeenkomen als in het najaar een hoger chloridegehalte aan het drainagewater zou zijn toegekend. Daarmee verandert de waterbalans echter niet.



Figuur 4.5 Berekende chlorideconcentratie versus metingen volgens een waterbalans waarbij de relatief grote sluitfout is opgeteld bij de inlaat en een waterbalans die eerst is aangepast waarna de kleinere sluitfout is verwerkt in de in- en uitlaat

Figuur 4.6 toont de waterbalans na aanpassing. Waar de waterbalans uit figuur 4.4 sluitend is gemaakt door een overwegend positieve sluitfout bij de inlaat op te tellen (en de negatieve sluitfout bij de uitlaat), is in deze balans dus de uitlaat verlaagd en een deel van de afspoeling van het land bij de inlaat opgeteld. Duidelijk te zien is dat de positieve sluitfout kleiner wordt en de negatieve groter. Geaccumuleerd over de jaren is de sluitfout kleiner.



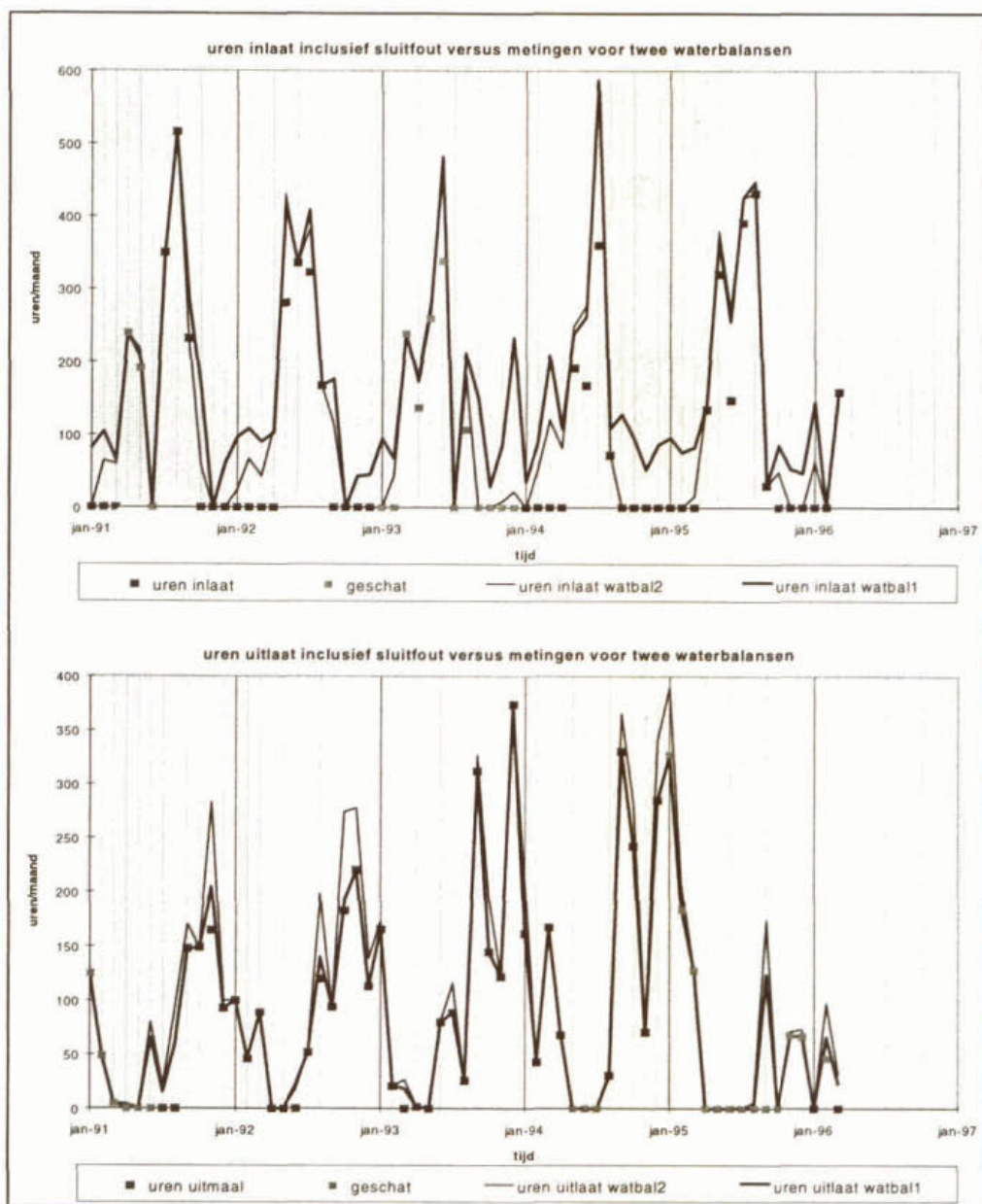
Figuur 4.6 Jaarbalans Geerplas na aanpassing

De twee balansen zijn nu te vergelijken met elkaar; ten eerste de kwaliteit, afgemeten aan de eerder geformuleerde eisen waaraan de waterbalans dient te voldoen en later de specifieke invloed van elk van de balansen op de waterkwaliteit.

Een eis waaraan een waterbalans dient te voldoen is dat na het toekennen van de sluitfout de termen in overeenstemming blijven met de data die van deze termen beschikbaar zijn. Figuur 4.7 toont de termen inlaat en uitlaat uitgedrukt in uren per maand volgend uit de waterbalans en volgens de metingen. Het bovenste deel van de figuur heeft betrekking op de inlaat, het onderste deel op de uitlaat. De geregistreerde uren zijn weergegeven als zwart blok. Voor een aantal maanden zijn de uren geschat uit het neerslagoverschot. Deze zijn in grijs weergegeven. De noodzaak dat de grijze blokjes gereproduceerd worden door de betreffende termen uit de sluitende waterbalans is minder groot dan de noodzaak dat de zwarte blokjes gereproduceerd worden.

De grootste afwijkingen tussen geregistreerde uren en uren die berekend zijn uit de term met de daaraan toegekende sluitfout treden met name voor de inlaat op in de niet aangepaste waterbalans (watbal1 in de figuur). De overwegend positieve sluitfout is bij de inlaat opgeteld, hetgeen resulteert in een aanzienlijke inlaat in de winter. Mede deze inlaat heeft tot gevolg dat het verloop van chloride redelijk berekend wordt.

Bij verlaagde uitlaat (watbal2 in figuur 4.7) blijft de inlaat in de winter weliswaar aanwezig, maar deze is toch veel kleiner geworden dan bij de niet aangepaste balans. De figuur toont ook dat de verhoging van de uitlaat relatief klein is.



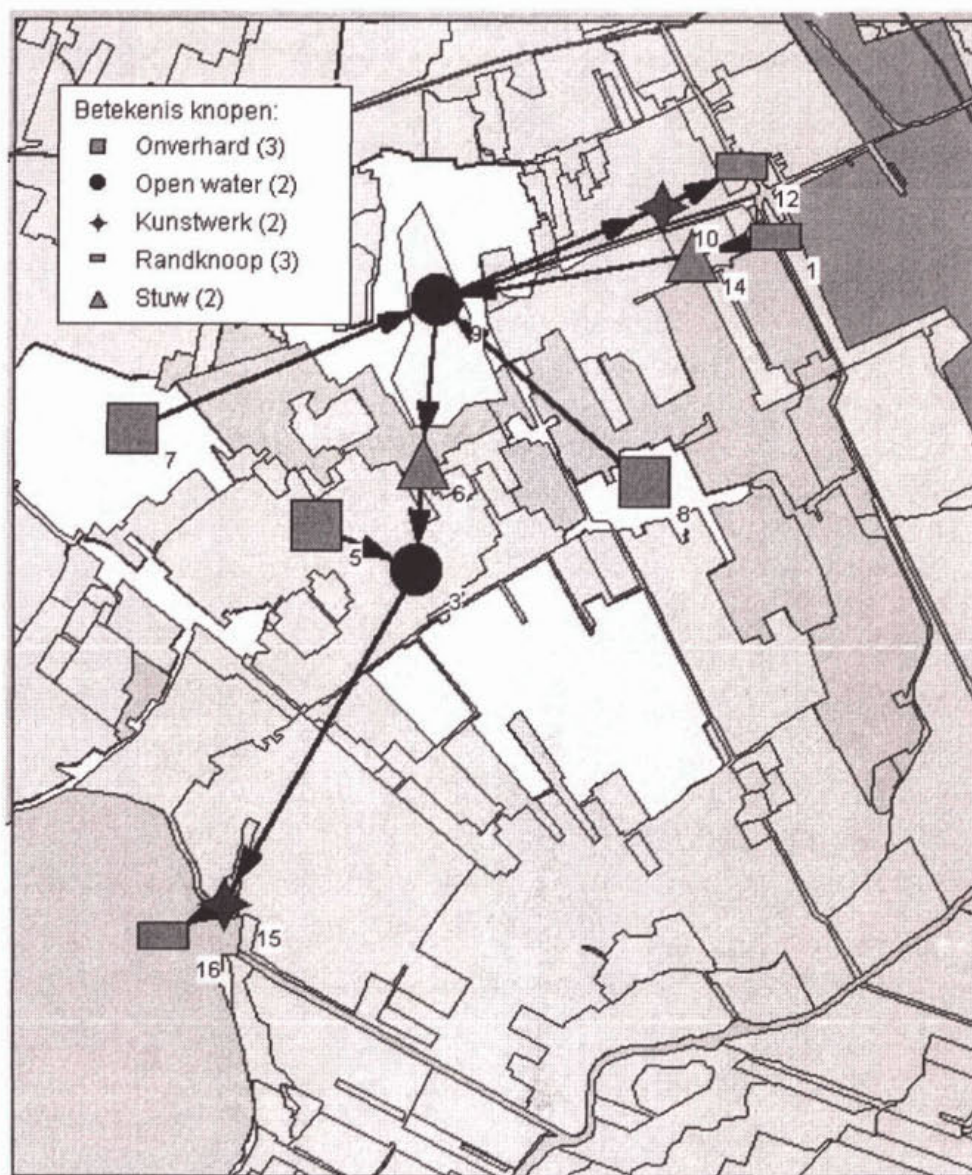
Figuur 4.7 Berekende en gemeten inlaat en uitlaat van de Geerplas in de periode 1991-1995

In de aangepaste balans wordt het chloride in de winter niet aangevoerd door inlaat, maar door afstroming. Het afstromende water bevat meer chloride dan neerslag omdat de neerslag als het ware het in de zomer ingezijgde relatief zoute water eerst uit het veen drukt (zogenaamde translatory flow). Het moet dus lange tijd doorregenen wil het afspoelende water zoet worden.

4.2 Nanneewijd

4.2.1 Vóór de sanering (1991 - 1993)

Voor de modellering van het Nanneewijd en de aangrenzende poldergebieden is gebruik gemaakt van het neerslag-afvoermodel DELFT-3B. Naast de afvoer, kan hiermee ook de watervraag gemodelleerd worden. De modelschematisatie is grof opgezet met als doelstelling het bepalen van de waterbalanstermen van het Nanneewijd voor de jaren 1991 t/m 1993. Het DELFT-3B model is een zogenaamd 'bakjesmodel' waarbij het water van het ene bakje naar het volgende bakje (modelknopen) wordt geschoven. Dit gebeurt via de pijlen die in het bijgaande kaartje tussen de knopen zichtbaar zijn.



Figuur 4.8 Modelschematisatie van het Nanneewijd e.o. in DELFT_3B. In de legenda wordt de betekenis van de 'modelknopen' uitgelegd (zie tekst voor nummers van modelknopen)

Het model berekent voor elke tijdstap de waterbalans in elke knoop en schuift de restposten door naar de andere knopen, net zolang tot een sluitende waterbalans voor het gehele netwerk is verkregen. Dit resulteert in een watervraag en/of wateroverschot op de randknoten van het model. In dit geval zijn dat de rechthoekige knopen, welke de Friese boezem voorstellen.

Uitgangspunten

Als basis voor de schematisatie zijn de kaarten van de Grontmij gebruikt uit oktober 1989, project Uitvoerings- en beheersplan Nanneveld: tekening N730-1874-89 'Wateraanvoer bestaande situatie' en tekening N730-1873-89 'Waterafvoer bestaande situatie'. In de aanvoersituatie is op de kaart aangegeven dat de oppervlakte van het voorzieningsgebied 2265 ha bedraagt. Deze oppervlakte is in het model opgenomen. In de waterafvoersituatie zijn geen oppervlaktes aangegeven. Voor deze situatie is uitgegaan van de maalstaten van 1991 t/m 1993, alwaar is opgegeven dat het bemalingsgebied van het gemaal de Foarùtgang 1412 ha bedraagt. In het model maakt deze 1412 ha deel uit van de eerdergenoemde 2265 ha, het totale voorzieningsgebied. Hierdoor resteert een gebied van $2265-1412 = 853$ ha, dat wel via het Nanneveld wordt voorzien maar elders wordt bemalen. In het model is aangenomen dat deze 853 ha worden bemalen via gemaal Vierhuis naar het Tjeukermeer.

Schematisatie

De modelschematisatie bevat twee peilgebieden:

Peilgebied 1

Het Nanneveld en directe omgeving, peil NAP-1.00 m, bestaande uit de knopen:

- 9: het Nanneveld en het daarmee direct in verbinding staande open water, 166 ha;
- 7: onverhard gebied dat afwatert op en voorzien wordt uit het Nanneveld, 752 ha;
- 8: onverhard gebied dat afwatert op en voorzien wordt uit het Nanneveld, 494 ha;

De totale oppervlakte is van dit peilgebied bedraagt: $166+752+494=1412$ ha.

NB.: Het onverharde gebied is in twee gebieden ondergebracht om het mogelijk te maken enige diversiteit in het landelijk gebied aan te brengen, indien de berekeningen daarom vragen.

Peilgebied 2

Het lageregelegen peilgebied, peil NAP -1.70 m, bestaande uit de knopen:

- 3: het open water in dit peilgebied, 30 ha;
- 5: onverhard gebied dat afwatert op en voorzien wordt uit het open water in dit peilgebied, 823 ha;

De totale oppervlakte is: $30+823=853$ ha

De oppervlakte van de twee peilgebieden samen is $1412+853=2265$ ha.

Peilgebied 1 wordt bemalen via knoop 10 (voorstellende gemaal de Foarùtgang), terwijl de inlaat plaatsvindt via knoop 14, een inlaatstuw. Peilgebied 2 wordt bemalen via knoop 15 (voorstellende gemaal Vierhuis), terwijl de wateraanvoer plaatsvindt via knoop 6, een stuw. Deze stuw heeft als kruinhoogte NAP -1,00 m, echter als het peil in het open water van peilgebied 2 beneden NAP -1,70 m daalt, dan zakt de stuw (knoop 6) mee zodat water van peilgebied 1 naar 2 kan stromen. Dit water wordt in peilgebied 1 via de inlaatstuw in knoop 14 ingelaten. Als het peil in peilgebied 2 weer op streefpeil is, gaat de stuw weer omhoog.

Het maaiveld in peilgebied 1 ligt op NAP -0,30 m en in peilgebied 2 op NAP -1,00 m zodat de drooglegging in beide peilgebieden gemiddeld 0,70 m bedraagt. Als gemiddeld bodemtype is een moerige veengrond gekozen terwijl één gewastype is aangenomen, gras.

Berekeningen

In de berekeningen worden voor wat betreft de plas de volgende balanstermen meegenomen:

- wegzijging;
- neerslag op open water;
- verdamping vanuit het open water;
- drainage vanuit en infiltratie naar het aangrenzende polderland, voor zover dat in open verbinding staat met de plas;
- uitlaat naar en inlaat vanuit het boezemwater, het Nieuw Heerenveense kanaal;
- doorvoer vanuit de boezem naar het achterliggende polderland.

Berging is als sluitpost opgenomen.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor de jaren 1991-1993, met als berekeningstijdstap 3 uur. Ten behoeve van gebruik in de waterkwaliteitsberekeningen zijn de berekeningsresultaten geaggregeerd naar dagwaarden. De gebruikte neerslag- en verdampingsgegevens op dagbasis van de stations Lemmer, Joure en Leeuwarden zijn door de provincie Friesland toegeleverd, alsmede de gemaalgegevens van het gemaal de Foarùtgang en gemaal Vierhuis. Er is, voor zover dit mogelijk was, een calibratie uitgevoerd voor het jaar 1991. De jaren 1992 en 1993 dienden als verificatiejaren. Voor het vergelijken van uitkomsten van berekeningen met metingen is gekeken naar de uitgemalen hoeveelheden van het gemaal de Foarùtgang op jaarbasis. Er is niet gekeken naar de volumes van gemaal Vierhuis omdat de gegevens hiervan later ter beschikking kwamen en van 1991 alleen van de periode oktober t/m december gegevens aanwezig bleken te zijn.

Onzekere posten in de waterbalans zijn de wegzijging vanuit het NAP -1,00 peilgebied en de mogelijke kwel in het lager gelegen peilgebied. De wegzijging vanuit het Nanneveld is bepaald uit de waterbalans voor de jaren 1994-1996, de hydrologisch geïsoleerde situatie na de sanering. Deze vertoont een seizoensfluctuatie, maar is voor de modelberekeningen als constant gehouden op 3 mm/dag.

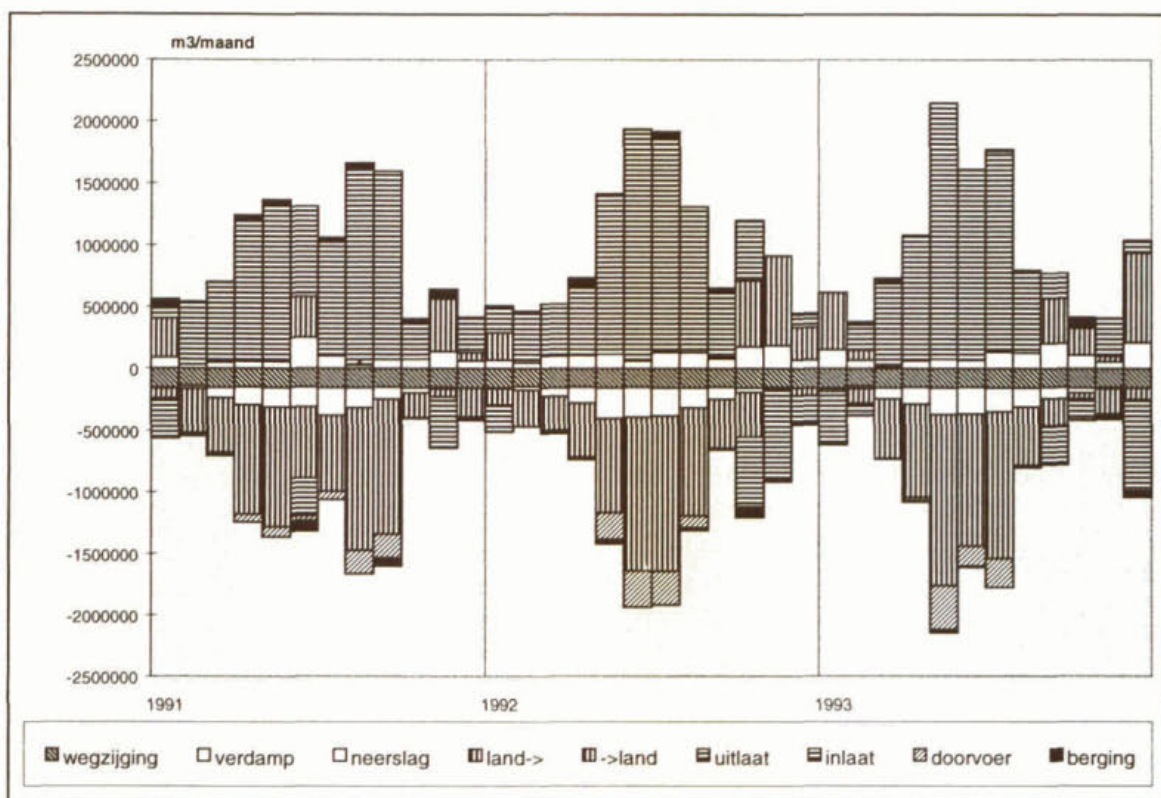
De cumulatieve uitslag voor gemaal de Foarùtgang geeft voor 1991 een volume te zien van 1,38 miljoen m³. Om dit met de bovenbeschreven modelschematisatie te kunnen benaderen zijn de volgende wegzijgings- c.q. kweltermen opgegeven:

- peilgebied NAP -1,00 m: een wegzijging van 3 mm/dag in het Nannewijd en 1,5 mm/dag in de onverharde gebieden;
- peilgebied NAP -1,70 m: een kwel van 0,1 mm/dag in het open water en een kwel van 1,0 mm/dag in het onverharde gebied.

In onderstaande tabel zijn gemeten en berekende cumulatieve jaarvolumes bij het gemaal de Foarûtgang gegeven.

Jaar	Gemeten in 10^6 m^3	Berekend in 10^6 m^3	Vershil in %
1991	1.4	1.1	-21
1992	1.9	1.8	-5
1993	2.0	1.8	-10

Doordat in de berekening een aanzienlijke wegzijging is opgegeven, wordt voor 1991 een daarmee gepaard gaande grote watervraag berekend. Deze bedraagt circa 9 miljoen m^3 , hetgeen omgerekend voor een totaal gebied van 2265 ha een gemiddelde aanvoer van ruim 1 mm/dag betekent. Het model geeft bovendien aan dat nagenoeg gedurende het gehele jaar water wordt ingelaten. In onderstaande figuur is de berekende maandelijkse waterbalans voor de jaren 1991-1993 weergegeven.



Figuur 4.9 Waterbalans Nannewijd berekening met DELFT_3B voor de jaren 1991-1993

4.2.2 Na de sanering (1995 - 1996)

De waterbalans voor de periode 1995-1996 omvat de volgende termen:

ingaaand:

- neerslag;
- opvoer via helofytenveld en defosfatering;
- incidentele inlaat vanuit het Nieuw Heerenveense Kanaal (4-6 april 1996);

uitgaand:

- overstort via stuw aan de Veenscheiding;
- verdamping; en
- wegzijging.

De balans resulteert in een berging, die als sluitpost in figuur 4.11 is opgenomen. Deze moet idealiter per tijdstap overeen komen met de gemeten verandering van het waterpeil maal de oppervlakte van de plas (1 km²). Kortschalige effecten van op- en afwaaiing vertroebelen deze vergelijking echter enigszins.

Het debiet over de defosfatering werd berekend uit het stuwpeil (meetpuntcode Ai2) met behulp van relaties, die met behulp van lineaire regressie of langs grafische weg van gemeten peilen en debieten waren afgeleid. Het stuwpeil wordt geregistreerd vanaf 29 augustus 1995. Meerdere relaties moesten worden gebruikt, omdat de V-stuw op 1 april 1996 werd vervangen door een trapeze-stuw. De gebruikte relaties zijn:

V-stuw (september 1995 - maart 1996):

$$\text{debiet (m}^3/\text{dag)} = 37704 + 412.8 \times \text{peil (cm NAP)} \quad (n=12, R^2=0.96)$$

Trapeze-stuw (april 1996 - december 1996):

$$\text{debiet (m}^3/\text{dag)} = 61752 + 681.6 \times \text{peil (cm NAP)} \quad (\text{als peil} > -87,7)$$

$$\text{debiet (m}^3/\text{dag)} = 30384 + 324.0 \times \text{peil (cm NAP)} \quad (\text{als peil} \leq -87,7)$$

Slechts voor een deel van de periode waarvoor de waterbalans is opgesteld waren alle benodigde gegevens beschikbaar. Het stuwpeil bij de defosfatering in de Rotstersloot is vanaf 29 augustus 1995 geregistreerd, zodat berekening van het aangevoerde debiet op basis van dit peil niet mogelijk was voor de eerste acht maanden van 1995. Het uitgaande debiet over de overstort in de Veenscheiding is vanaf 1 april 1996 gemeten, maar zeker is dat er vrijwel geen water uitgelaten is vanaf zomer 1995. Het waterpeil in het Nanneveld bevond zich gedurende het winter halfjaar ruim onder NAP -1 m, het peil waarop de overstort was ingesteld.

Het ontbreken van gegevens impliceerde dat inlaat en uitlaat voor de betreffende perioden moesten worden bepaald als sluitpost op de balans. Als criterium voor inlaten wordt aangehouden dat het berekende waterpeil moet dalen tot onder NAP -1,03 m. Als criterium voor overstorten geldt dat het berekende waterpeil moet stijgen tot boven -1 m. Debieten volgen respectievelijk uit het verschil tussen berekend en gemeten waterpeil en het verschil tussen berekend waterpeil en het overstortpeil (NAP -1 m). Bij deze keuze van de criteria traden geen onrealistisch grote debieten meer op. Inlaat en overstort treden niet tegelijk op.

Gegeven het onzekere karakter van de bij vroegere studies bepaalde wegzijging is deze vervolgens door calibratie bepaald, waarbij het verschil tussen berekend en gemeten peil zo klein mogelijk werd gemaakt. De overblijvende verschillen zijn te zien in figuur 4.10. Tijdens de calibratie bleek dat niet kon worden volstaan met een constante waarde. Een goed resultaat werd pas verkregen toen de snelheid per kwartaal werd gevarieerd.

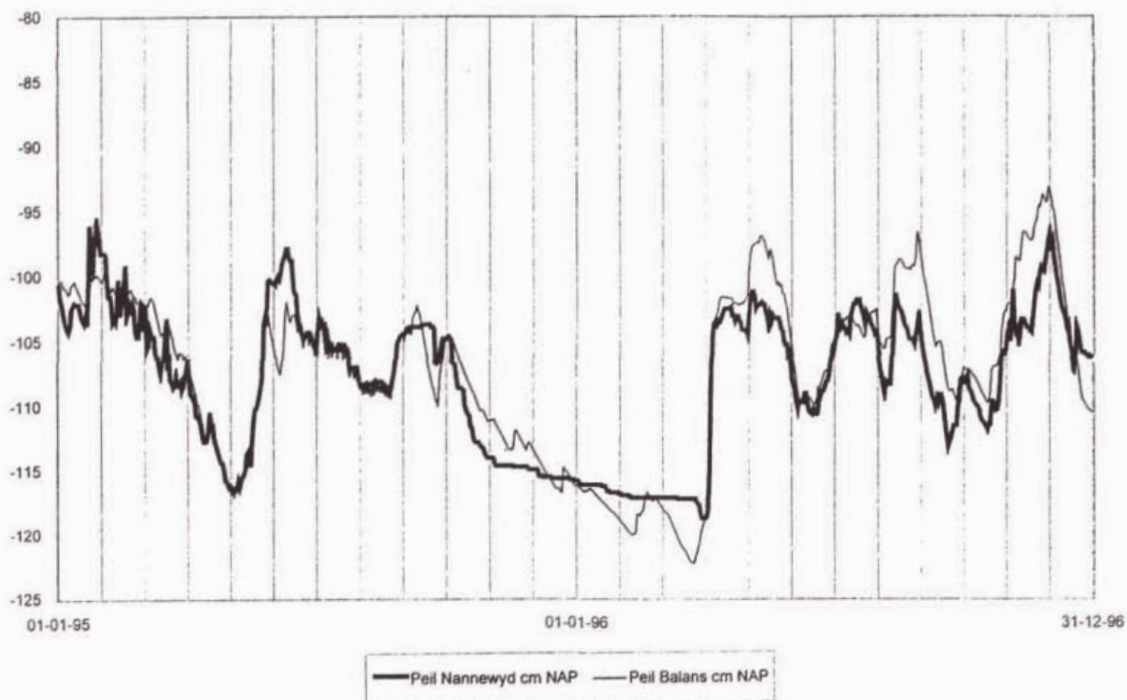
Dit leverde de volgende reeks op:

januari-maart 1995:	0.0030 m/dag
april-juni 1995:	0.0030 m/dag
juli-september 1995:	0.0047 m/dag
oktober-december 1995:	0.0020 m/dag
januari-maart 1996:	0.0011 m/dag
april-juni 1996:	0.0031 m/dag
juli-september 1996:	0.0046 m/dag
oktober-december 1996:	0.0020 m/dag

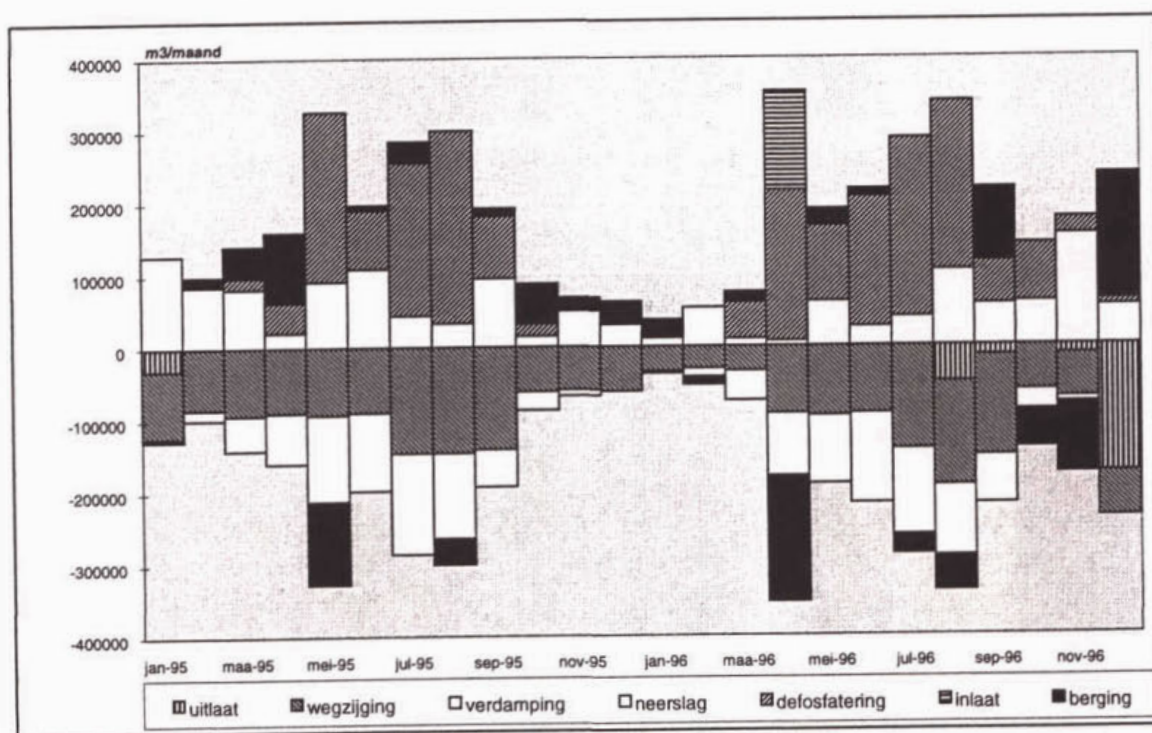
Gemiddeld komt de wegzijging voor de periode 1995-1996 uit op 0.00294 m/dag, hetgeen dicht ligt bij de door Grontmij geschatte 0.0033 m/dag.

De variatie tussen winter en zomer kan worden verklaard vanuit de sterk variërende grondwaterpotentialen in het ondiepe eerste watervoerende pakket onder en in de omgeving van het Nanneveld. De plas communiceert sterk met het omringende land, waarbij het verschil tussen freatisch grondwaterpeil en het plaspeil met meer dan een factor 2 kan variëren tussen winter en zomer. In een natte winter pakt het verschil anders uit dan in een droge winter, hetgeen een verklaring zou kunnen zijn voor het verschil tussen de eerste kwartalen van 1995 en 1996.

De resulterende waterbalans is afgebeeld in figuur 4.11. Duidelijk is te zien dat de inlaat via de defosfatering en de wegzijging de balans domineren.



Figuur 4.10 Berekend en gemeten waterpeil Nanneveld 1995-96.



Figuur 4.11 De waterbalans van het Nanneveld voor 1995-1996

5 TOEPASSING VAN DB-SWITCH OP DE GEERPLAS

5.1 Calibratie

De berekeningen met DBS zijn uitgevoerd met een tijdstap van 6 uur voor DELWAQ, 12 uur voor BLOOM en een variabele waarde < één uur voor SWITCH. De voor de plas gebruikte dimensies zijn vermeld in sectie 3.1.

5.1.1 Kwantificering van invoerparameters

SWITCH vereist waarden voor verschillende soorten invoerparameters (zie appendix B). Deze omvatten fysische parameters (tabel 5.2), en (bio)chemische parameters (tabel 5.3) en numerieke parameters (tabel 5.4). De (bio)chemische parameters en de numerieke parameters zijn generiek van karakter, de waarden van fysische parameters zijn meestal specifiek voor een watersysteem. Waarden voor systeemspecifieke parameters dienen deels uit meetgegevens te worden afgeleid en/of door calibratie te worden bepaald. De waarden van een groot deel van de invoerparameters zijn overgenomen uit eerdere modelstudies met SWITCH (WL, 1994 en 1995).

Ten aanzien van de samenstelling van de bodem zijn van belang:

- het soortelijk gewicht van het sediment;
- de porositeit;
- het organische stofgehalte en het stikstofgehalte daarin;
- het totaal fosfaatgehalte; en
- het ijzergehalte.

Het soortelijk gewicht en de porositeit moeten uit meetgegevens worden afgeleid, omdat ze niet rechtstreeks gemeten zijn. Dit zijn belangrijke parameters voor SWITCH, vooral aangezien ze de sorptiecapaciteit van het slib mede bepalen.

Van het stikstofgehalte zijn geen meetgegevens beschikbaar. Het ijzergehalte is geen invoergrootheid op zichzelf maar dient als zeer globale indicator voor de adsorptie- capaciteit, die vervolgens via calibratie van het model wordt afgeregeld.

In tabel 5.1 zijn de beschikbare meetgegevens voor de toplaag en daarvan afgeleide parameters per jaar weergegeven in de vorm van gemiddelden. De meetgegevens zijn gegenereerd door RIZA en gerapporteerd door het Hoogheemraadschap van Rijnland (1996). In de jaren 1984 en 1987 is de bodem op respectievelijk 6 en 3 monsterpunten gelaagd bemeten tot een diepte van 1,25 m. De toplaag is hiervoor gedefinieerd als de laag, waarin het droge stofgehalte kleiner is dan 20%. In de resterende jaren is op vijf monsterpunten de bovenste 10 cm twee- a driemaal per jaar bemonsterd. Uit de gegevens blijken geen trends. De samenstelling van de toplaag van de bodem lijkt na de sanering niet wezenlijk te verschillen van die van voor de sanering. Er is ten aanzien van de hier besproken parameters in het model dus ook geen onderscheid gemaakt tussen beide perioden.

Tabel 5.1 Meetgegevens en waarden voor de porositeit van de bodem aangaande de Geerplas.

Parameter	droogrest	gloeirest	totaal-P	ijzer	porositeit	aantal
Jaar	%	%	gP/kg ds	gFe/kg ds	-	waarnem.
1984	9,7	32,3	0,96	-	0,94	23
1987	15,2	-	0,87	-	0,90	7
1990	5,6	32,6	1,12	7,3	0,96	8
1991	6,6	29,6	1,04	7,5	0,95	10
1992	6,8	30,7	1,00	7,3	0,95	15
1993	8,7	33,4	0,72	10,6	0,94	8
1994	7,1	37,4	1,05	8,2	0,95	9
1995	7,2	32,1	1,14	6,7	0,95	10

Het soortelijk gewicht van het sediment is afgeleid uit het organische stofgehalte, dat op zijn beurt weer is bepaald uit de gemeten gloeirest. Voor de afleiding zijn de volgende formuleringen gebruikt:

$$\begin{aligned} \text{frorg (-)} &= 1 - \%gr/100 \\ \text{sg (kg/m}^3\text{)} &= 1000 \times \text{frorg} + 2500 \times (1 - \text{frorg}) \end{aligned}$$

De gewichtsfractie organische stof en het soortelijk gewicht van het organische stofrijke sediment van de Geerplas werden berekend op respectievelijk 0,7 en 1400 kg/m³.

De porositeit is berekend uit het soortelijke gewicht van het sediment en het gemeten gewichtspercentage droge stof met:

$$\text{por} = \text{sg} / (1000 / (1 - \%ds/100) + \text{sg} - 1000)$$

De gemiddelde porositeit is bepaald op 0,94 en het gemiddelde fosfaatgehalte op 1 g/kgds. Omgerekend is het fosfaatgehalte van de bodem dus 84 g/m³ bulkvolume. Dit getal is als initiële waarde opgelegd aan het model. Via calibratie zijn de waarden voor de dunne lagen 1 en 3 aangepast (zie tabel 5.2). Aangenomen is dat vrijwel alle fosfaat in een anorganische vorm in de bodem is opgeslagen.

Het gemiddelde ijzergehalte is ongeveer 8 g/kgds. Op grond van dit gehalte zou mogen worden verwacht dat de sorptiecapaciteit van het bodemmateriaal in de Geerplas aanzienlijk geringer is dan die in het Veluwemeer. Daar heeft het slib een ijzergehalte van 18 g/kgds. Een vergelijking is echter moeilijk te trekken, omdat afwijkende chemie in de bodem van veenplassen zou kunnen leiden tot een ander reactief ijzerdeel en andere verdeling over de geoxydeerde toplaag en de gereduceerde onderlaag.

Met behulp van geschatte gemiddelde gehalte organische stof kan voorts worden bepaald, dat de stochiometrische constante van fosfor in refractaire organische stof (humus) gelijk of kleiner dan 0,003 gP/gC moet zijn. Daar het stikstofgehalte niet is gemeten kan de stochiometrische constante voor stikstof niet worden geschat.

De wegzijging is gesteld op 0,00025 m/dag, conform de opgave van het Hoogheem-raadschap van Rijnland. In het model treedt voor wat betreft de nutriënten een dubbeltelling op. De wegzijging komt ook voor in de waterbalans, zonder dat deze post wordt doorgesluisd naar de bodem. De nutriëntengehalten in de waterkolom zijn echter in vergelijking met die in het poriewater van de bodem dermate laag, dat het effect van de dubbeltelling verwaarloosbaar is.

Tabel 5.2 Fysische invoerparameters voor SWITCH

Parameter	Symbool in Appendix B	Waarde	Eenheden
<u>Opbouw van het sediment</u>			
Dikte van de bovenlaag	dh	0,02	m
Dikte van de onderlaag	dl	0,08	m
Dikte van de grenslaag in het water	l	0,001	m
Porositeit van de bovenlaag	p ₁	0,94	m ³ W/m ³ B
Porositeit van de onderlaag	p ₄	0,94	m ³ W/m ³ B
Soortelijk gewicht van het sediment**	Ws	1400,0	kg/m ³
<u>Initiële samenstelling sediment</u>			
Totaal anorganisch fosfaat gehalte:			
Laag 1*	Cp ₁	140,0	gP/m ³ B
Laag 3**	Cp ₃	105,0	gP/m ³ B
Laag 4**	Cp ₄	84,0	gP/m ³ B
Detritus gehalte toplaag*:			
Koolstof	Cd ₁	700,0	gC/m ³ B
Stikstof	Cnd ₁	40,0	gN/m ³ B
Fosfor	Cpd ₁	3,5	gP/m ³ B
Detritus gehalte onderlaag*:			
Koolstof	Cd ₄	160,0	gC/m ³ B
Stikstof	Cnd ₄	7,0	gN/m ³ B
Fosfor	Cpd ₄	0,7	gP/m ³ B
Refractair detritus:			
Koolstof	Crd ₁	0,0	gC/m ³ B
Stikstof	Crm ₁	0,0	gN/m ³ B
Fosfor	Crp ₁	0,0	gP/m ³ B
<u>Massatransport</u>			
<u>Wegzijing</u>			
Kwel	vs	0,00025	m/dag
Bezinking (=netto begraving)	vu	0,0	m/dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt zuurstof	Fb=Fs-Fr	0,0	m ³ B/m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt ammonium	Dm ₀	5,5 10 ⁻⁵	m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt nitraat	Dm _a	9,0 ..	m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt fosfaat	Dm _n	9,3	m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt silicaat	Dm _p	4,2 ..	m ² /dag
Bio-irrigatie factor;	Dm _s	4,7 ..	m ² /dag
gemiddelde	bt	3,0	-
amplitude		2,0	-
periode		365	dag
fase		0,2	-
Bioturbatie dispersiecoëfficiënt;			
gemiddelde	Db	1,0 10 ⁻⁶	m ² /dag
amplitude		1,0 10 ⁻⁶	m ² /dag
periode		365	dag
fase		0,2	-
* Aangepast tijdens de calibratie			
** Ingesteld aan de hand van meetgegevens			

Tabel 5.3(Bio)chemische invoerparameters voor SWITCH

Parameter	Symbool in Appendix B	Waarde	Eenheden
<u>Detritus</u>			
Incorporatie in de bovenlaag bij 20°C	rc ²⁰	0,04	l/dag
Mineralisatie in de bovenlaag bij 20°C	kc ₁ ²⁰	0,055	l/dag
Mineralisatie in de onderlaag bij 20°C	kc ₄ ²⁰	0,0065	l/dag
Temperatuurcoëfficiënt voor min. en incorp.	ktc	1,07	-
Hoeveelheid refractaire org. stof gevormd relatief ten opzichte van mineralisatie	frf	0,0	-
<u>Ammonium and Nitraat</u>			
Nitrificatie bij 20°C	kn ²⁰	50,0	l/dag
Denitrificatie bij 20°C	kd ²⁰	50,0	l/dag
Temperatuurcoëfficiënt voor nitrificatie	ktn	1,07	-
Temperatuurcoëfficiënt voor denitrificatie	ktd	1,07	-
Stoch. Constante stikstof in refractair detritus*	aa	0,03	gN/gC
<u>Fosfaat</u>			
Adsorptiecapaciteit van geoxydeerd sediment*	Cac _o	6,0	gP/kgDS
Adsorptiecapaciteit van gereduceerd sediment	Cac _i	0,6	gP/kgDS
Halve verzadigingsconcentratie voor adsorptie	Ks	0,1	gP/m ³
Precipitatie	kp	0,05	l/dag
Fractie geprec. Fosfaat naar stabiel mineraal	fm	0,0	-
Verzadigingsconcentratie voor precipitatie	Cdp _s	0,7	gP/m ³
Temperatuurcoëfficiënt voor precipitatie	ktp	1,0	-
Temperatuurcoëfficiënt voor verzadigingsconc.	-	1,0	-
Oplossen van vivianiet	kdp	0,01	(m ^{-2,01} gP ^{0,67} d ⁻¹)
Temperatuurcoëfficiënt voor oplossen	ktd	1,0	-
Stoch. constante fosfor in refractair detritus*	ap	0,003	gP/gC
<u>Silicaat</u>			
Oplossen van opaal silicaat	ks	0,09	l/dag
Verzadigingsconcentratie voor oplossen	Cs _s	10,0	gSi/m ³
Temperatuurcoëfficiënt voor oplossen	kts	1,0	-
<u>Zuurstof</u>			
Stoch. constante voor consump. bij min. detritus	ac	3,1	gO ₂ /gC
Stoch. constante voor consump. bij nitrificatie	an	4,57	gO ₂ /gN
Zuurstoffractie op het grensvlak waterbodemb	fo	0,4	-
Frac. gered. Stoffen die wordt vastgelegd; gemiddelde amplitude periode fase	fro	0,0 0,0 365 0,2	- - dag -
* Aangepast tijdens de calibratie			
** Ingesteld aan de hand van meetgegevens			

Tabel 5.4 Numerieke invoerparameters voor SWITCH

Parameter	Symbool in Appendix B	Waarde	Eenheden
Minimale dikte van de aerobe laag	dI _m	0,0005	m
Kritische dikte voor de geoxydeerde laag	do _m	0,0009	m
Kritische nitraatconcentratie	Cn _c	0,05	gN/m ³
* Aangepast tijdens de calibratie			
** Ingesteld aan de hand van meetgegevens			

5.1.2 Verloop

De calibratie is in vier stappen uitgevoerd voor de periode 1987-88, die aan de sanering vooraf ging. De parameterwaarden voor SWITCH, zoals in deze studies bepaald voor een zand-slibbodem, dienden als uitgangspunt. De waarden van de overige DBS-parameters zijn in hun geheel overgenomen van de lopende DBS-toepassingen op de Loosdrechtse plassen en Botshol. Deze zijn afgezien van enkele bezinkingssnelheden niet veranderd.

De samenstelling van de bodem werd uit meetgegevens bepaald, zoals beschreven in de vorige sectie. De fosfaatfracties gebonden in vivianiet en het stabiele mineraal werden ingesteld op de waarden die voor de Randmeren en het Volkerak-Zoommeer waren bepaald (WL, 1994 en 1995).

Stap 1: Afregeling van waterbalans en initiële samenstelling

Bij de eerste simulatie bleek dat het chloridegehalte vrij goed werd voorspeld, zodat bijstelling van het uitwisselingsdebiet tussen de Noordplas en de Geerplas niet nodig werd geacht (zie figuur 5.1). Dit debiet was immers reeds afgeregeld op het chloridegehalte bij het opzetten van de waterbalans.

De detritusgehalten in de bodem werden zodanig afgeregeld, dat de gehalten op termijn van enkele jaren ongeveer constant blijven, zodat aanvoer en afbraak van detritus dus min of meer gelijk zijn. De initiële concentraties in de waterkolom volgden uit het verloop van de gegevens van meetpunt ROP09518 in de Geerplas voor januari-maart 1987.

Het chlorofylgehalte bleek te hoog in de winter en het voorjaar en te laag ten tijde van de zomerpiek. In de winter produceerden de algen te sterk, deels doordat er onvoldoende lichtbeperking optrad. In het voorjaar was er onvoldoende stikstofbeperking.

In de winter waren het ammoniumgehalte en met name het nitraatgehalte te hoog. In de zomer werd het fosfaatgehalte sterk ondervoorspeld, de 'explosieve' naleveringsflux, die optreedt als de toplaag van de bodem volledig gereduceerd raakt, was veel te gering. Silicaat kon niet aan metingen worden getoetst.

Stap 2: Afregeling van groei- en lichtbeperking voor fytoplankton

Teneinde de groeisnelheid van het fytoplankton in de winter aan banden te leggen werd de opgelegde watertemperatuur gecorrigeerd voor de ijsperioden in 1995. De maandelijkse meetgegevens van de Geerplas boden hiervoor te weinig detail, zodat werd teruggegrepen op gegevens van de watertemperatuur van de randmeren. Lage waarden (0.0-2.0 °C) kwamen voor de ijsperioden in de plaats van de gegevens van de Geerplas.

De resultaten van de eerste modelrun toonden, dat er te weinig refractaire organisch stof in de waterkolom zat (OOC, OON en OOP). De voorspelde gehalten waren duidelijk te laag in termen van CZV, Kjehldahl-N en totaal-P. Refractair organisch koolstof leverde dus een te kleine extinctiebijdrage, met onvoldoende lichtbeperking als gevolg. Besloten werd tot de volgende ingrepen om de lichtbeperking op het gewenste niveau te brengen:

- verhoging van het gehalte van zeer slecht afbreekbaar organisch materiaal voor wat betreft koolstof (OOC) in het aangevoerde water (polder, Noordplas) tot 10 mgC/l; en
- verlaging van de bezinkingssnelheid van dit organische materiaal (OOC/N/P), dat grotendeels in opgeloste toestand aanwezig is, tot 0,005 m/dag.

Daarmee kwam het gehalte OOC in de modelberekening op een niveau, waarbij het totaal organische stofgehalte consistent is met het gemeten chemisch zuurstofverbruik (CZV; jaargemiddeld $\pm 90 \text{ mgO}_2/\text{l}$). Ook Kjeldahl-N werd nu beter voorspeld. In DBS wordt in het geval van veenplassen de toestandsgrootheid 'HUMUS' gebruikt om de specifieke, relatief hoge extinctiebijdrage van humus- en fulvinezuren in rekening te brengen. Het gewenste niveau van lichtbeperking werd reeds bereikt bij een gehalte van $0,5 \text{ mg/l}$. De gesimuleerde extinctiecoëfficiënt varieert van $3 \text{ a } 4 \text{ m}^{-1}$ in de winter tot $7 \text{ a } 9 \text{ m}^{-1}$ in de zomer.

Stap 3: Afregeling van de stikstofhuishouding

Diverse parameters werden gevarieerd om te komen tot:

- verlaging van ammonium- en nitraatgehalten in de winter; en
- verhoging van de stikstofflux van de bodem naar de waterkolom in de zomer.

Verhoging van de denitrificatiesnelheid met een factor twee zorgde weliswaar voor iets geringere nitraatgehalten in de winter, maar had tevens een ongewenst effect. In de winter leverde de bodem te veel fosfaat na als gevolg van de afgenomen dikte van de geoxydeerde toplaag. De afname van deze dikte is overigens een artefact van het model, omdat denitrificatie daarin niet gekoppeld is aan de afbraak van organische stof. De denitrificatiesnelheid werd daarom weer op de oorspronkelijke waarde teruggezet. Verhoging van de temperatuurscoëfficiënt van de mineralisatie van detritus van 1,047 tot 1,07 leidde wel tot enige verlaging van de wintergehalten van ammonium en nitraat. Het sterk dalen van chlorofyl na de voorjaarspiek, zoals dat in de metingen optreedt kon echter niet worden gereproduceerd (zie figuur 5.2). Het onvermogen van het model op dit punt heeft mogelijk te maken met het niet meemodelleren van graas.

De zomerstikstofflux vanuit de bodem werd opgevoerd door:

- de zuurstoffractie op het grensvlak waterbodem (f_0) te verlagen van 0,65 tot 0,4;
- de vorming van refractair detritus uit te schakelen ($frf = 0,0$); en
- de stochiometrische constante van stikstof in refractair detritus te verlagen van 0,005 naar 0,003.

Het eerste zorgt ervoor dat SWITCH een lagere zuurstofconcentratie in de waterkolom "ziet". Het gevolg is een dunnere geoxydeerde toplaag met als gevolg minder nitrificatie en denitrificatie en steilere concentratiegradiënten, vooral in het zomerhalfjaar. Het niet vormen van refractair detritus lijkt in strijd met de werkelijkheid. Beide aanpassingen zijn echter verdedigbaar, omdat zo gecompenseerd kan worden dat SWITCH de zeer trage afbraak van humus (veen) in de bodem niet beschouwt. De trage afbraak van de humusvoorraad vindt mogelijk vooral bij hogere temperatuur plaats. In een veenachtige bodem met zeer hoge organische stofgehalten kunnen hierdoor de zuurstofvraag en de ammoniumvorming in de zomer substantieel verhoogd worden.

Het resultaat van de aanpassingen bleef overigens onvoldoende ten tijde van de zomerpiek van chlorofyl (zie figuur 5.2).

Stap 4: Afregeling van de fosfaathuishouding

De explosieve teruglevering van fosfaat vond mede door de reeds gepleegde aanpassingen ongeveer op de juiste tijdstippen plaats. De fluxen waren echter veel te klein om de hoge gemeten ortho-fosfaat gehalten te kunnen reproduceren. Daarom werden de volgende wijzigingen aangebracht:

- uitschakeling van de vorming van stabiel fosfaatmineraal ($f_m=0,0$);
- verlaging van de vormingssnelheid van vivianiet (kp) van $0,84$ naar $0,05 \text{ dag}^{-1}$;
- verhoging van de verzadigingsconcentratie van opgelost fosfaat met betrekking tot de vorming van vivianiet (C_{dp}) van $0,05$ naar $0,7 \text{ mgP/l}$;
- verhoging van de sorptiecapaciteit van het bodemslib (C_{ac}) van $0,93$ tot 6 gP/kgDS in de geoxydeerde sediment en tot $0,6 \text{ gP/kgDS}$ in gereduceerd sediment.

Na deze aanpassingen kwamen de berekende zomergehalten van anorganisch fosfaat vrij dicht bij de gemeten gehalten te liggen. Verdere verbetering van de berekende gehalten werd bereikt door sorptie en bezinking van fosfaat te verminderen, hetgeen verdedigbaar is in verband met de lage ijzergehalten in het water van de Geerplas (gemiddeld $\pm 0,13 \text{ mg/l}$; Hoogheemraadschap van Rijnland, 1996). De verhouding tussen gesorbeerd en opgelost fosfaat werd hiertoe verlaagd van $0,5$ naar $0,25$.

5.2 Modelresultaten

Na calibratie van DBS voor de periode 1987-88 is het model voorspellenderwijs toegepast op de periode 1991-95. Tussen de beide perioden is de Geerplas gesaneerd, zoals beschreven in sectie 2.1. De verschillen in de modelinvoer voor de beide perioden betreffen in hoofdzaak de waterbalans en de nutriëntenaanvoer (zie hoofdstukken 3 en 4). Daarnaast is vanwege het uitgevoerde baggerwerk voor de periode 1991-95 de waterdiepte opgevoerd van $1,7$ naar $1,9$ meter, en zijn de initiële detritusgehalten in de bodem met een factor 10 verlaagd. Het anorganisch fosfaatgehalte van de bodem is echter gelijk gehouden, omdat de meetgegevens op dat punt geen verandering lieten zien.

In het onderstaande worden de modelresultaten besproken, achtereenvolgens voor de periode 1987-88 (figuren 5.1-12) en de periode 1991-95 (figuren 5.13-20). In beide gevallen is een selectie gemaakt uit het omvangrijke aantal gesimuleerde toestandsgrootheden voor water en bodem. Dit zijn vooral de waterkwaliteitsparameters die vanuit de optiek van SWITCH belangrijk zijn. Zo is onder andere de samenstelling van het fytoplankton is niet grafisch weergegeven. De resultaten van de tweede periode worden met minder detail en met een beknoptere toelichting gepresenteerd dan die van de calibratieperiode. De weggelaten grootheden gedragen zich in de beide perioden niet wezenlijk verschillend.

5.2.1 Water- en bodemkwaliteit 1987-88

Zoals reeds eerder is opgemerkt, wordt het gemeten chloridegehalte door het model goed gereproduceerd (fig. 5.1). Dat is een indicatie voor het realistisch zijn van de opgelegde waterbalans, inclusief de uitwisseling tussen Geerplas en Noordplas.

Het berekende verloop van het chlorofylgehalte is realistisch, gemiddeld op het juiste niveau. Het instorten van de voorjaarspiek vindt echter in onvoldoende mate plaats en de zomerpiek wordt ondervoorspeld (fig. 5.2). DBS beschouwt diatomeeën, groenwieren, *Oscillatoria* en *Microcystis*. *Oscillatoria* staat behalve voor zichzelf ook voor Lyngbya model. De gesimuleerde fytoplanktonsuccessie is realistisch, zoals blijkt uit vergelijking met waarnemingen. Diatomeeën produceren in de overgang van winter naar voorjaar. Een *Microcystis*piek treedt op in de zomer. *Oscillatoria* is permanent aanwezig en domineert volledig in de niet genoemde perioden. Groenwieren komen niet noemenswaardig voor.

Het berekende verloop van het zuurstofgehalte komt goed overeen met het gemeten verloop. Figuur 5.3 laat zien dat het grootste gedeelte van de tijd oververzadiging optreedt, in samenhang met een hoge primaire productie.

De ondervoorspelling van de zomerpiek van fytoplankton wordt weerspiegeld in het berekende verloop van Kjeldahl-N (fig. 5.4) en in mindere mate in het verloop van totaal-P (fig. 5.5). De ondervoorspelling van totaal-P in het winterhalfjaar hangt vooral samen met de ondervoorspelling van ortho-fosfaat (fig. 5.11) en het niet meemodelleren van gesuspendeerd sediment, waaraan immers ook fosfaat gebonden is. Dit sediment bezinkt of resuspendeert op korte tijdschaal afhankelijk van de windcondities. Totaal P en Kjeldahl-N zijn dus moeilijke parameters voor wat betreft een vergelijking van meting en modelberekening. Afgezien van pieken, die duidelijk met fytoplankton samenhangen, wordt er naar gestreefd zoveel mogelijk de onderbegrenzing van de waarnemingen te volgen.

Het verloop van het siliciumgehalte in de waterkolom kan niet aan meetgegevens worden getoetst, maar het ziet er realistisch uit (fig. 5.6). Er treedt uitputting op in januari. Na instorting van de diatomeeënbloei loopt het silicaat geleidelijk op tot de winterwaarde van zo'n 1,2 mg Si/l, hetgeen goed aansluit bij de meetgegevens van 1979-80 (WL, 1985). Het siliciumgehalte in het poriewater van de bodem is veel hoger, maar volgt het gehalte in de waterkolom.

Figuur 5.7 toont de gehalten van detritus in de waterkolom en de twee sedimentlagen. Daartussen bevindt zich nog het niet weergegeven detritus op het sediment, dat met een bepaalde snelheid de bodem wordt ingewerkt. Te zien is dat de detrituspiek in de waterkolom met vertraging gevolgd wordt door een detrituspiek in de toplaag van de bodem (2 cm). Het detritusgehalte van de onderlaag is als gevolg van afbraak veel lager. Dit vertoont maar weinig seizoensvariatie en is stabiel over de jaren heen.

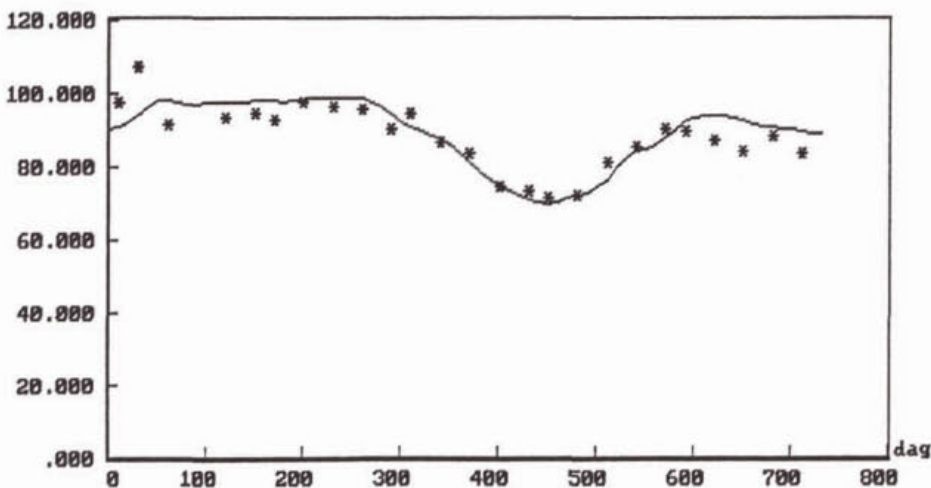
De hoeveelheid detritus die in het sediment wordt afgebroken varieert sterk met het aanbod en de temperatuur. De afbraak leidt tot zuurstofverbruik en denitrificatie. Figuur 5.8 laat zien hoe dit uitpakt voor wat betreft de laagdikten van de zuurstofhoudende toplaag en de zich daaronder bevindende denitrificerende laag. Gezamenlijk vormen deze lagen de geoxydeerde laag, die maatgevend is voor de 'deksel-werking' ten aanzien van de teruglevering van fosfaat door het sediment. Duidelijk is te zien, dat de geoxydeerde laag vrijwel verdwijnt in augustus.

Zoals uit figuren 5.9 en 5.10 blijkt, treedt er stikstofbeperking op voor de algen van april tot oktober. De ammonium- en nitraatgehalten in de waterkolom worden goed voorspeld, zij het dat de nitraatpieken iets te hoog lijken uit te vallen. De gehalten in de bodem zijn in het geval van ammonium veel hoger dan in de waterkolom en in het geval van nitraat iets lager in de winter en iets hoger in de zomer dan in de waterkolom.

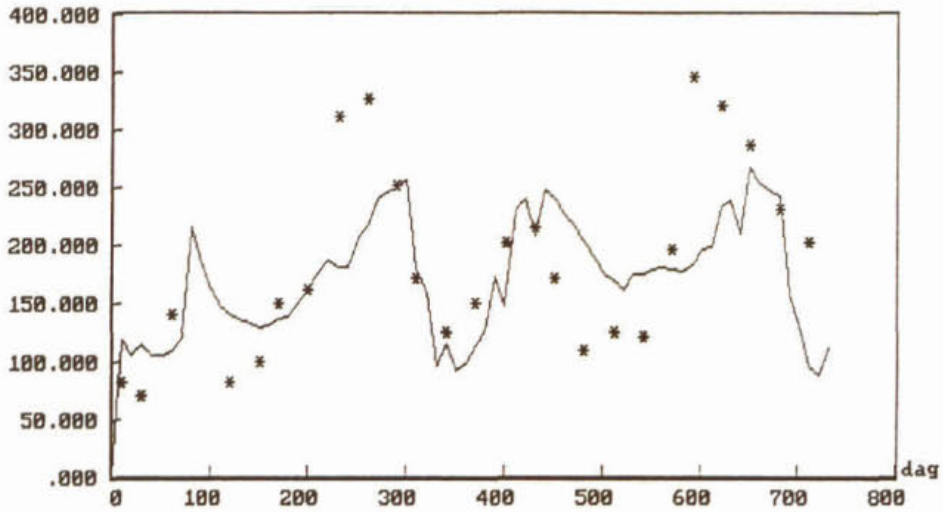
Het ortho-fosfaatgehalte kent een realistisch verloop, maar wordt over algemeen ondervoorspeld (fig. 5.11). Er komt dus kennelijk nog meer fosfaat uit de bodem dan SWITCH teweeg brengt, hetgeen (deels) met in het model ontbrekende resuspensie van bodemslib en daarop volgende desorptie te maken kan hebben. De steile pieken worden veroorzaakt door zogenaamde 'explosieve' naleveringsfluxen van de bodem, die optreden bij het (vrijwel) volledig gereduceerd raken van de toplaag van de bodem vanaf augustus. Deze worden ook weerspiegeld in de opgelost fosfaatfracties van de toplaag (fig. 5.12).

Figuur 5.11 maakt duidelijk, dat het fosfaatgehalte van de dunne geoxydeerde toplaag sterk kan variëren als gevolg van sterke sorptie in de winter en pulsgewijze desorptie in de zomer. Het laatste hangt samen met het ineenklappen van de geoxydeerde toplaag. De hoge sorptiecapaciteit voor fosfaat leidt tot ten opzichte van de rest van de bodem verhoogde accumulatie van fosfaat in de geoxydeerde toplaag van het sediment.

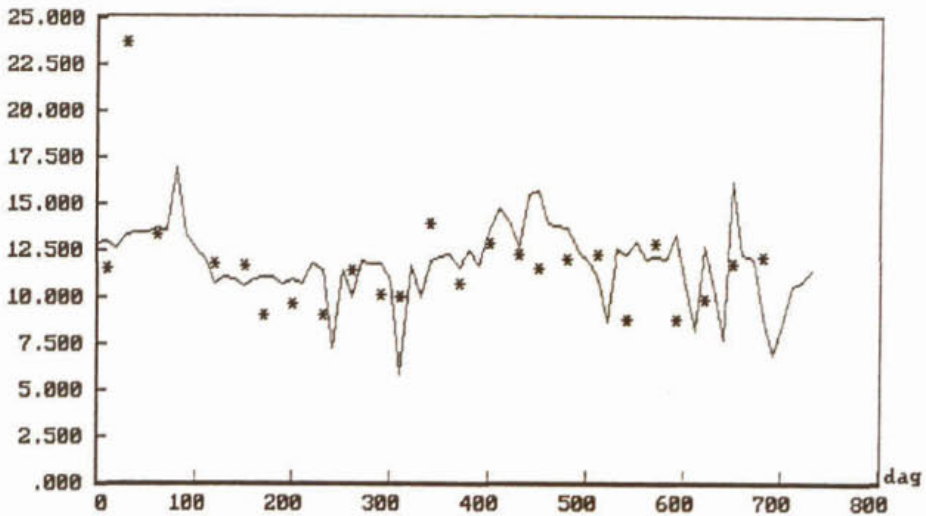
Het fosfaatgehalte van de onderlaag lijkt in de berekening iets toe te nemen. In de ongesaneerde situatie van 1987-88 zou nog van (geringe) oplading sprake geweest kunnen zijn, dit ondanks afvoer van fosfaat via wegzijging. Uit figuur 5.12 valt af te leiden dat hoge opgeloste gehalten optreden. Ze variëren van 1 mgP/l in de winter tot 5,5 mgP/l in het voorjaar. De hoge gehalten ontstaan in het model als gevolg van de aannamen dat vivianiet traag wordt gevormd en dat een stabiel fosfaatmineraal ontbreekt.



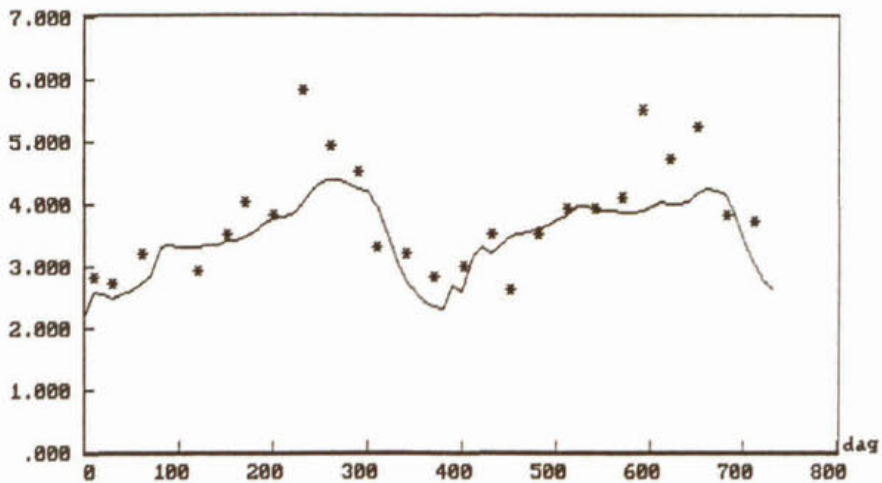
Figuur 5.1 Berekend en gemeten (*) chloridegehalte (mg/l) van de Geerplas; DBS-simulatie 1987-88



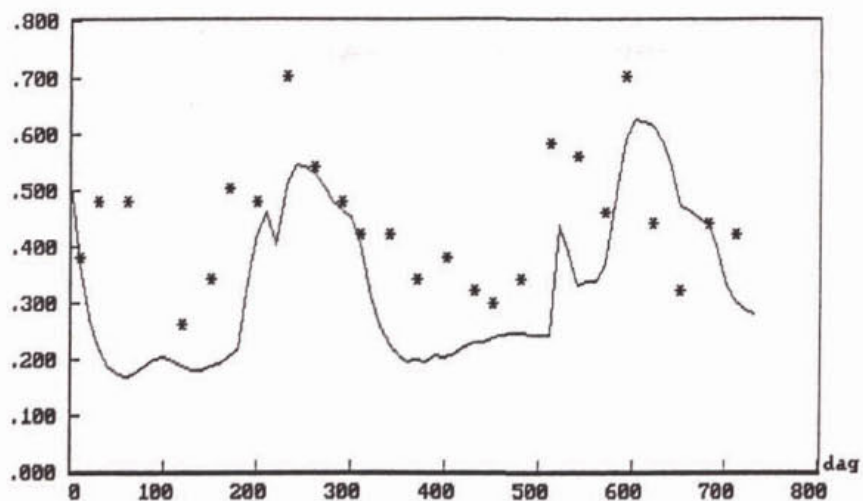
Figuur 5.2 Berekend en gemeten (*) fytoplanktongehalte (1g chlorofyl/l) van de Geerplas; DBS-simulatie 1987-88



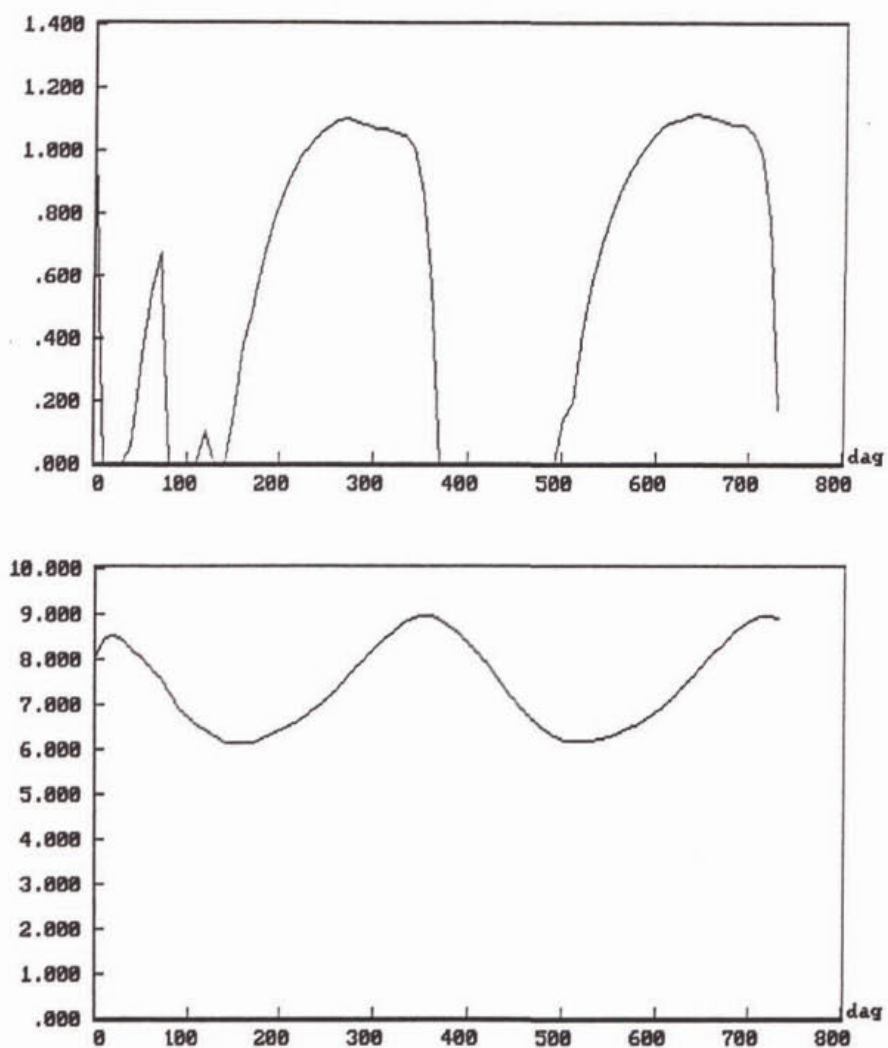
Figuur 5.3 Berekend en gemeten (*) zuurstofgehalte (mg/l) van de Geerplas; DBS-simulatie 1987-88



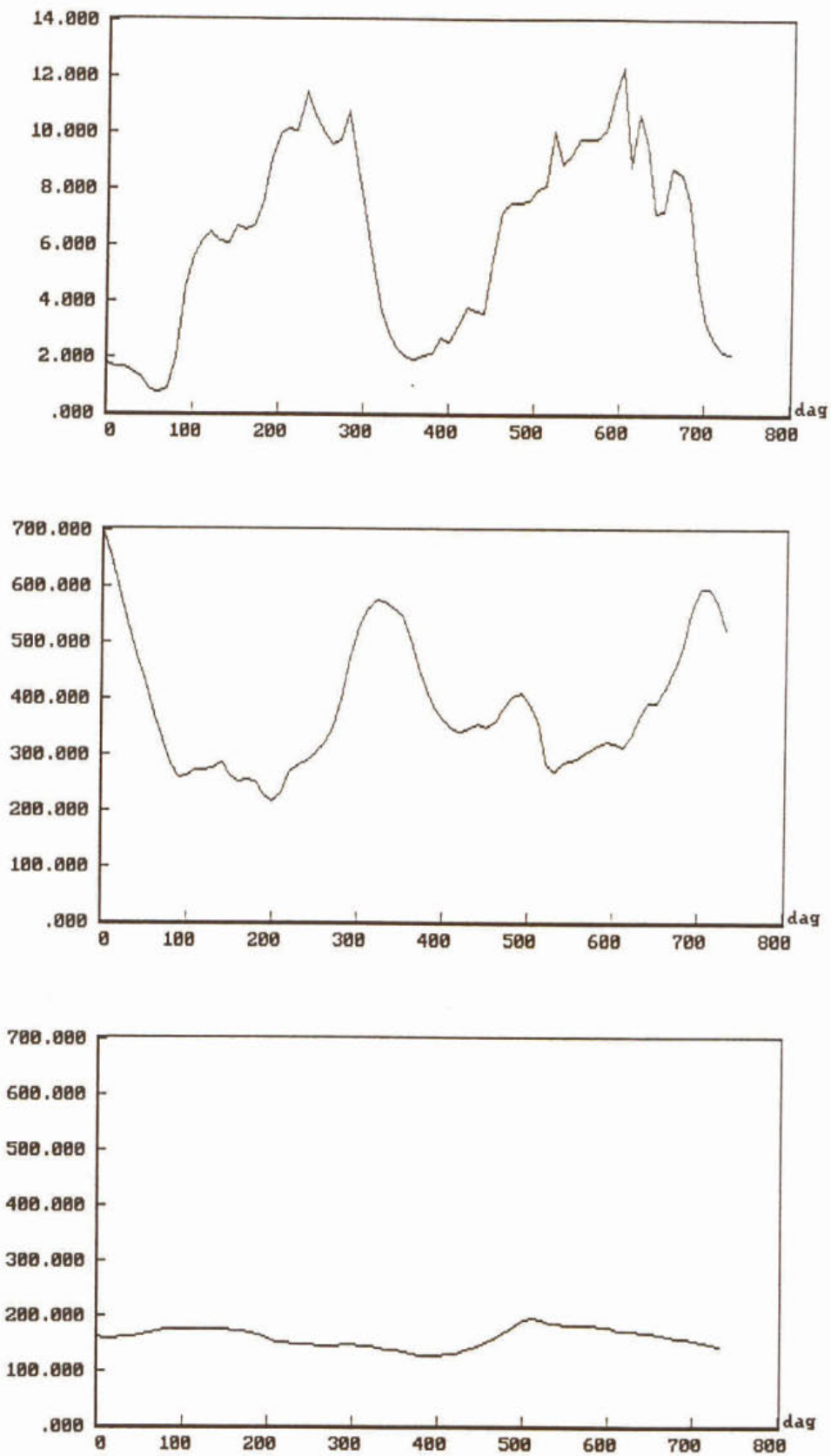
Figuur 5.4 Berekend en gemeten (*) Kjeldahl-N (mgN/l) van de Geerplas; DBS-simulatie 1987-88



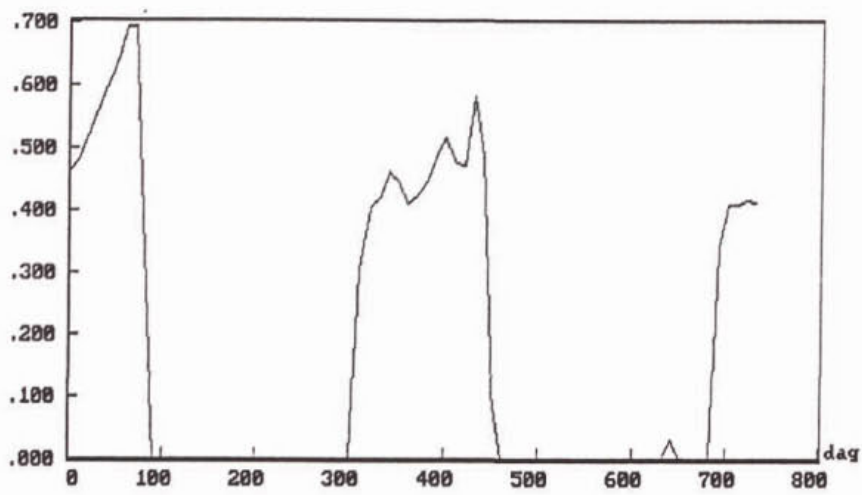
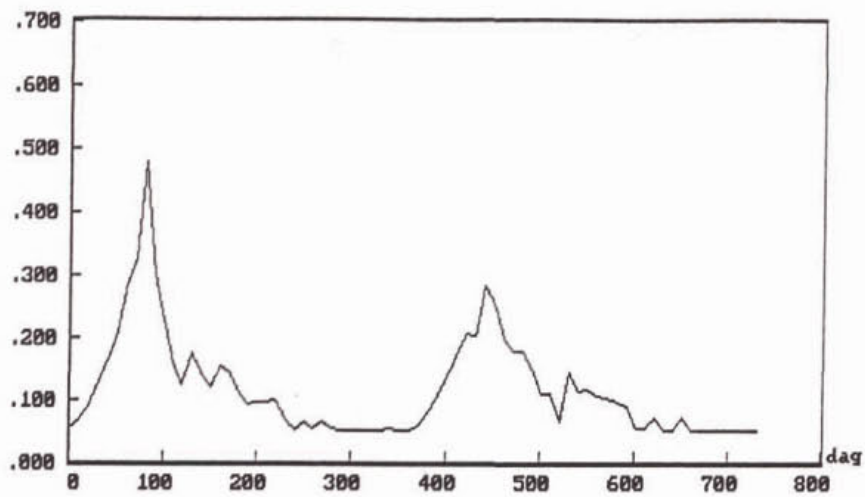
Figuur 5.5 Berekend en gemeten (*) totaal-fosfaatgehalte (mgP/l) van de Geerplas; DBS-simulatie 1987-88



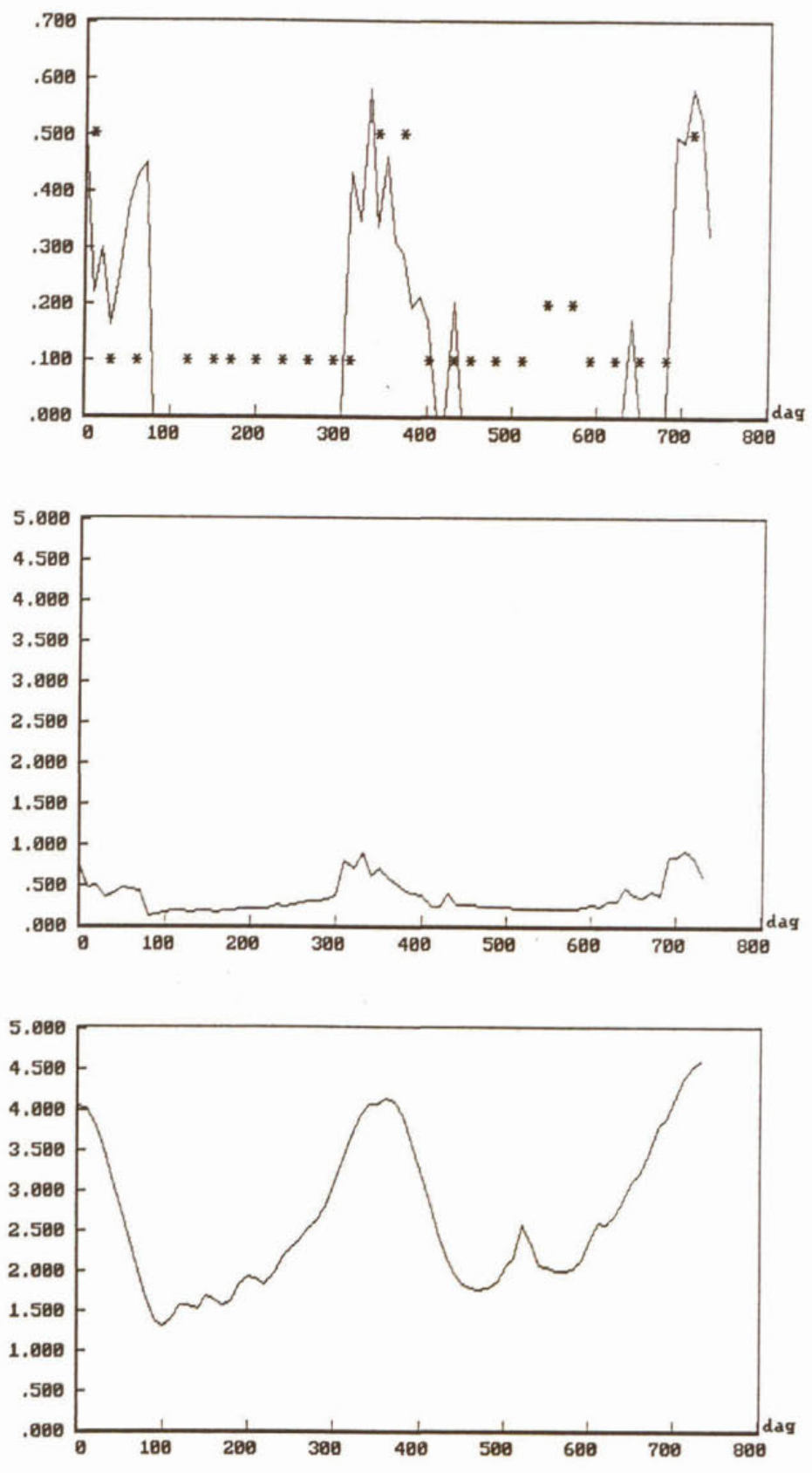
Figuur 5.6 Berekend opgelost silicaatgehalte (mgSi/l) in a) de waterkolom en b) de bodem van de Geerplas; DBS-simulatie 1987-88



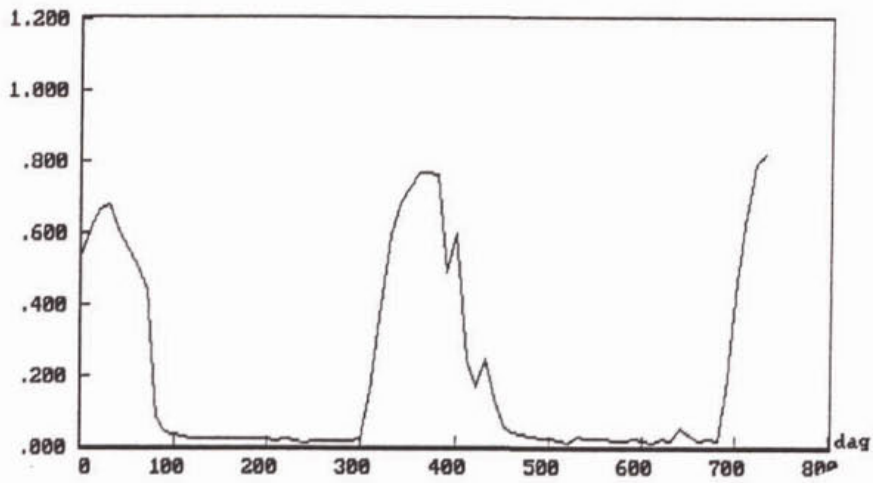
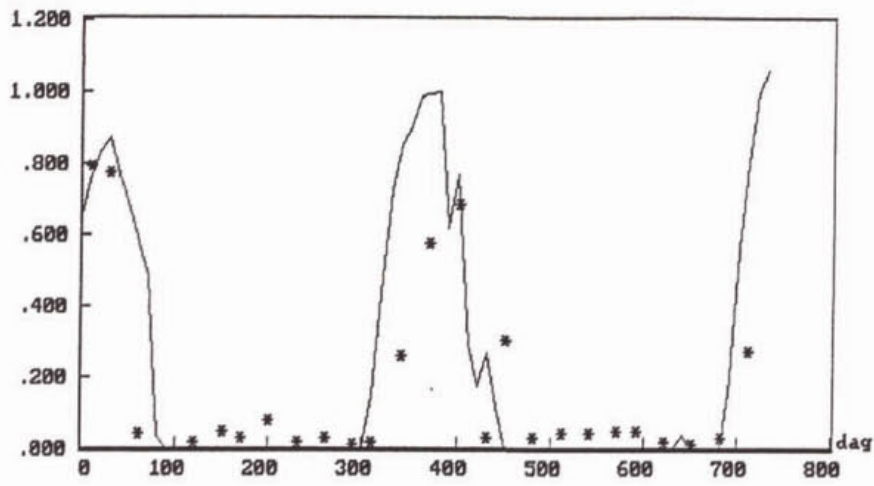
Figuur 5.7 Berekende detritusgehalten (mgC/l) van de Geerplas in a) de waterkolom, b) de bovenlaag van het sediment en c) de onderlaag van het sediment; DBS-simulatie 1987-88



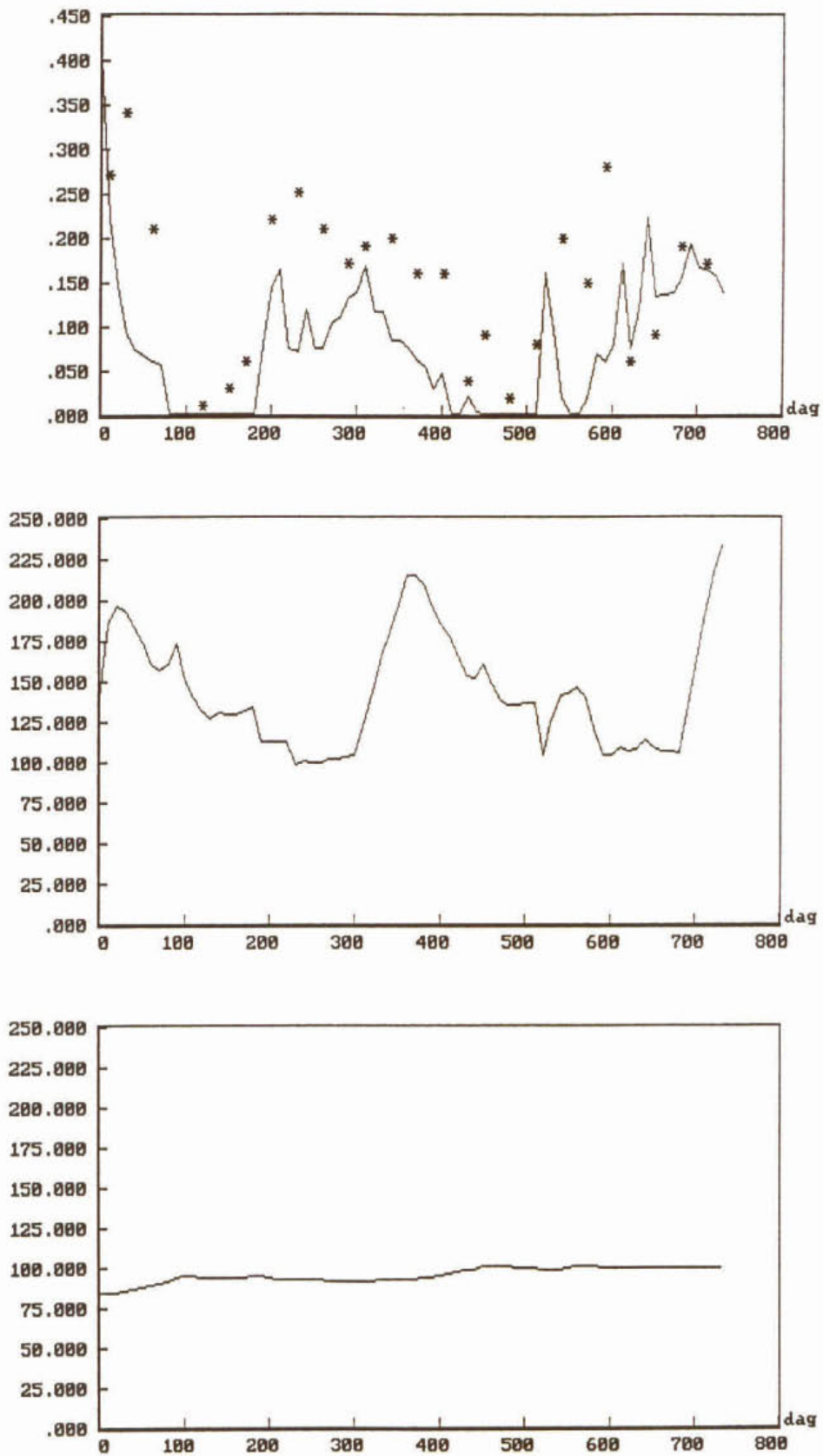
Figuur 5.8 Berekende dikten (cm) van a) de aerobe laag en b) de denitrificerende laag van het sediment van de Geerplas; DBS-simulatie 1987-88



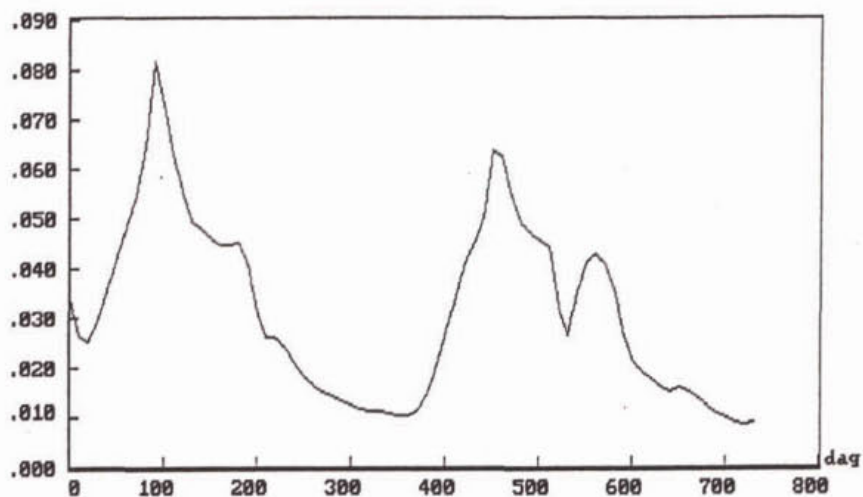
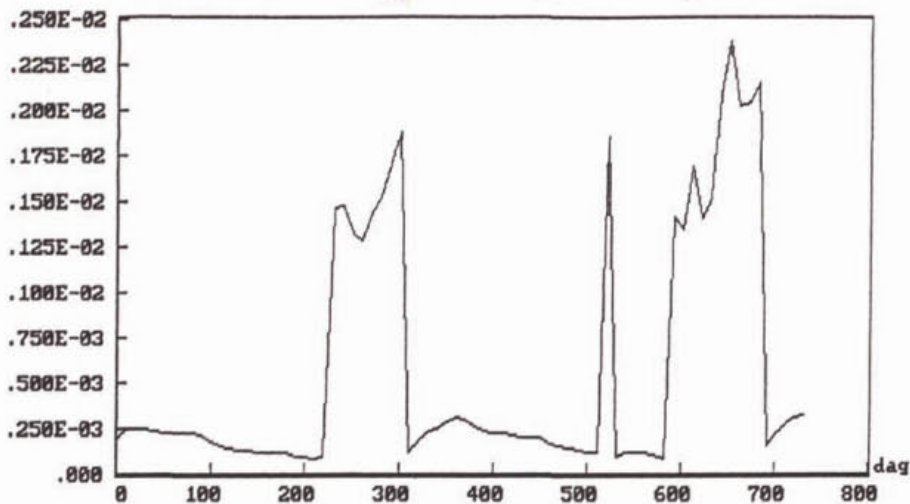
Figuur 5.9 Berekend en gemeten (*) ammoniumgehalte (mgN/l) in a) de waterkolom, b) de aerobe sedimentlaag en c) de gereduceerde sedimentlaag van de Geerplas; DBS-simulatie 1987-88



Figuur 5.10 Berekend en gemeten (*) nitraatgehalte (mgN/l) in a) de waterkolom en b) de aerobe sedimentlaag van de Geerplas; DBS-simulatie 1987-88



Figuur 5.11 Berekend en gemeten (*) anorganisch fosfaatgehalte (mgP/l) in a) de waterkolom, b) de geoxydeerde sedimentlaag en c) de gereduceerde sedimentlaag van de Geerplas; DBS-simulatie 1987-88



Figuur 5.12 Berekende opgeloste fosfaatfractie (-) in a) de geoxydeerde sedimentlaag en b) de gereduceerde sedimentlaag van de Geerplas; DBS-simulatie 1987-88

5.2.2 Water- en bodemkwaliteit 1991-95

Ook nu komen het berekende en het gemeten chloridegehalte goed overeen, al lijkt het verschil tussen de twee geleidelijk iets toe te nemen (fig. 5.13). Dat kan erop wijzen, dat in de waterbalans de wateraanvoer vanuit het aangrenzende polderland wat overschat wordt of dat het chloridegehalte daarin iets onderschat wordt.

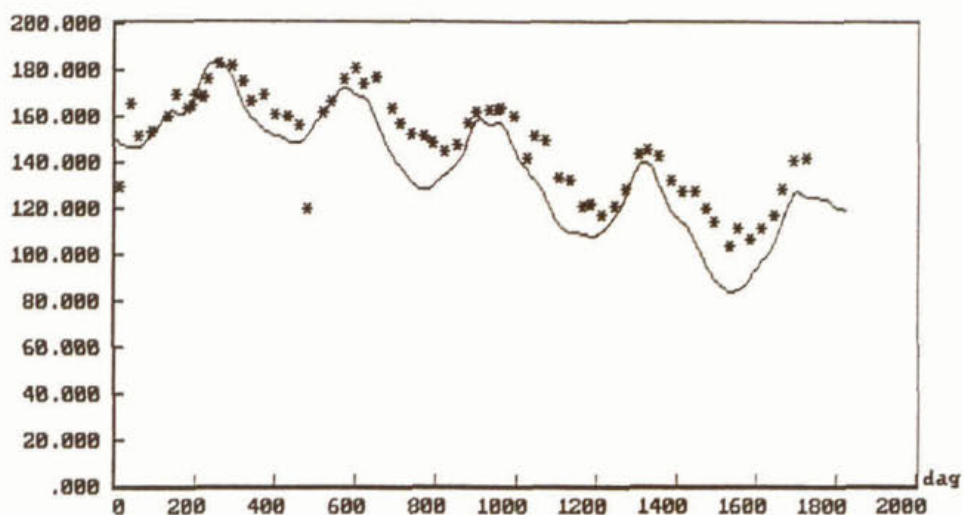
Gemiddeld bevindt het berekende chlorofylgehalte zich het goede niveau, dat gemiddeld lager is dan voor de sanering van de Geerplas (fig. 5.14). Met name gedurende de periode 1991-93 lijkt het chlorofylgehalte wat te stijgen. Het verloop van chlorofyl over de seizoenen wordt echter door het model niet goed beschreven. De werkelijkheid gedraagt zich veel dynamischer en veel gepiekerd dan het model. In de overgang van 1994 naar 1995 blijft het model hoge gehalten produceren, terwijl het fytoplankton gedurende een lange periode zelfs bijna geheel verdwijnt. De discrepanties tussen model en werkelijkheid bemoeilijken een beoordeling van het functioneren van SWITCH.

Gegeven de overmaat aan nutriënten in deze periode, kan dit niet worden verklaard. temeer daar er ook geen bijzonder sterke aanwezigheid van zoöplankton gesignaleerd is (pers. comm. HvR).

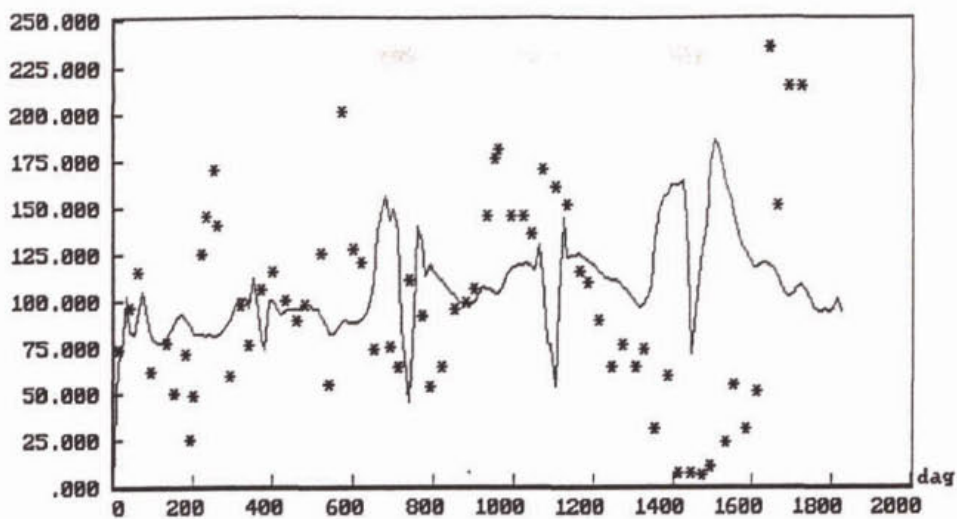
Het berekende gehalte van Kjeldahl-N vertoont eveneens als chlorofyl ondervoorspelling van de pieken (fig. 5.15). Het gesimuleerde gehalte van totaal-P is over het geheel wat aan de lage kant en toont twee piekjies, die veroorzaakt worden door 'explosieve' bodemnalevering (fig. 5.16). Deze is in werkelijkheid niet op die momenten opgetreden, maar is in de simulatie het gevolg van eraan voorafgaande sterke overvoorspelling van fytoplankton. De explosieve flux in de tweede helft van 1995 wordt niet berekend, in samenhang met ondervoorspelling van de primaire produktie. De Geerplas lijkt instabiel te zijn, zodat werkelijkheid en model nogal eens uit de pas lopen. Voorts geldt hier ook het commentaar met betrekking tot de interpretatieproblemen, dat in sectie 5.2.1. wordt gegeven.

Het detritusgehalte in water en bodem laat nog duidelijker de stijgende trend van de primaire produktie zien (fig. 5.17). In de bodem beweegt het detritusgehalte toe naar een nieuw stabiel niveau na het wegbaggeren van de detritusrijke toplaag. Dit gaat gepaard met enige stijging van nalevering van de nutriënten (fig. 5.18-20). Het vrij goed voorspelde verloop van de gehalten van ammonium, nitraat en ortho-fosfaat laat zien dat fosfaatlimitatie van de primaire produktie de boventoon voert. Nitraat wordt gedurende de zomer enigszins overvoorspeld. In de werkelijkheid kan de stikstofbeperking een wat sterkere rol hebben gespeeld. In gemeten orthofosfaat is het optreden van explosieve fluxen te zien. Zoals eerder gezegd, produceert het model deze ook, alleen niet op de goede momenten.

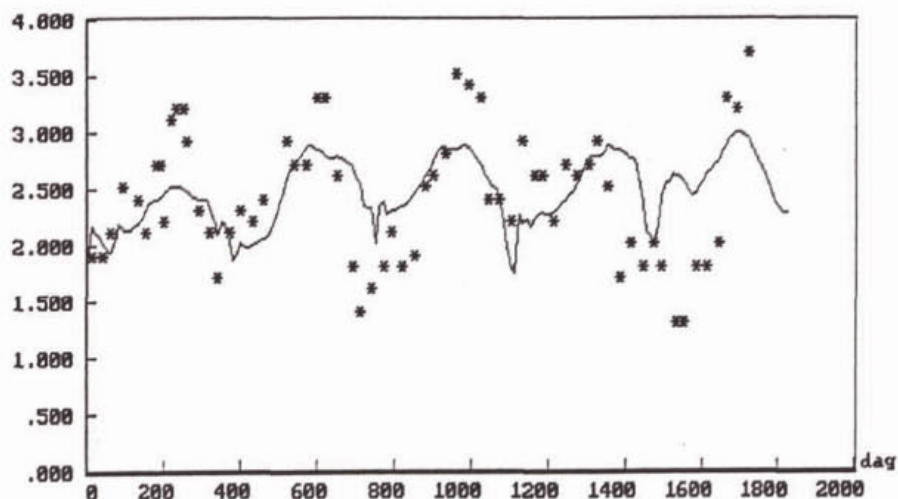
Het fosfaatgehalte van de bodem lijkt ongeveer stabiel, maar zou in werkelijkheid ook wat kunnen dalen als gevolg van de sterk afgenomen externe fosfaatbelasting. De afvoer van fosfaat via wegzijging is na de sanering immers onveranderd.



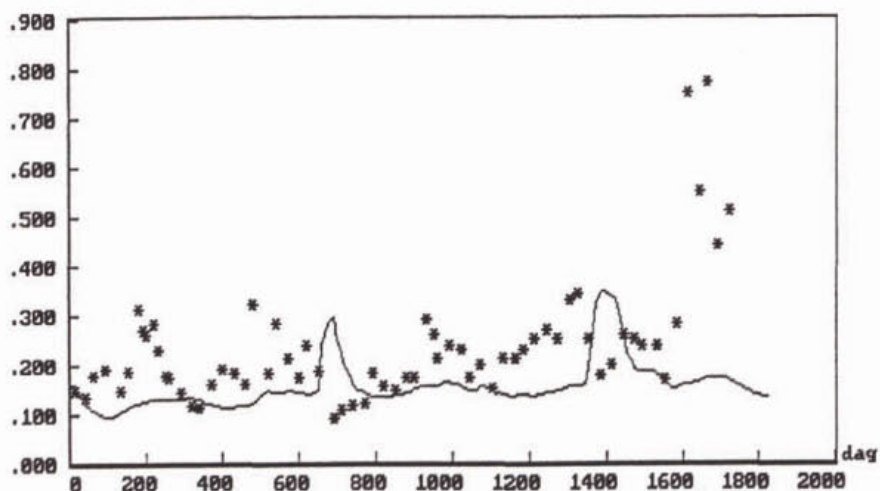
Figuur 5.13 Berekend en gemeten (*) chloridegehalte (mg/l) van de Geerplas; DBS-simulatie 1991-95



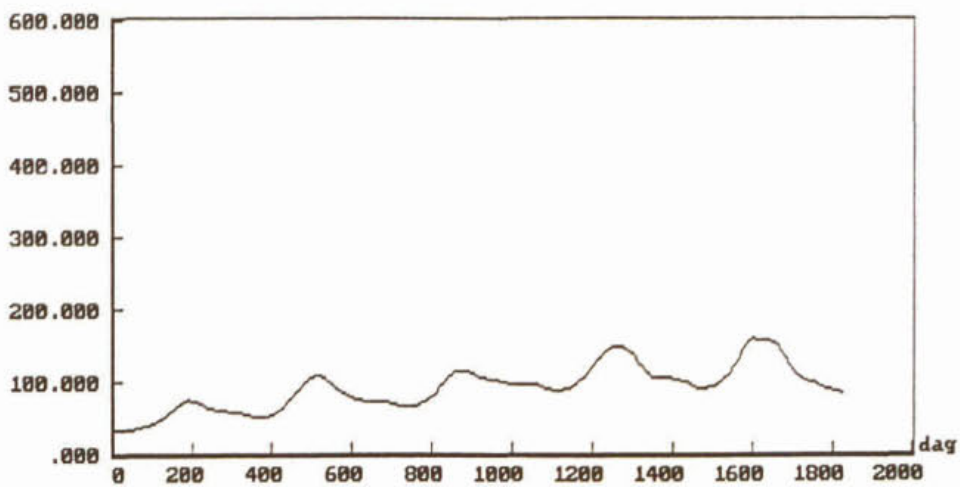
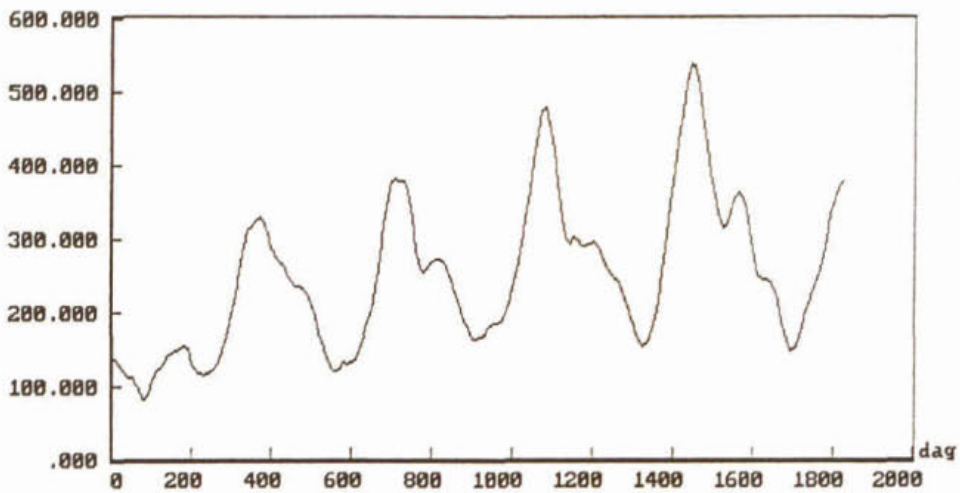
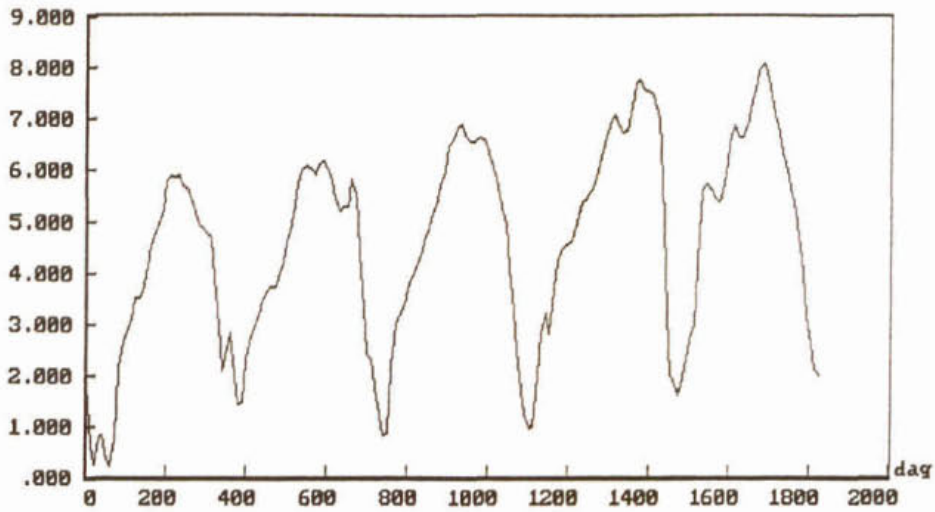
Figuur 5.14 Berekend en gemeten (*) fytoplanktongehalte (1g chlorofyl/l) van de Geerplas; DBS-simulatie 1991-95.



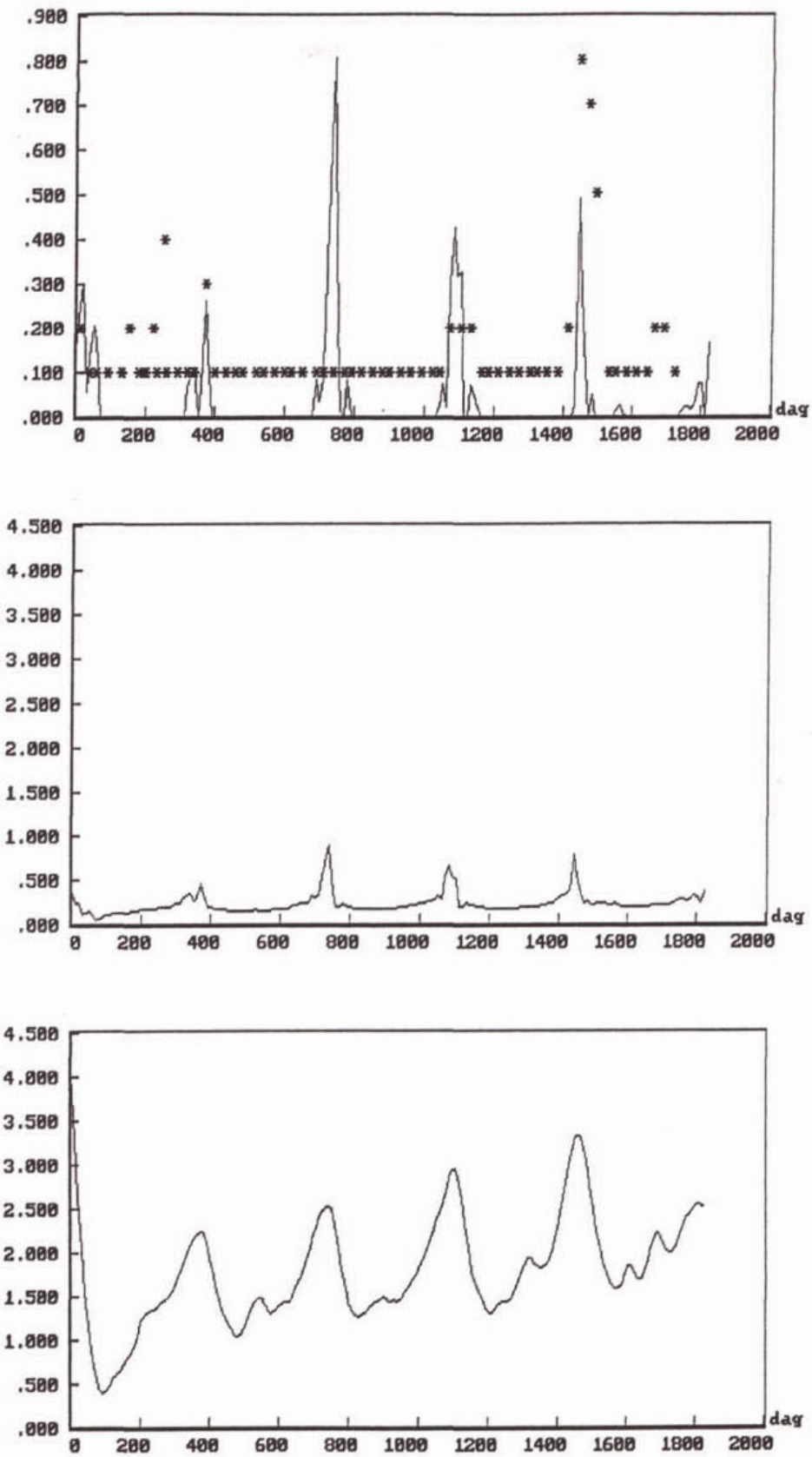
Figuur 5.15 Berekend en gemeten (*) Kjeldahl-N (mgN/l) van de Geerplas; DBS-simulatie 1991-95



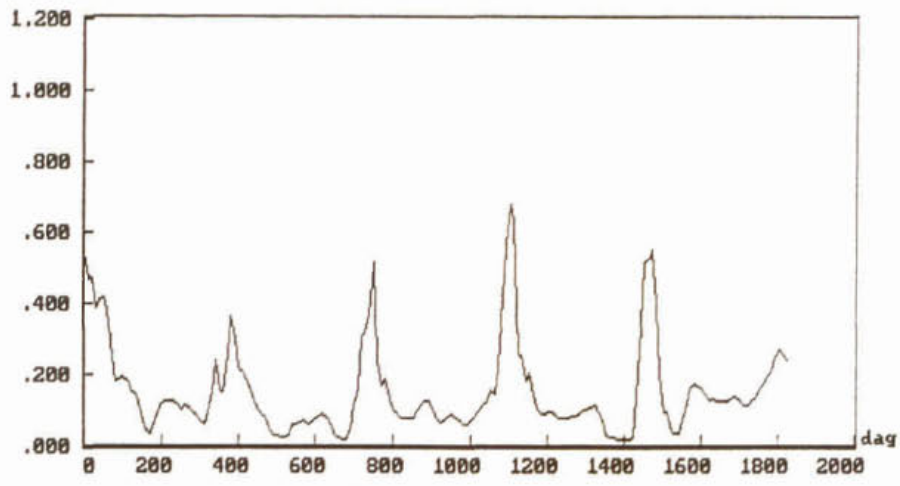
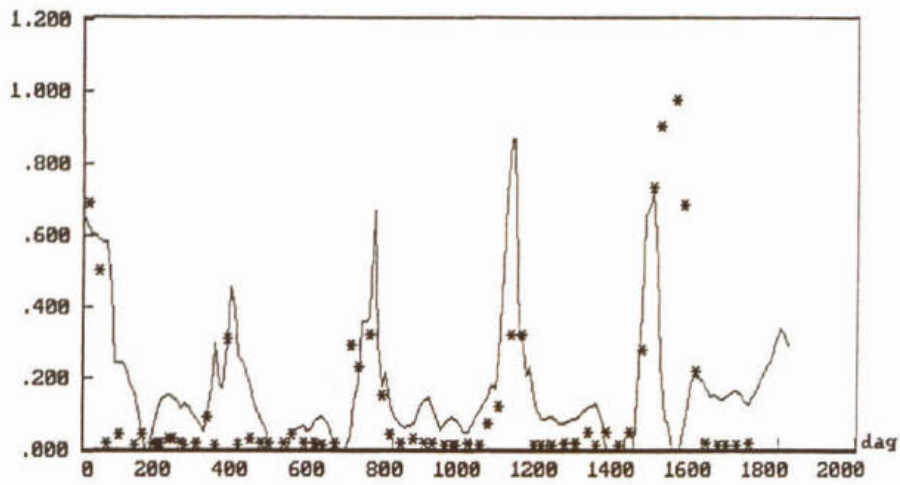
Figuur 5.16 Berekend en gemeten (*) totaal-fosfaatgehalte (mgP/l) van de Geerplas; DBS-simulatie 1991-95



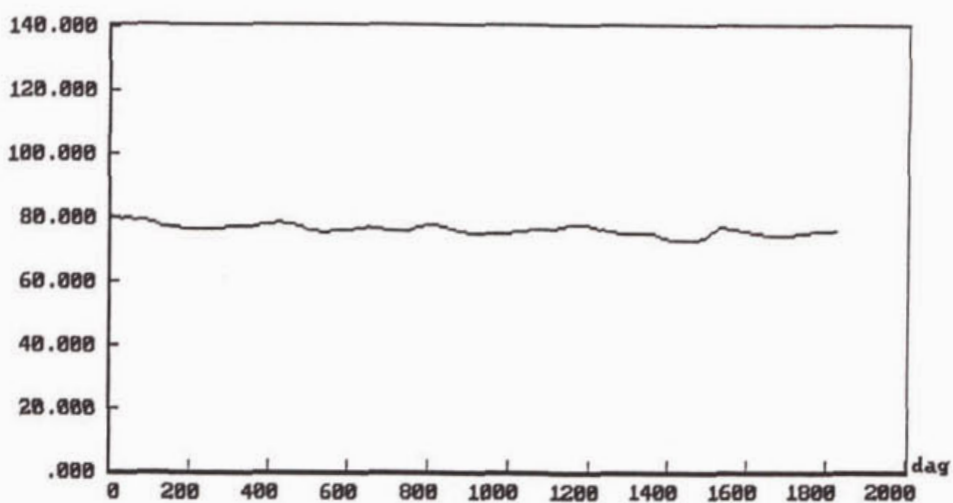
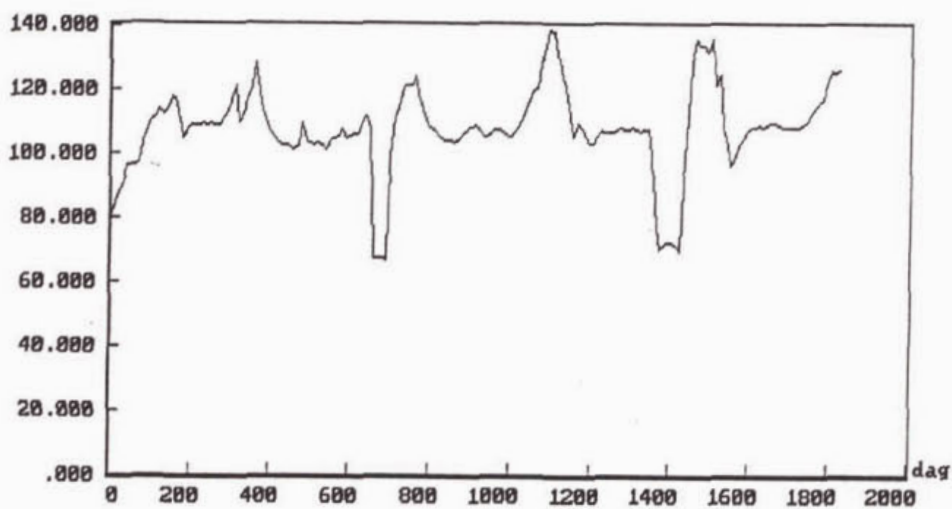
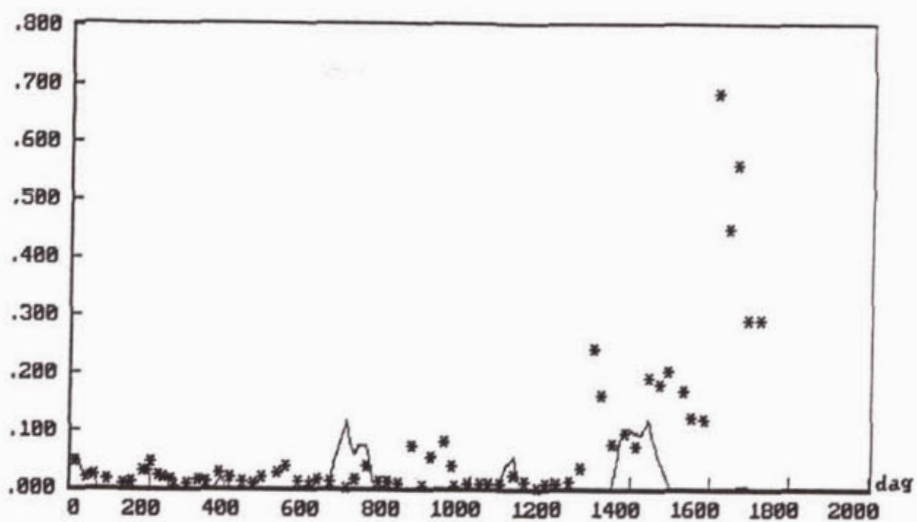
Figuur 5.17 Berekende detritusgehalten (mgC/l) van de Geerplas in a) de waterkolom, b) de bovenlaag van het sediment en c) de onderlaag van het sediment; DBS-simulatie 1991-95



Figuur 5.18 Berekend en gemeten (*) ammoniumgehalten (mgN/l) in a) de waterkolom, b) de aerobe sedimentlaag en c) de gereduceerde sedimentlaag van de Geerplas; DBS-simulatie 1991-95



Figuur 5.19 Berekend en gemeten (*) nitraatgehalte (mgN/l) in a) de waterkolom en b) de aerobe sedimentlaag van de Geerplas; DBS-simulatie 1991-95



Figuur 5.20 Berekend en gemeten (*) anorganisch fosfaatgehalte (mgP/l) in a) de waterkolom, b) de geoxydeerde sedimentlaag en c) de gereduceerde sedimentlaag van de Geerplas; DBS-simulatie 1991-95

5.2.3 Nutriëntennalevering

De berekende en gemeten fosfaatfluxen uit de bodem van de Geerplas kunnen worden vergeleken aan de hand van de gegevens in tabel 5.5. De gemiddeld gemeten waarden berusten in het algemeen op drie waarnemingen, waarin de spreiding een factor tien kan bedragen. De berekende fluxen voor kwartaal 1 van 1987 en kwartaal 1 van 1991 zijn niet realistisch als gevolg van aanloopeffecten.

Over het algemeen zijn de 'gemiddeld' gemeten fluxen beduidend hoger dan de berekende fluxen. Het is moeilijk hier een oordeel over uit te spreken, aangezien niet goed bekend is hoe representatief de meting is voor de veldconditie. De grote spreiding in de waarnemingen laat de mogelijkheid open, dat het meetresultaat fors kan afwijken van de werkelijke bodemflux. Daarnaast kan gezet worden, dat gezien de *simulatie resultaten het model de nalevering enigszins lijkt te onderschatten.*

Voor de sanering is de flux in de zomer veel groter dan in de rest van het jaar, hetgeen samenhangt met de explosieve fluxen in kwartaal 3. Na de sanering worden de verschillen tussen de seizoenen geringer, maar de winterfluxen blijven relatief laag als gevolg van de dan dikke geoxydeerde toplaag van de bodem.

Tabel 5.6 verschaft de jaargemiddelde fluxen van de nalevering door de bodem, de interne belasting, en de externe fosfaatbelasting. Beide nemen na de sanering substantieel af, maar zowel voor als na de sanering is de externe belasting ongeveer de helft van de interne belasting.

De nalevering van nutriëntstikstof door de bodem blijkt uit de gegevens van tabel 5.7. Deze tabel laat zien, dat de winterflux van ammonium beduidend lager is dan de flux in de rest van het jaar. De fluxen zijn het hoogst in kwartaal 3. Voor wat betreft nitraat treedt er netto denitrificatie in de bodem op in het winterhalfjaar, zodat de flux dan negatief is. Als gevolg van de toenemende nitraatconcentratie in de waterkolom gaat de onttrekking van nitraat aan de waterkolom door denitrificatie in de bodem zich na de sanering geleidelijk over het gehele jaar uitstrekken.

De sanering heeft in de belastingssituatie ten aanzien van ammonium en nitraat niet zo'n sterke wijziging tot stand gebracht, zo blijkt uit tabel 5.8. De externe belasting met totaal-N lijkt sterk te zijn toegenomen, maar dit kan een artefact zijn van de wijze waarop de belastingen in het model zijn gerealiseerd. In de periode 1987-88 worden hoge gehalten van algen, detritus en refractaire organische stof (OOC) uitgewisseld tussen de Geerplas en de Noordplas. Dit leidt tot een nogal onzekere, relatief lage netto-belasting.

De interne belasting is voor ammonium een factor 3 hoger dan de externe belasting, voor nitraat is het omgekeerde het geval.

Tabel 5.5 Berekende en gemeten (*) fosfaatfluxen uit de bodem van de Geerplas

Jaar/Kwartaal	Fosfaatnaleveringsflux	
	Gemeten gP/(m ² .dag)	Berekend gP/(m ² .dag)
1987 / kw 1	-	-0,0024
kw 2	-	0,0036
kw 3	-	0,0180
kw 4	0,0110	0,0024
1988 / kw 1	0,0059	0,0018
kw 2	-	0,0069
kw 3	-	0,0165
kw 4	-	0,0044
1990 / kw 1	-	-
kw 2	-	-
kw 3	0,0059	-
kw 4	-	-
1991 / kw 1	-	0,0002
kw 2	0,0062	0,0028
kw 3	0,0110	0,0037
kw 4	0,0079	0,0018
1992 / kw 1	-	0,0016
kw 2	0,0129	0,0028
kw 3	0,0059	0,0032
kw 4	-	0,0051
1993 / kw 1	-	0,0009
kw 2	0,0093	0,0035
kw 3	0,0044	0,0037
kw 4	-	0,0019
1994 / kw 1	-	0,0013
kw 2	0,0084	0,0032
kw 3	0,0055	0,0047
kw 4	-	0,0086
1995 / kw 1	-	0,0007
kw 2	0,0483	0,0035
kw 3	0,0230	0,0047
kw 4	-	0,0025

Tabel 5.6 Berekende externe en interne fosfaatbelasting van de Geerplas

Jaar	Ext. P-belasting	Int. P-belasting
	gP/(m ² .dag)	gP/(m ² .dag)
1987	0,0021	0,0054
1988	0,0039	0,0074
1991	0,0010	0,0021
1992	0,0017	0,0032
1993	0,0016	0,0025
1994	0,0016	0,0044
1995	0,0014	0,0029

Tabel 5.7 Berekende ammonium- en nitraatfluxen uit de bodem van de Geerplas (fluxen zijn niet gemeten)

Jaar/Kwartaal	Ammoniumflux gN/(m ² .dag)	Nitraatflux gN/(m ² .dag)
1987 / kw 1	0,015	-0,0120
kw 2	0,043	0,0060
kw 3	0,068	0,0060
kw 4	0,048	-0,0070
1988 / kw 1	0,027	-0,0120
kw 2	0,059	0,0070
kw 3	0,070	0,0060
kw 4	0,055	-0,0020
1991 / kw 1	0,001	-0,0059
kw 2	0,016	0,0003
kw 3	0,035	-0,0031
kw 4	0,024	-0,0012
1992 / kw 1	0,016	-0,0032
kw 2	0,027	0,0041
kw 3	0,036	0,0009
kw 4	0,026	0,0008
1993 / kw 1	0,014	-0,0024
kw 2	0,031	-0,0005
kw 3	0,040	0,0070
kw 4	0,029	-0,0017
1994 / kw 1	0,016	-0,0072
kw 2	0,029	0,0009
kw 3	0,044	-0,0014
kw 4	0,036	0,0024
1995 / kw 1	0,022	-0,0055
kw 2	0,037	-0,0026
kw 3	0,051	-0,0055
kw 4	0,033	-0,0046

Tabel 5.8 Berekende externe en interne stikstofbelasting van de Geerplas

Jaar	Ext. NH4-bel. gN/(m ² .dag)	Int. NH4-bel. gN/(m ² .dag)	Ext. NO3-bel. gN/(m ² .dag)	Int. NO3-bel. gN/(m ² .dag)	Tot. ext. N-bel. gN/(m ² .dag)
1987	0,007	0,044	0,011	-0,002	0,003
1988	0,011	0,053	0,004	-0,003	0,003
1991	0,011	0,018	0,010	-0,003	0,087
1992	0,012	0,032	0,005	0,001	0,092
1993	0,013	0,035	0,007	-0,001	0,100
1994	0,013	0,038	0,007	-0,002	0,105
1995	0,012	0,044	0,008	-0,006	0,098

6 TOEPASSING VAN DB-SWITCH OP HET NANNEWIJD

6.1 Calibratie

De berekeningen met DBS zijn uitgevoerd met een tijdstap van 6 uur voor DELWAQ, 12 uur voor BLOOM en een variabele waarde < één uur voor SWITCH. De voor de plas gebruikte dimensies zijn vermeld in sectie 3.1.

6.1.1 Kwantificering van invoerparameters

In het geval van het Nannewijk worden twee soorten bodems onderscheiden, een organische stofrijke veenachtige bodem en een zandige bodem. De veenachtige bodem komt voor in de zuidwestelijke helft, in het meest noordelijke gedeelte en in de kleine put van het zwembad langs de oostelijke oever. De zandige bodem overheerst sterk in de rest van het Nannewijk. Hoewel een fors deel van het veenachtige slib is verwijderd bij de sanering, is de tweedeling van de bodem niet wezenlijk veranderd. Aan de hand van de beschikbare gegevens omtrent de bodemsamenstelling is bepaald, dat de bodemsoorten elk in ongeveer 50% van het oppervlak van het Nannewijk dominant zijn. Eenvoudigerwijze wordt in het model de veenachtige bodem aan de zuidwestelijke helft toegewezen en de zandige bodem aan de noordoostelijke helft.

In sectie 5.1.1 is reeds toegelicht welke invoerparameters SWITCH met betrekking tot de bodem vereist en hoe ze worden gekwantificeerd. Daarom worden hier alleen de resultaten vermeld. In het licht van het bovenstaande betreft het twee sets van waarden, één voor de veenachtige bodem en één voor de zandige bodem. De parameters voor SWITCH omvatten fysische parameters (tabellen 6.5-6), en (bio)chemische parameters (tabellen 5.3 en 6.7) en numerieke parameters (tabel 5.4). Afgezien van enkele systeemspecifieke parameters zijn de waarden voor zowel de veenachtige bodem en de zandige bodem gelijk aan de waarden, die na calibratie op respectievelijk de Geerplas (deze studie) en het Veluwemeer (WL, 1994) waren bepaald. De wijzigingen betreffen de volgende parameters:

- De adsorptiecapaciteit voor fosfaat van de geoxydeerde toplaag van het zandige sediment kwam uit op 0,06 gP/kgDS. De bijbehorende capaciteit voor gereduceerd sediment berekent het model daaruit.
- De precipitatiesnelheid van vivianiet werd voor het veenachtige sediment opgevoerd tot 0,3 per dag en het bijbehorende fosfaatverzadigingsgehalte verlaagd tot 0,2 mgP/l.

In tabellen 6.1-4 zijn de beschikbare meetgegevens voor de toplaag (10 cm) en daarvan afgeleide parameters per jaar weergegeven in de vorm van gemiddelden. Onderscheid is gemaakt tussen veenachtige bodem en zandige bodem, waarbij als criterium voor de laatste geldt dat het gewichtspercentage droge stof groter is dan 45%. De meetgegevens zijn gegenereerd door RIZA (bundeling Waterschap Friesland, 1996), Grontmij (1989) en het Waterschap Friesland (1994-95). In het laatste geval werd gemonsterd in september 1994 vlak voor de ijzerdosering (fosfaatfixatie) en in juni 1995 vlak na de ijzerdosering.

De gegevens van het Waterschap Friesland zijn vanwege de enigszins afwijkende waarden niet meegenomen bij de bepaling van de systeemspecifieke invoerparameters. Ze geven echter wel een indicatie met betrekking tot verandering van het ijzergehalte. Het ijzergehalte is alleen duidelijk toegenomen in het veenachtige sediment. De gegevens van RIZA wijzen er echter op, dat het ijzergehalte in 1996 weer zijn oorspronkelijke waarde zou kunnen hebben aangenomen. Verder blijken uit de meetgegevens geen trends. De samenstelling van de toplaag van de bodem lijkt na de sanering niet wezenlijk te verschillen van die van voor de sanering. In het model is in dit opzicht geen onderscheid gemaakt tussen beide perioden.

Tabel 6.1 Meetgegevens en waarden voor modelparameters aangaande de veenachtige bodem van het Nanneveld (Grontmij, 1989; RIZA)

Parameter	droogrest	org. koolstof	totaal-P	ijzer	porositeit	aantal
Jaar	%	%	gP/kg ds	gFe/kg ds	-	waarnem.
1989	26,0	17,4	0,58	5,0	0,84	2
1991	23,3	17,8	0,53	5,2	0,86	4
1992	-	17,6	0,52	6,0	-	7
1994	21,0	17,4	0,43	5,2	0,91	9
1995	14,8	25,5	0,58	10,9	0,87	6
1996	25,8	14,7	0,45	5,5	0,84	3

Tabel 6.2 Meetgegevens en waarden voor modelparameters aangaande de zandige bodem van het annewijd (Grontmij, 1989; RIZA)

Parameter	droogrest	org. koolstof	totaal-P	ijzer	porositeit	aantal
Jaar	%	%	gP/kg ds	gFe/kg ds	-	waarnem.
1989	63,5	2,8	0,20	0,62	0,58	2
1991	54,0	3,0	0,17	0,89	0,67	1
1992	-	1,2	0,07	5,0	-	1
1994	55,3	2,0	0,09	1,0	0,66	3
1995	56,8	4,3	0,07	1,7	0,65	3
1996	63,3	2,0	0,07	0,82	0,58	1

Tabel 6.3 Overige meetgegevens en waarden voor de veenachtige bodem van het Nannewijd (Waterschap Friesland, 1994 en 1995)

Parameter	droogrest	gloeirest	totaal-P	ijzer	porositeit	aantal
Jaar	%	%	gP/kg ds	gFe/kg ds	-	waarnem.
1994	21,6	80,7	0,58	6,0	0,89	14
1995	16,4	75,0	0,84	13,7	niet ber.	6

Tabel 6.4 Overige meetgegevens en waarden voor de zandige bodem van het Nannewijd Waterschap Friesland, 1994 en 1995)

Parameter	droogrest	gloeirest	totaal-P	ijzer	porositeit	aantal
Jaar	%	%	gP/kg ds	gFe/kg ds	-	waarnem.
1994	52,1	97,2	0,09	1,17	0,69	6
1995	62,2	94,2	0,053	0,77	niet ber.	10

Ten behoeve van de berekening van het soortelijk gewicht is het gewichtspercentage koolstof omgerekend naar het gewichtspercentage organische stof door dit te vermenigvuldigen met 2,32. Deze factor impliceert dat het zuurstofverbruik bij volledige verbranding van de organische stof 3,1 gO₂/gC is. De gemiddelde soortelijke gewichten van het veenachtige sediment zijn vervolgens berekend op respectievelijk 1860 en 2400 kg/m³. De gemiddelde porositeit van veenachtig sediment is daarbij 0,88 en van zandig sediment 0,63.

Het gemiddelde fosfaatgehalte van het veenachtige sediment is bepaald op 0,5 gP/kgDS, van zandig sediment op 0,11 gP/kgDS. Met behulp van de porositeit en het soortelijk gewicht kan worden berekend dat de bulkgehalten van fosfaat in veenachtig sediment en zandig sediment 112 en 98 g/m³ zijn. Aangenomen is dat vrijwel alle fosfaat in anorganische vorm in de bodem is opgeslagen.

Het gemiddelde ijzergehalte van het veenachtige sediment is vóór de ijzerdosering 5,4 gFe/kgDS, van zandig sediment 0,9 gFe/kgDS. Deze gehalten zijn laag, zowel in vergelijking met de Geerplas als in vergelijking met het Veluwemeer. Het zandige sediment van het Nannewijd heeft zelfs 5 maal zo laag ijzergehalte als het zandige sediment van het Veluwemeer (WL, 1991). Een lagere adsorptiecapaciteit voor fosfaat mocht dus ook verwacht worden voor het zandige sediment in het Nannewijd.

De wegzijging is gesteld op 0,003 m/dag voor de periode 1991-93. In de periode 1995-96 is de tijdreeks gehanteerd, die uit de waterbalans volgde, met kwartaalwaarden die variëren van 0,0011 tot 0,0047 m/dag (zie sectie 4.2.2). In het model treedt voor wat betreft de nutriënten een dubbeltelling op. De wegzijging komt ook voor in de waterbalans, zonder dat deze post wordt doorgesluisd naar de bodem. De nutriëntengehalten in de waterkolom zijn echter in vergelijking met die in het poriewater van de bodem dermate laag, dat het effect van de dubbeltelling verwaarloosbaar is.

Tabel 6.5 Fysische invoerparameters voor SWITCH voor de veenachtige bodem

Parameter	Symbool in Appendix B	Waarde	Eenheden
<u>Opbouw van het sediment</u>			
Dikte van de bovenlaag	dh	0,02	m
Dikte van de onderlaag	dl	0,08	m
Dikte van de grenslaag in het water	l	0,001	m
Porositeit van de bovenlaag	p ₁	0,88	m ³ W/m ³ B
Porositeit van de onderlaag	p ₃	0,88	m ³ W/m ³ B
Soortelijk gewicht van het sediment**	Ws	1860,0	kg/m ³
<u>Initiële samenstelling sediment</u>			
Totaal anorganisch fosfaat gehalte:			
Laag 1	Cp ₁	112,0	gP/m ³ B
Laag 3*	Cp ₃	112,0	gP/m ³ B
Laag 4**	Cp ₄	112,0	gP/m ³ B
Detritus gehalte top laag :			
Koolstof	Cd ₁	600,0	gC/m ³ B
Stikstof	Cnd ₁	30,0	gN/m ³ B
Fosfor	Cpd ₁	2,5	gP/m ³ B
Detritus gehalte onderlaag* :			
Koolstof	Cd ₄	130,0	gC/m ³ B
Stikstof	Cnd ₄	6,5	gN/m ³ B
Fosfor	Cpd ₄	0,65	gP/m ³ B
Refractair detritus:			
Koolstof	Crd ₁	0,0	gC/m ³ B
Stikstof	Crm ₁	0,0	gN/m ³ B
Fosfor	Crp ₁	0,0	gP/m ³ B
<u>Massatransport</u>			
Wegzijing	vs	0,003	m/dag
Kwel	vu	0,0	m/dag
Bezinking (=netto begraving)	Fb=Fs-Fr	0,0	m ³ B/m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt zuurstof	Dm _o	5,5 10 ⁻⁵	m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt ammonium	Dm _a	9,0 ..	m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt nitraat	Dm _n	9,3 ..	m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt fosfaat	Dm _p	4,2 ..	m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt silicaat	Dm _s	4,7 ..	m ² /dag
Bio-irrigatie factor:			
gemiddelde	bt	3,0	-
amplitude		2,0	-
periode		365	dag
fase		0,2	-
Bioturbatie dispersiecoëfficiënt:			
gemiddelde	Db	1,0 10 ⁻⁶	m ² /dag
amplitude		1,0 10 ⁻⁶	m ² /dag
periode		365	dag
fase		0,2	-
* Aangepast tijdens de calibratie			
** Ingesteld aan de hand van meetgegevens			

Tabel 6.6 Fysische invoerparameters voor SWITCH voor de zandige bodem

Parameter	Symbool in Appendix B	Waarde	Eenheden
<u>Opbouw van het sediment</u>			
Dikte van de bovenlaag	dh	0,02	m
Dikte van de onderlaag	dl	0,08	m
Dikte van de grenslaag in het water	l	0,001	m
Porositeit van de bovenlaag	p ₁	0,63	m ³ W/m ³ B
Porositeit van de onderlaag	p ₄	0,63	m ³ W/m ³ B
Soortelijk gewicht van het sediment**	W _s	2400,0	kg/m ³
<u>Initiële samenstelling sediment</u>			
Totaal anorganisch fosfaat gehalte:			
Laag 1*	Cp ₁	98,0	gP/m ³ B
Laag 3**	Cp ₃	98,0	gP/m ³ B
Laag 4	Cp ₄	98,0	gP/m ³ B
Detritus gehalte toplaag*:			
Koolstof	Cd ₁	600,0	gC/m ³ B
Stikstof	Cnd ₁	30,0	gN/m ³ B
Fosfor	Cpd ₁	2,5	gP/m ³ B
Detritus gehalte onderlaag*:			
Koolstof	Cd ₄	25,0	gC/m ³ B
Stikstof	Cnd ₄	1,0	gN/m ³ B
Fosfor	Cpd ₄	0,1	gP/m ³ B
Refractair detritus:			
Koolstof	Crd ₁	0,0	gC/m ³ B
Stikstof	Crm ₁	0,0	gN/m ³ B
Fosfor	Crp ₁	0,0	gP/m ³ B
<u>Massatransport</u>			
Wegzijing	vs	0,003	m/dag
Kwel	vu	0,0	m/dag
Bezinking (=netto begraving)	Fb=Fs-Fr	0,0	m ³ B/m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt zuurstof	Dm _o	5,5 10 ⁻⁵	m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt ammonium	Dm _a	9,0 „	m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt nitraat	Dm _n	9,3 „	m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt fosfaat	Dm _p	4,2 „	m ² /dag
Moleculaire diffusiecoëfficiënt silicaat	Dm _s	4,7 „	m ² /dag
Bio-irrigatie factor;			
gemiddelde	bt	3,0	-
amplitude		2,0	-
periode		365	dag
fase		0,2	-
Bioturbatie dispersiecoëfficiënt;			
gemiddelde	Db	1,0 10 ⁻⁶	m ² /dag
amplitude		1,0 10 ⁻⁶	m ² /dag
periode		365	dag
fase		0,2	-
* Aangepast tijdens de calibratie			
** Ingesteld aan de hand van meetgegevens			

Tabel 6.7 (Bio)chemische invoerparameters voor SWITCH voor de zandige bodem

Parameter	Symbool in Appendix B	Waarde	Eenheden
<u>Detritus</u>			
Incorporatie in de bovenlaag bij 20°C	rc ²⁰	0,04	l/dag
Mineralisatie in de bovenlaag bij 20°C	kc ₁ ²⁰	0,055	l/dag
Mineralisatie in de onderlaag bij 20°C	kc ₄ ²⁰	0,0065	l/dag
Temperatuurcoëfficiënt voor min. en incorp.	ktc	1,07	-
Hoeveelheid refractaire org. stof gevormd relatief ten opzichte van mineralisatie	frf	0,0	-
<u>Ammonium and Nitraat</u>			
Nitrificatie bij 20°C	kn ²⁰	50,0	l/dag
Denitrificatie bij 20°C	kd ²⁰	50,0	l/dag
Temperatuurcoëfficiënt voor nitrificatie	ktn	1,07	-
Temperatuurcoëfficiënt voor denitrificatie	ktd	1,07	-
Stoch. constante stikstof in refractair detritus	aa	0,03	gN/gC
<u>Fosfaat</u>			
Adsorptiecapaciteit van geoxydeerd sediment*	Cac _o	0,06	gP/kgDS
Adsorptiecapaciteit van gereduceerd sediment	Cac _r	-999	gP/kgDS
Halve verzadigingsconcentratie voor adsorptie	Ks	0,1	gP/m ³
Precipitatie	kp	0,05	l/dag
Frac. geprec. fosfaat naar stabiel mineraal	fm	0,4	-
Verzadigingsconcentratie voor precipitatie	Cdp _s	0,05	gP/m ³
Temperatuurcoëfficiënt voor precipitatie	ktp	1,0	-
Temperatuurcoëfficiënt voor verzadigingsconc.	-	1,0	-
Oplossen van vivianiet	kdp	0,01	(m ^{-2.01} gP ^{0.67} d ⁻¹)
Temperatuurcoëfficiënt voor oplossen	ktd	1,0	-
Stoch. constante fosfor in refractair detritus	ap	0,003	gP/gC
<u>Silicaat</u>			
Oplossen van opaal silicaat	ks	0,09	l/dag
Verzadigingsconcentratie voor oplossen	Cs _s	10,0	gSi/m ³
Temperatuurcoëfficiënt voor oplossen	kts	1,0	-
<u>Zuurstof</u>			
Stoch. constante voor consump. bij min. detritus	ac	3,1	gO ₂ /gC
Stoch. constante voor consump. bij nitrificatie	an	4,57	gO ₂ /gN
Zuurstoffractie op het grensvlak waterbodem	fo	0,65	-
Frac. gered. stoffen die wordt vastgelegd; gemiddelde	fro	0,0	-
amplitude		0,0	-
periode		365	dag
fase		0,2	-
* Aangepast tijdens de calibratie			

6.1.2 Verloop

De calibratie van het twee compartimentenmodel voor het Nanneveld is in vijf stappen uitgevoerd voor de periode 1995-96. Deze periode volgend op de sanering werd verkozen om pragmatische redenen. De water- en stoffenbalansen zijn voor deze periode veel directer aan meetgegevens gekoppeld dan voor de periode 1991-93. Ze zijn dus betrouwbaarder. Bovendien waren voor de periode 1995-96 gegevens van een extra meetpunt (336) beschikbaar.

Ter vergelijking met meetwaarden is meetpunt 246 toegewezen aan compartiment noordoost en meetpunt 336 aan compartiment zuidwest. Overigens is de toedeling niet wezenlijk van belang, omdat de uitwisseling tussen de compartimenten in het model zodanig is, dat de verschillen gering zijn. Vergelijking met beide meetpunten geeft echter een indicatie van de verschillen die in werkelijkheid in de plas kunnen optreden. Er is niet onderzocht in hoeverre verschillen structureel zijn en een samenhang vertonen met de aanwezigheid van twee bodemtypen.

De parameterwaarden voor SWITCH, zoals in deze studie bepaald dienden als uitgangspunt. Als startwaarde voor de adsorptiecapaciteit voor fosfaat van geoxydeerd sediment werd 1 gP/kgDS genomen. De parameterwaarden van het Veluwemeer dienden weliswaar als uitgangspunt voor de zandige bodem (WL, 1994), maar werden pas in de laatste calibratiestap aan het model opgelegd. De waarden van de overige DBS-parameters zijn net als in het geval van de Geerplas in hun geheel overgenomen van de lopende DBS-toepassingen op de Loosdrechtse plassen en Botshol. Ook nu zijn ze afgezien van enkele bezinkingsnelheden niet veranderd.

De samenstelling van de bodem werd uit meetgegevens bepaald, zoals beschreven in de vorige sectie. De fosfaatfracties gebonden in vivianiet en het stabiele mineraal in de zandige bodem werden ingesteld op de waarden die voor de Randmeren en het Volkerak-Zoommeer waren bepaald (WL, 1994 en 1995). Voor de veenachtige bodem werden de vivianietfracties van het sediment van de Geerplas overgenomen.

Stap 1: Afregeling van waterbalans en initiële samenstelling

Het chloridegehalte bleek vrij goed te worden voorspeld, zodat bijstelling van de waterbalans niet nodig werd geacht (zie figuur 6.1). De verschillen tussen de waterkwaliteiten van de twee compartimenten waren in de berekeningen gering, hetgeen ook werd nagestreefd. Het uitwisselingsdebiet behoeft daarom eveneens niet te worden aangepast.

De initiële detritusgehalten in de veenachtige bodem werden laag gekozen in verband met het in 1994 uitgevoerde baggerwerk. Voor de zandige bodem werden ze afgeregeld op stabiele waarden. De initiële concentraties in de waterkolom volgden uit het verloop van de gegevens van de meetpunten 246 en 336 in het Nanneveld voor januari-maart 1995.

De eerste resultaten lieten zien, dat het refractaire organische materiaal in de waterkolom geleidelijk in concentratie afnam (OOC/N/P). De voorspelde gehalten van Kjeldahl-N en totaal-P waren te laag. Teneinde hierin verbetering te brengen werd de bezinkings-snelheid van dit organische materiaal verlaagd tot 0,005 m/dag.

Het chlorofylgehalte bleek te hoog in de winter en het voorjaar en gemiddeld ongeveer op het goede niveau te liggen in de zomer. In de winter produceerden de algen te sterk, vooral omdat er onvoldoende groei beperking optrad. In het gehele jaar trad zowel stikstof- als fosfaatbeperking op, conform de gemeten zeer lage ammonium-, nitraat- en fosfaatgehalten. Silicaat kon niet aan metingen worden getoetst, maar ziet er realistisch uit met pieken in de winter en zeer lage gehalten in de rest van het jaar.

Stap 2: Afregeling van groei- en lichtbeperking voor fytoplankton

Teneinde de groeisnelheid van het fytoplankton in de winter aan banden te leggen werd de opgelegde watertemperatuur gecorrigeerd voor de ijsperioden. De maandelijkse meetgegevens van het Nanneveld boden hiervoor te weinig detail, zodat werd teruggegrepen op gegevens van de watertemperatuur van de randmeren. Lage waarden (0,0-2,0 °C) kwamen voor de ijsperioden in de plaats van de gegevens van het Nanneveld.

Bij de nu ontstane situatie trad lichtbeperking niet op en bleven de winterniveaus van het fytoplankton te hoog. De toestandsgrrootheid 'HUMUS', die in DBS wordt gebruikt om de specifieke, relatief hoge extinctiebijdrage van humus- en fulvinezuren in rekening te brengen, werd daarom opgevoerd tot een gemiddelde vrij hoge waarde van 10 mg/l. Ook nu trad lichtbeperking niet

noemenswaardig op, zodat de lage fytoplanktonbiomassa in de winter langs andere weg moest worden bereikt. Deze werd gevonden in de tot dan toe niet beschouwde bezinking van algen. Opleggen van geringe netto bezinkingssnelheden van 0,03 m/dag voor diatomeeën en 0,01 m/dag voor andere algen heeft weliswaar het gewenste effect maar dit effect treedt te laat op. Mogelijk speelt graas door het niet beschouwde zoöplankton een rol van betekenis.

Stap 3: Afregeling van de stikstofhuishouding

De denitrificatiesnelheid werd opgevoerd van 50 tot 200 per dag om te onderzoeken of daarmee de niet gemeten nitraatpiek in de winter van 1995-96 kon worden weggewerkt. Net zoals in het geval van de Geerplas leidde dit echter tot te hoge fosfaatnalevering van de bodem. De denitrificatiesnelheid werd daarom weer tot zijn oorspronkelijke waarde teruggebracht. Het is denkbaar dat het niet meegemodelleerde microfytobenthos nitraat afvangt, voordat het vanuit de bodem naar de waterkolom kan diffunderen.

Stap 4: Afregeling van de fosfaathuishouding, ronde 1

Eerst werden enige modelberekeningen gedaan waarbij de adsorptiecapaciteit voor fosfaat in beide bodemtypen werd gevarieerd van 2 tot 0,5 g P. Dit leidde slechts tot over- dan wel ondervoerspelting van de fytoplanktonbiomassa in de zomer.

Vervolgens werden voor de zandige bodem in het compartiment noordoost de parameterwaarden voor SWITCH met betrekking tot fosfaat en refractair detritus vervangen door die van het Veluwemeer (WL, 1994). In een aantal berekeningen werd de adsorptiecapaciteit van het zandige sediment teruggebracht tot 0,2 gP/kgDS en van het veenachtige sediment opgevoerd tot 2 gP/kgDS, hetgeen een vrij goed resultaat opleverde voor wat betreft de waterkwaliteit. Met name in winterperioden was chlorofyl echter nog aan de hoge kant.

Het fosfaatgehalte van de veenachtige bodem bleek zeer sterk te dalen, hetgeen niet realistisch lijkt te zijn. De oorzaak is gelegen in de hoge afvoer van in poriewater opgelost fosfaat door wegzijging. Om de daling tot meer realistische proporties terug te brengen werden tenslotte de precipitatiesnelheid van vivianiet verhoogd van 0,05 tot 0,2 per dag en het verzadigingsgehalte voor precipitatie verlaagd van 0,7 tot 0,3 mgP/l.

Stap 5: Afregeling van de fosfaathuishouding, ronde 2

Met de nu verkregen invoerparameters werd ook de periode 1991-93 gesimuleerd. Na inregeling van de bodemdetritusgehalten op een stabiel niveau bleek een aanzienlijke overvoerspelting van de fytoplanktonbiomassa op te treden, met name in winterhalfjaar 1992-93. Omdat het meetpunt 258 in de Rotstersloot mogelijk niet echt representatief is voor de nutriëntengehalten van het in hoofdzaak via de Veenscheiding aangevoerde polderwater, werd hierin een reden gevonden om de stikstof- en fosfaatgehalten in dat water te halveren. Dit leverde in belangrijke mate het gewenste effect.

Over de gehele linie trad er echter nog steeds overvoorspelling van het chlorofylgehalte op, zodat aangenomen moet worden dat de fosfaatlimitatie in werkelijkheid sterker was dan in het model. Bovendien nam het fosfaatgehalte in de veenachtige bodem vrij sterk af, in de zandige bodem nam hij sterk toe. Deze ontwikkelingen zijn niet realistisch in een situatie waarin nog sprake is van een hoge externe fosfaatbelasting. In een aantal berekeningen werd de adsorptiecapaciteit van het zandige sediment daarom nog verder teruggebracht tot 0,06 gP/kgDS en van het veenachtige sediment opgevoerd tot 6 gP/kgDS, dezelfde waarde als voor de Geerplas. De toegenomen fosfaatlimitatie bracht het chlorofylniveau verder terug. De aanpassingen leidden tot stabilisering van het fosfaatgehalte in de veenbodem.

Toen het model met de nieuwe parameterwaarden opnieuw werd toegepast op de periode 1995-96, bleek de overvoorspelling in de winterperioden nu geheel verdwenen. Er was dus sprake van een verbeterd simulatieresultaat. Bovendien zijn de gecalibreerde adsorptiecapaciteiten min of meer consistent met de gemeten ijzergehalten.

6.2 Modelresultaten

Na calibratie van DBS voor de periode 1995-96 is het tweecompartimentenmodel toegepast op de periode 1991-93. Tussen de beide perioden is het Nanneveld gesaneerd, zoals beschreven in sectie 2.2. De verschillen in de modelinvoer voor de beide perioden betreffen de waterbalans en de nutriëntenaanvoer (zie hoofdstukken 3 en 4). Daarnaast is in relatie tot het uitgevoerde baggerwerk en verschillend peilbeheer voor de periode 1991-93 de waterdiepte teruggebracht van initieel 0,9 naar gemiddeld 0,75 meter, en zijn de initiële detritusgehalten in de bodem opnieuw afgeregeld. Het anorganisch fosfaatgehalte van de bodem is echter gelijk gehouden, omdat de meetgegevens geen verandering lieten zien. Voorts is de waterbalans voor de periode 1991-1993 voor een oppervlakte van 160 ha (het Nanneveld en het daarmee rechtstreeks in verbinding staande open water; om pragmatische redenen zo voor DELFT3B gekozen) geconverteerd naar een oppervlakte van 100 ha. De fout die hierdoor ontstaat ten aanzien van neerslag, verdamping en wegzijging valt in het niet bij de dominante rol voor inlaat en uitslag (zie figuur 4.9).

In het onderstaande worden de modelresultaten besproken, achtereenvolgens voor de periode 1995-96 (figuren 6.1-15) en de periode 1991-93 (figuren 6.16-24). In beide gevallen is een selectie gemaakt uit het omvangrijke aantal gesimuleerde toestandsgrootheden voor water en bodem. Dit zijn vooral de waterkwaliteitsparameters die vanuit de optiek van SWITCH belangrijk zijn. Zo is onder andere de samenstelling van het fytoplankton is niet grafisch weergegeven. De resultaten van de tweede periode worden met minder detail en met een beknoptere toelichting gepresenteerd dan die van de calibratieperiode. De weggelaten grootheden gedragen zich in de beide perioden niet wezenlijk verschillend.

6.2.1 Water- en bodemkwaliteit 1995-96

Het berekende chloridegehalte in figuur 6.1 komt vrij goed overeen met het gemeten gehalte. Over het geheel genomen ondersteunt het verloop van chloride de opgelegde waterbalans dus goed. Voor zover de metingen van de berekeningen afwijken, zijn deze in de beide compartimenten nogal verschillend. In de tweede helft van 1996 treedt er echter duidelijk overvoorspelling op, hetgeen te maken kan hebben met overschatting van of het chloride gehalte of het debiet van het vanuit het helofytenveld aangevoerde water.

Het berekende chlorofylgehalte is seizoensgemiddeld realistisch (fig. 6.1). Het fytoplankton gedraagt zich echter in het Nanneveld veel dynamischer dan in het model. Tussen de beide compartimenten treden in de metingen grote verschillen op.

De gesimuleerde extinctiecoëfficiënt varieert van 3 a 4 m^{-1} in de winter tot 5 a 6 m^{-1} in de zomer. Het remote sensing onderzoek leverde een over de plas gemiddelde extinctiecoëfficiënt van ongeveer 6 m^{-1} op bij een gemiddeld chlorofylgehalte van ongeveer 90 lg/l in augustus 1995. Op de remote sensing foto van chlorofyl is ook te zien, dat het gehalte sterk uiteen kan lopen in de plas (Waterschap Friesland, 1996).

In het model worden diatomeeën, groenwieren, *Oscillatoria* en *Microcystis* beschouwd. De voorspelde fytoplanktonsuccessie is realistisch, zoals blijkt uit vergelijking met waarnemingen. Diatomeeën produceren gedurende vrijwel het gehele jaar. Groenwieren domineren in een groot deel van het zomerhalfjaar, maar zijn ook in het voorjaar aanwezig. In beide perioden gaat *Microcystis* de groenwieren in geringe mate vooraf. *Oscillatoria* heeft de overhand in de rest van het jaar.

Globaal wordt het zuurstofgehalte door het model goed beschreven (fig. 6.3). De berekende gehalten van Kjeldahl-N en totaal-P zijn ten opzichte van de metingen echter aan de lage kant (fig. 6.4 en 6.5). Logischerwijs zijn ze met name te laag op het moment dat chlorofyl in het betreffende compartiment te laag wordt voorspeld. De bijdrage van in het model niet gesimuleerd zwevend stof speelt daarnaast waarschijnlijk een grote rol. Hierom moeten Kjeldahl-N en totaal-P als indicatieve parameters worden beschouwd (zie ook sectie 5.2.1.).

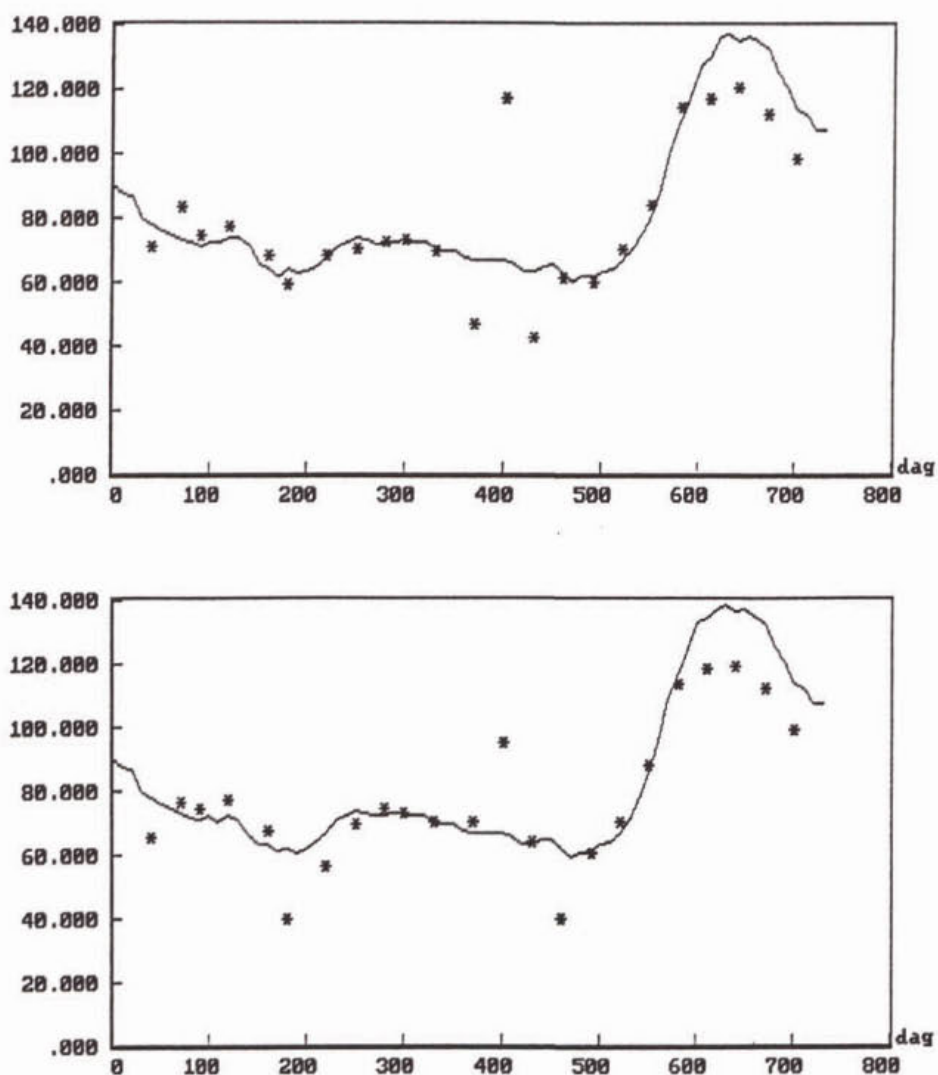
Het verloop van het siliciumgehalte kan niet aan meetgegevens worden getoetst, maar ziet er realistisch uit (fig. 6.6). Het silicaatgehalte wordt door de permanent aanwezige diatomeeën in de waterkolom zeer laag gehouden. In de winter treedt desalniettemin een piek met een realistisch maximum op.

De detritusgehalten in de bodem ontwikkelen zich verschillend in de beide compartimenten (fig. 6.7 en 6.8). Als gevolg van het veel geringere vaste stof gehalte bereikt het gehalte in de veenachtige bodem bij gelijke bioturbatiesnelheid een aanzienlijk hoger niveau dan in de zandige bodem. Voorts herstelt de voorraad detritus zich snel in de toplaag van de veenachtige bodem, waarvan de detritusrijke laag bij de sanering werd weggebaggerd.

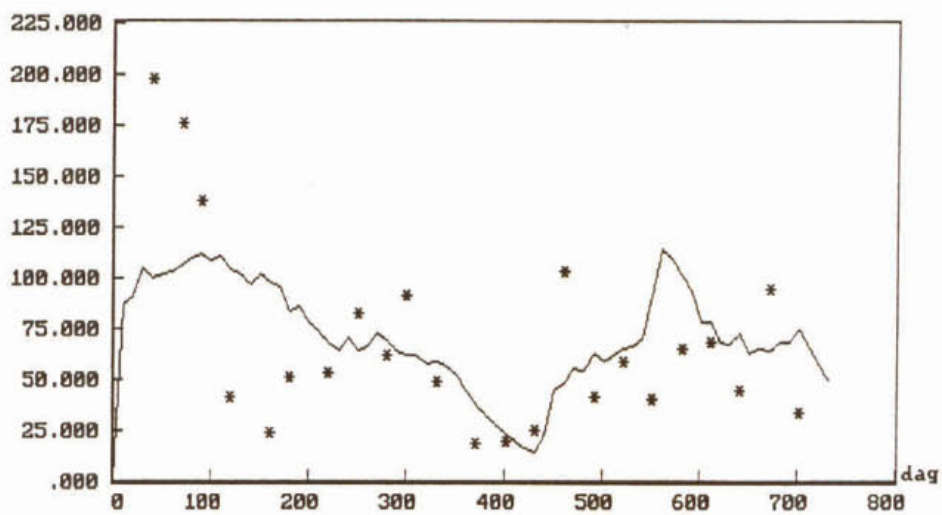
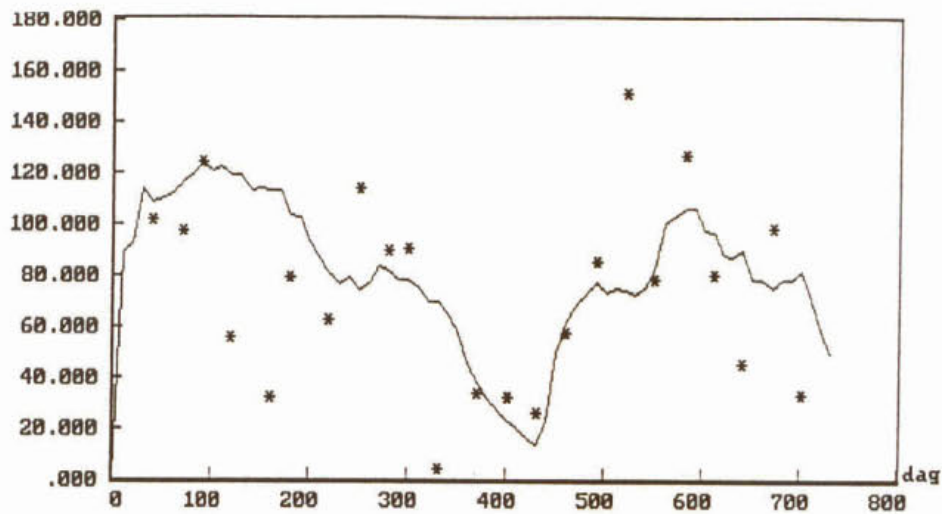
De berekende dikten van de aerobe toplaag van het sediment en de zich daaronder bevindende denitrificerende laag laten zien, dat de geoxydeerde laag niet volledig ineenklapt in de zomer (fig. 6.9). Dat impliceert dat sterke sorptie van fosfaat in de toplaag in stand wordt gehouden. Explosieve naleveringsfluxen van fosfaat doen zich in het Nannewijd in de periode 1995-96 niet voor. Figuren 6.10-12 laten zien dat de primaire produktie niet alleen door silicium maar ook sterk door stikstof en fosfaat gelimiteerd wordt. Deze limitaties vallen weg in de winter. SWITCH lijkt overigens gedurende de winter teveel nitraat terug te leveren. Al eerder is gewezen op de mogelijkheid, dat niet meegemodelleerd microfytobenthos in werkelijkheid dat nitraat afvangt.

In overeenstemming met het lagere detritusgehalte in de zandige bodem vergeleken met de veenachtige bodem is hier ook het ammoniumgehalte lager. Veel drastischer verschillen treden echter op in het opgeloste fosfaatgehalte. De aannamen met betrekking tot het ontbreken van een stabiel fosfaatmineraal en de trage vorming van vivianiet impliceren het optreden van hoge opgeloste fosfaatfracties in de gereduceerde onderlaag van het veenachtige sediment (fig. 6.13). De opgeloste fosfaatgehalten variëren er van 0,3 mgP/l in de winter tot 0,9 mgP/l in de voorzomer. De opgeloste gehalten in het zandige sediment zijn met 0,05 mgP/l veel lager (fig. 6.14). De initieel relatief hoge opgeloste fosfaatfracties van het noordelijke compartiment worden veroorzaakt door een inspeleffect, een artefact zonder consequenties.

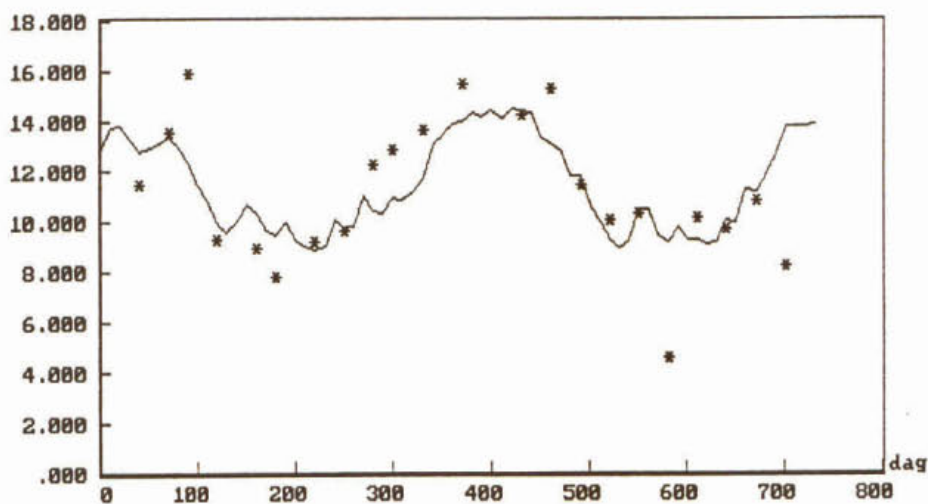
De fosfaatgehalten van beide typen bodems nemen af. Dat is het gevolg van de sterke wegzijging (0,003 m/dag) in combinatie met hoge opgeloste fosfaatgehalten in de veenachtige bodem. De externe fosfaatbelasting is (althans in de berekening!) na de sanering niet meer toereikend om de fosfaatafvoer door wegzijging te compenseren. Bovendien 'trekt' de veenachtige bodem met zijn relatief hoge sorptiecapaciteit via de waterkolom fosfaat uit de zandige bodem.



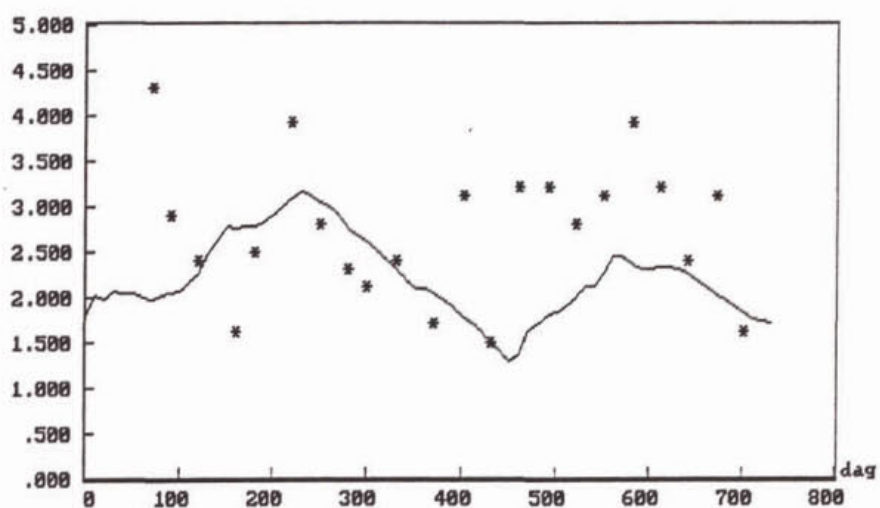
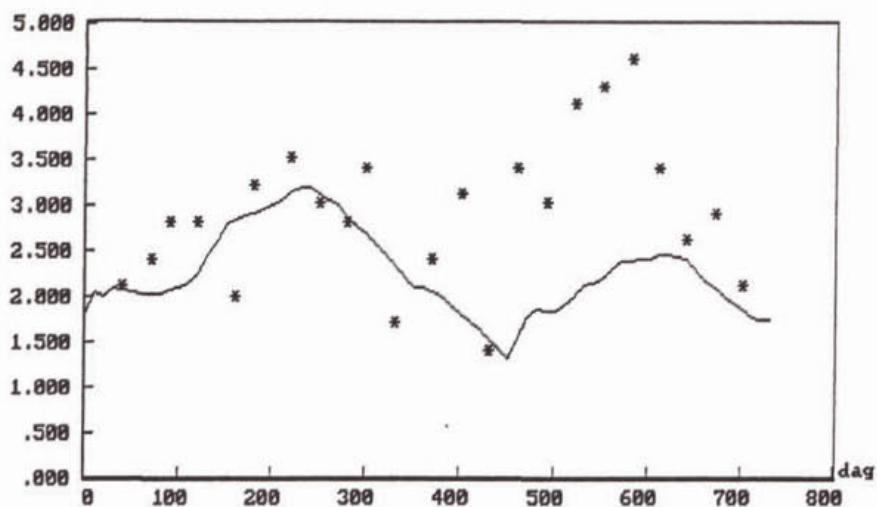
Figuur 6.1 Berekend en gemeten (*) chloridegehalte (mg/l) van a) compartiment noord en b) compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



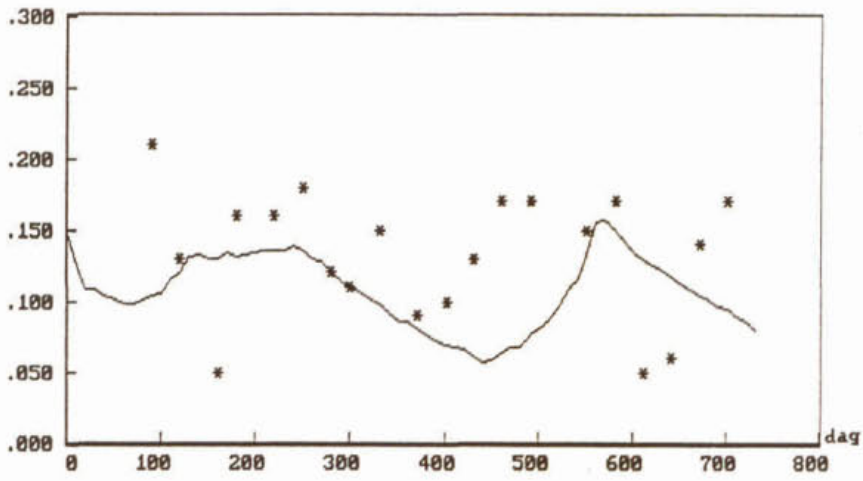
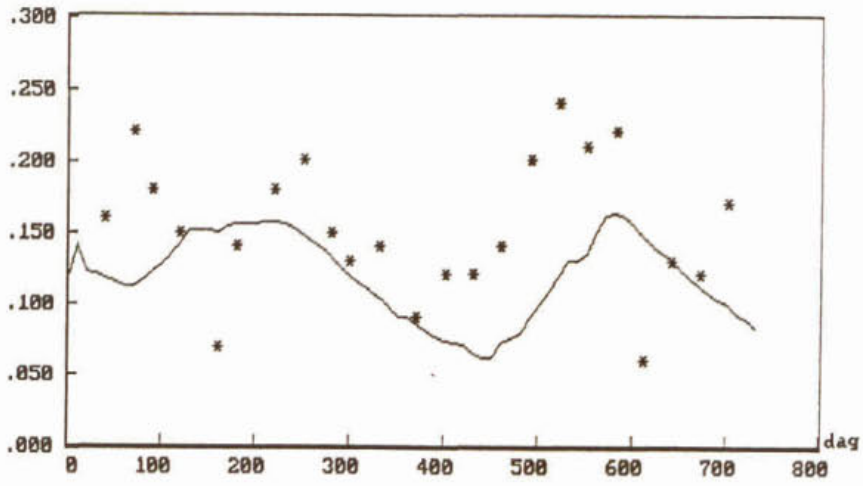
Figuur 6.2 Berekend en gemeten (*) fytoplanktongehalte (μg chlorofyl/l) van a) compartiment noord en b) compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



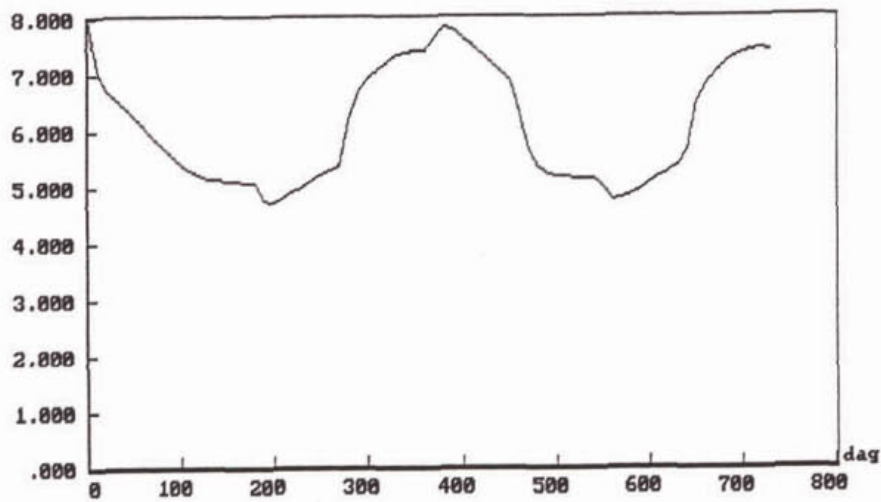
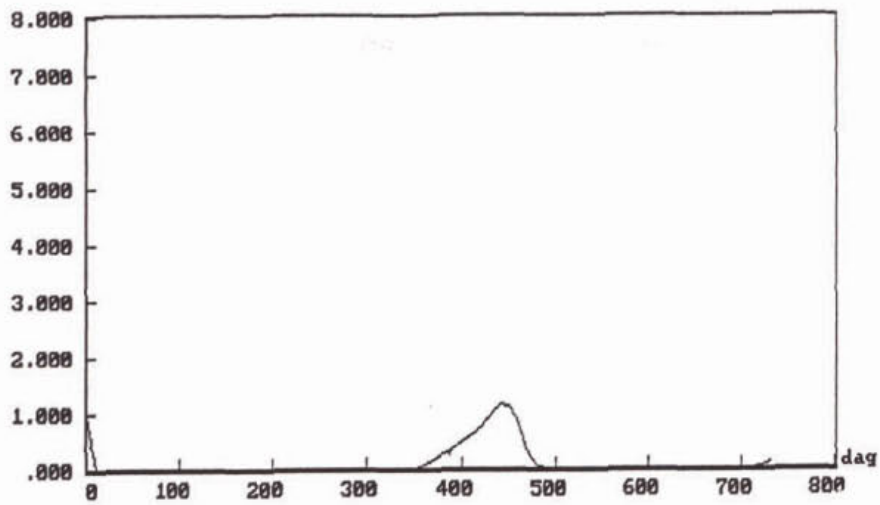
Figuur 6.3 Berekend en gemeten (*) zuurstofgehalte (mg/l) van compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



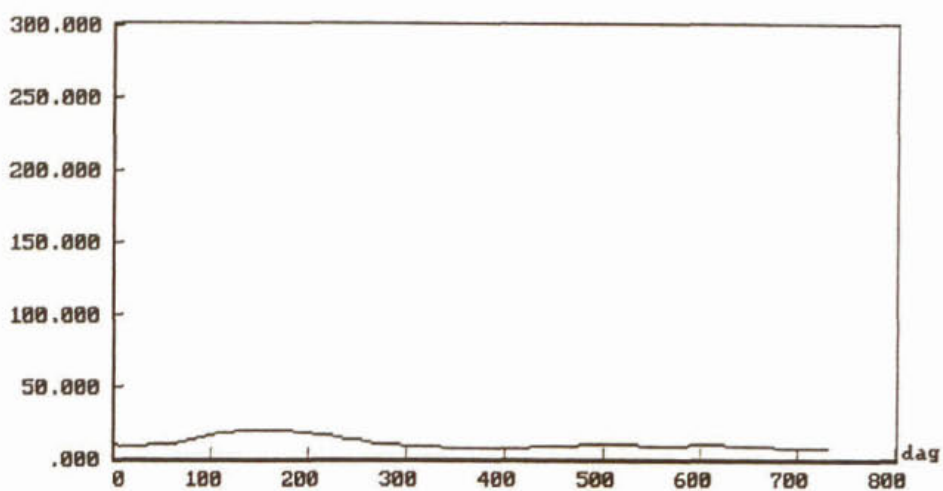
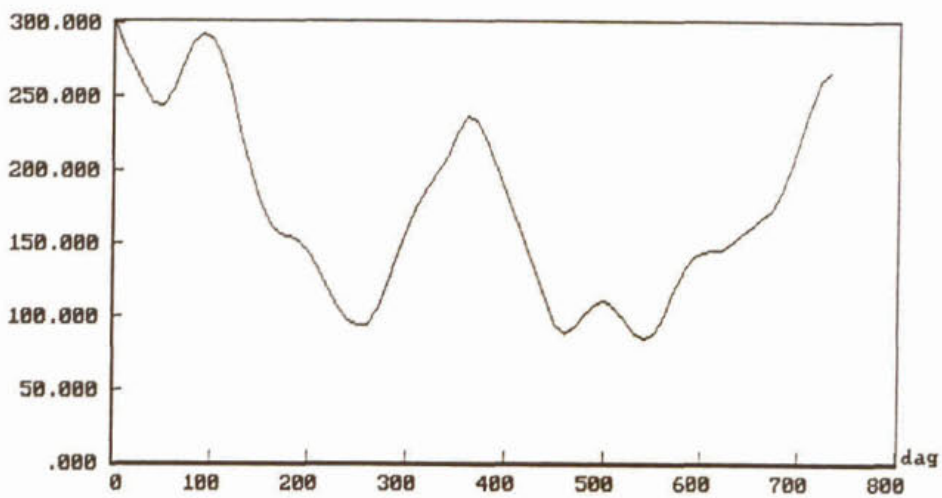
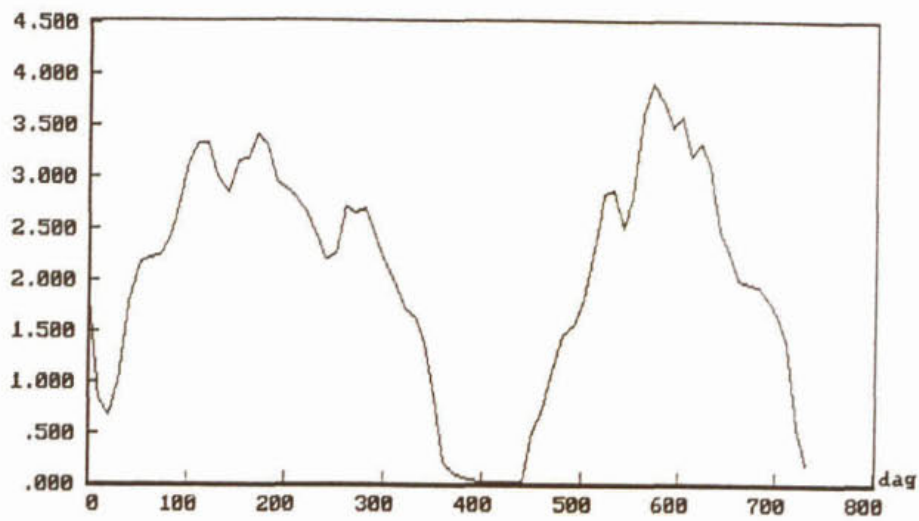
Figuur 6.4 Berekend en gemeten (*) Kjeldahl-N (mgN/l) van a) compartiment noord en b) compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



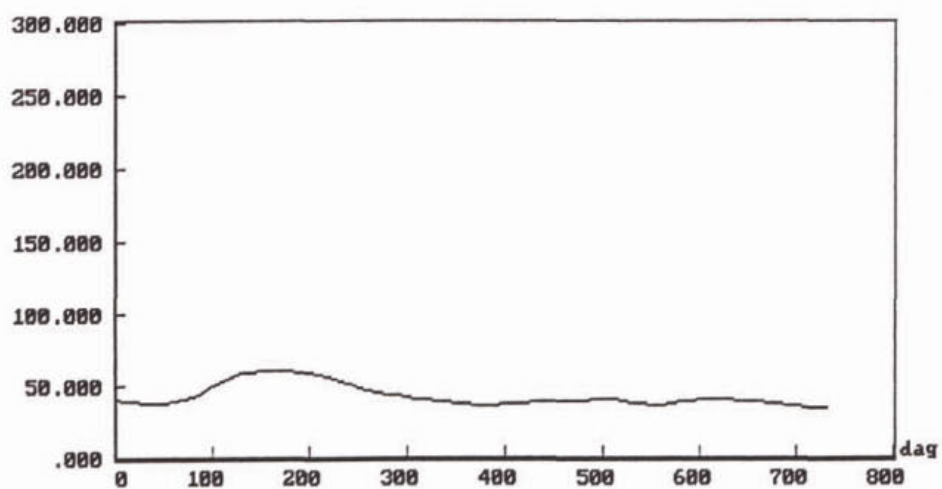
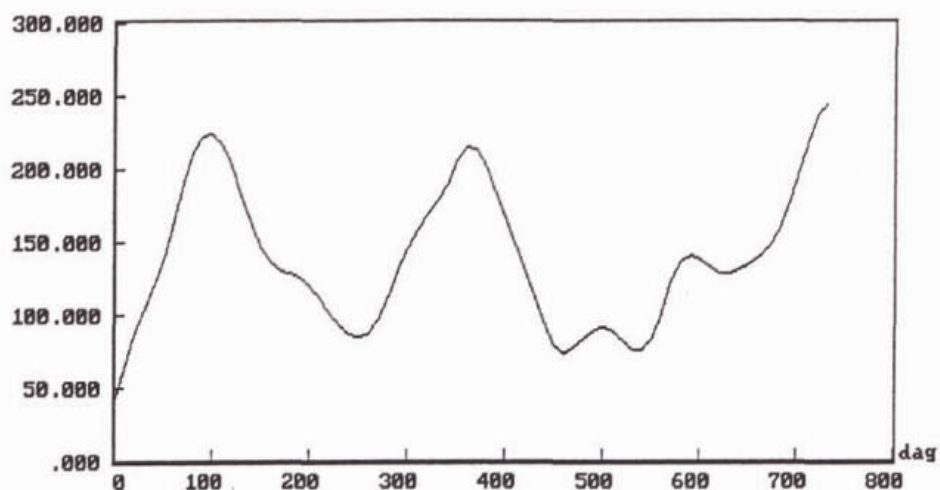
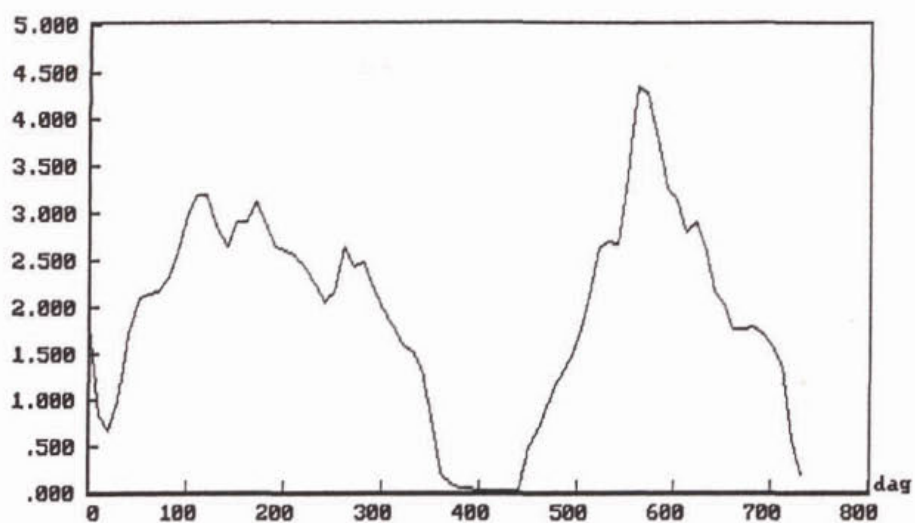
Figuur 6.5 Berekend en gemeten (*) totaal-fosfaatgehalte (mgP/l) van a) compartiment noord en b) compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



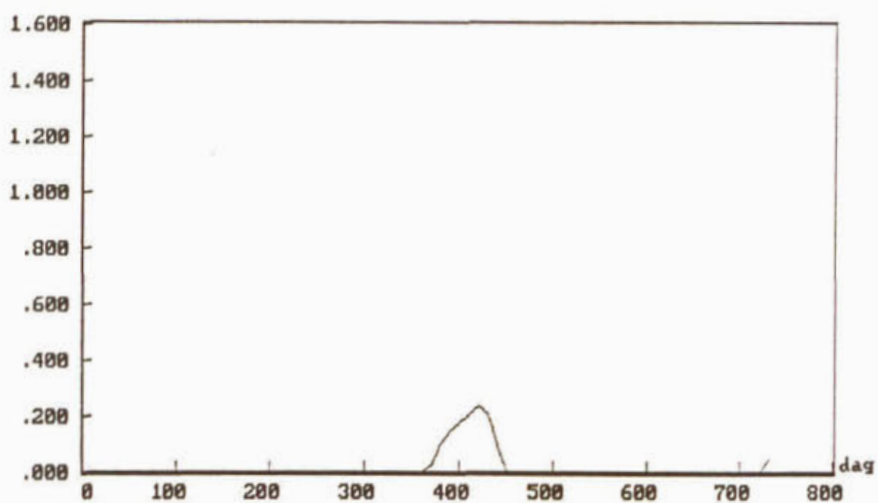
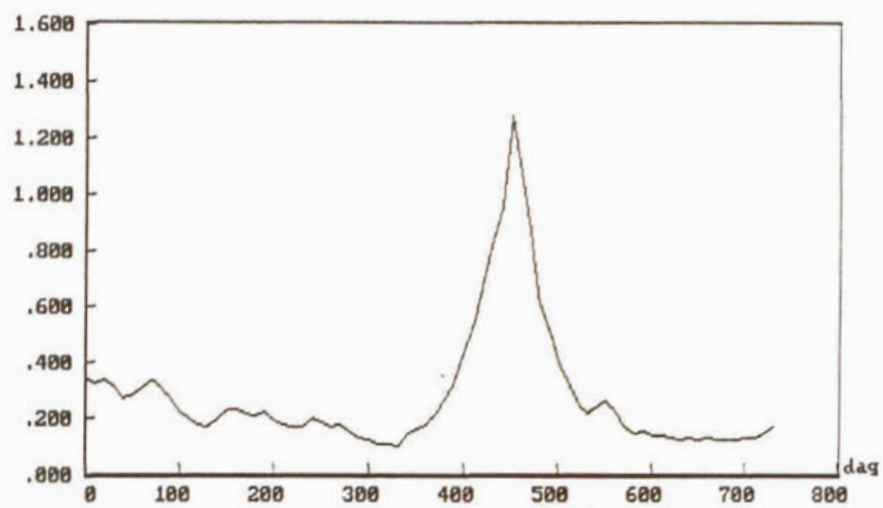
Figuur 6.6 Berekend opgelost silicaatgehalte (mgSi/l) in a) de waterkolom en b) de bodem van compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



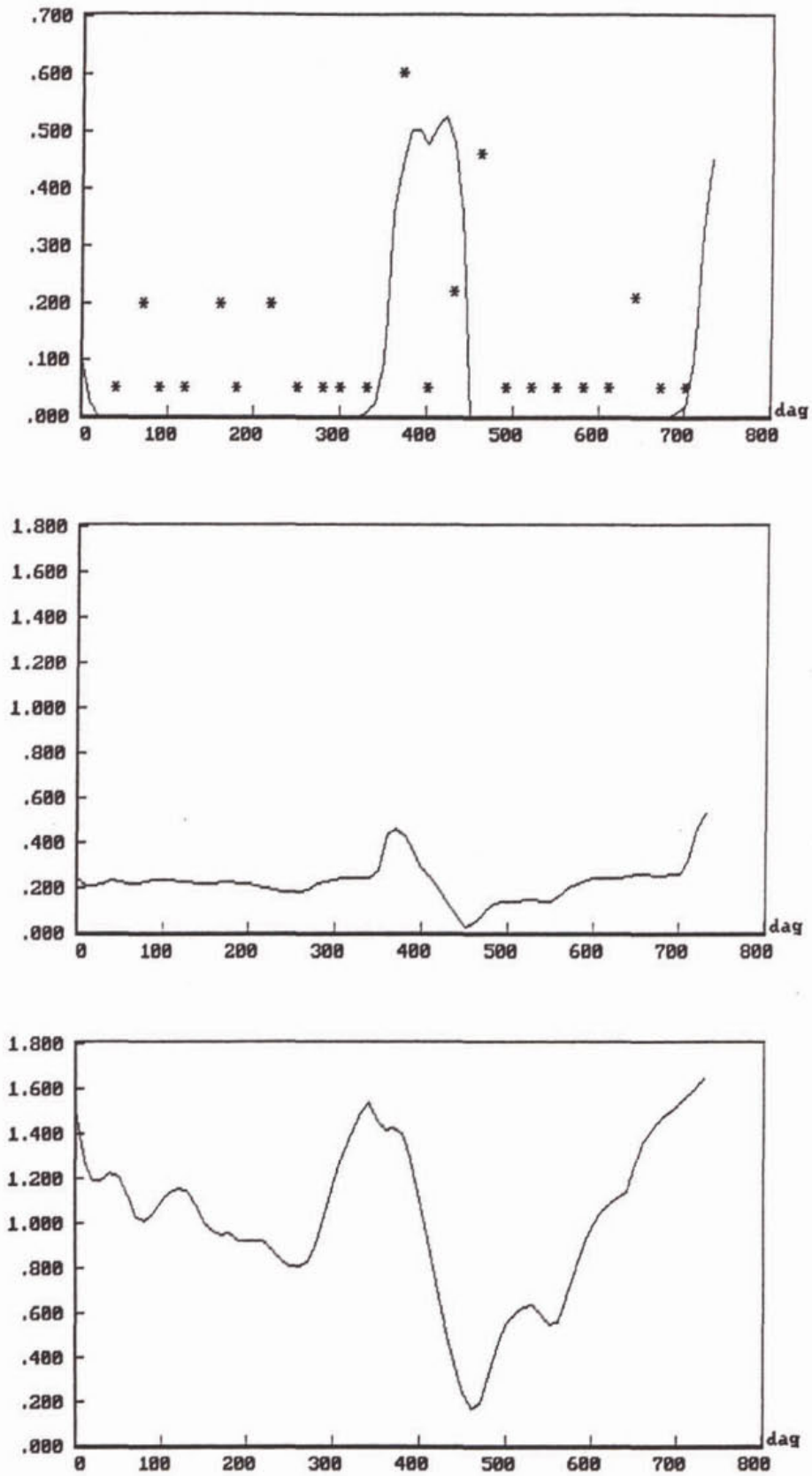
Figuur 6.7 Berekende detritusgehalten (mgC/l) van compartiment noord van het Nanneveld in a) de waterkolom, b) de bovenlaag van het sediment en c) de onderlaag van het sediment; DBS-simulatie 1995-96



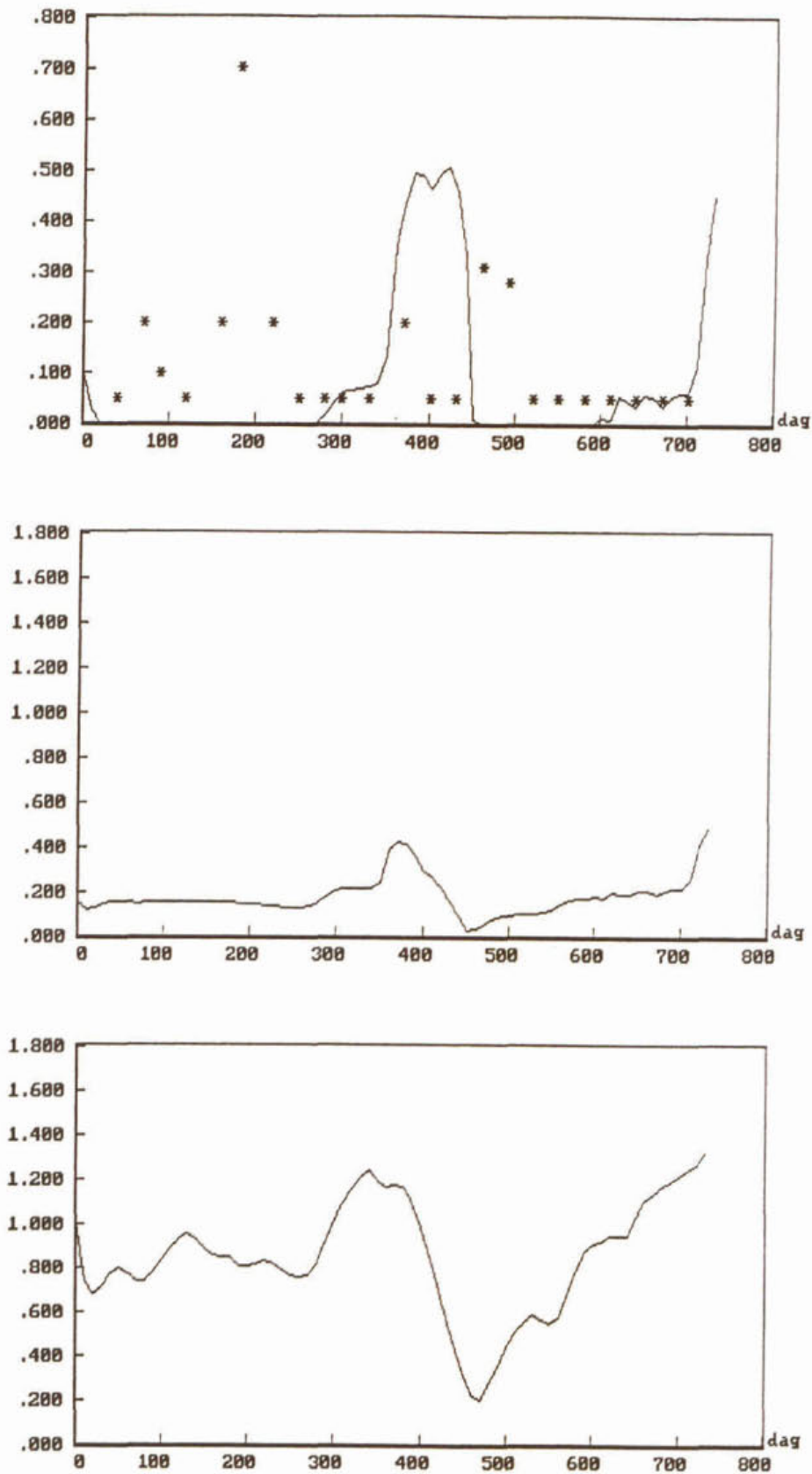
Figuur 6.8 Berekende detritusgehalten (mgC/l) van compartiment zuid van het Nanneveld in a) de waterkolom, b) de bovenlaag van het sediment en c) de onderlaag van het sediment; DBS-simulatie 1995-96



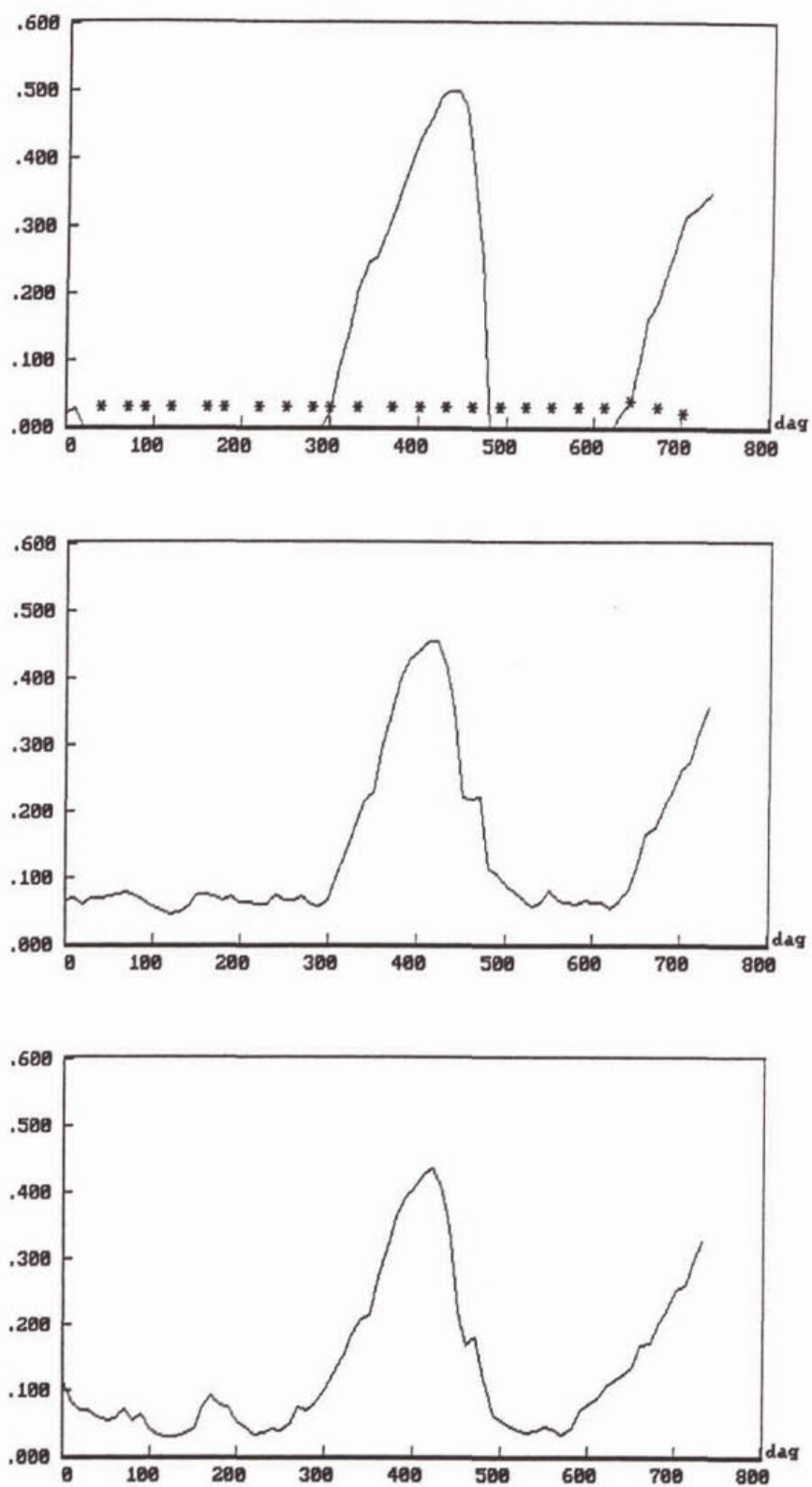
Figuur 6.9 Berekende dikten (cm) van a) de aerobe laag en b) de denitrificerende laag van het sediment van compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



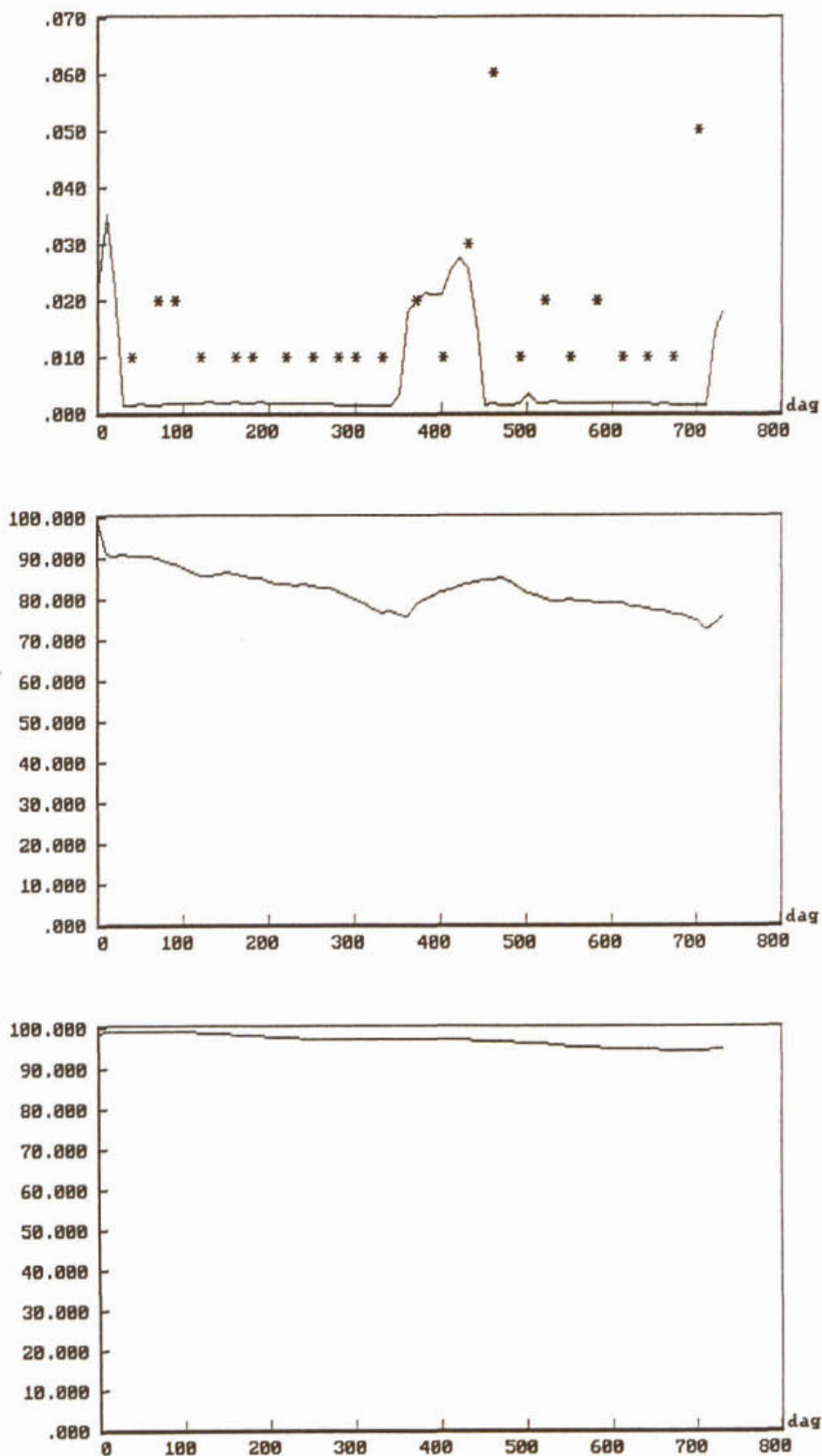
Figuur 6.10 Berekend en gemeten (*) ammoniumgehalte (mgN/l) in a) de waterkolom, b) de aerobe sedimentlaag en c) de gereduceerde sedimentlaag van compartiment noord van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



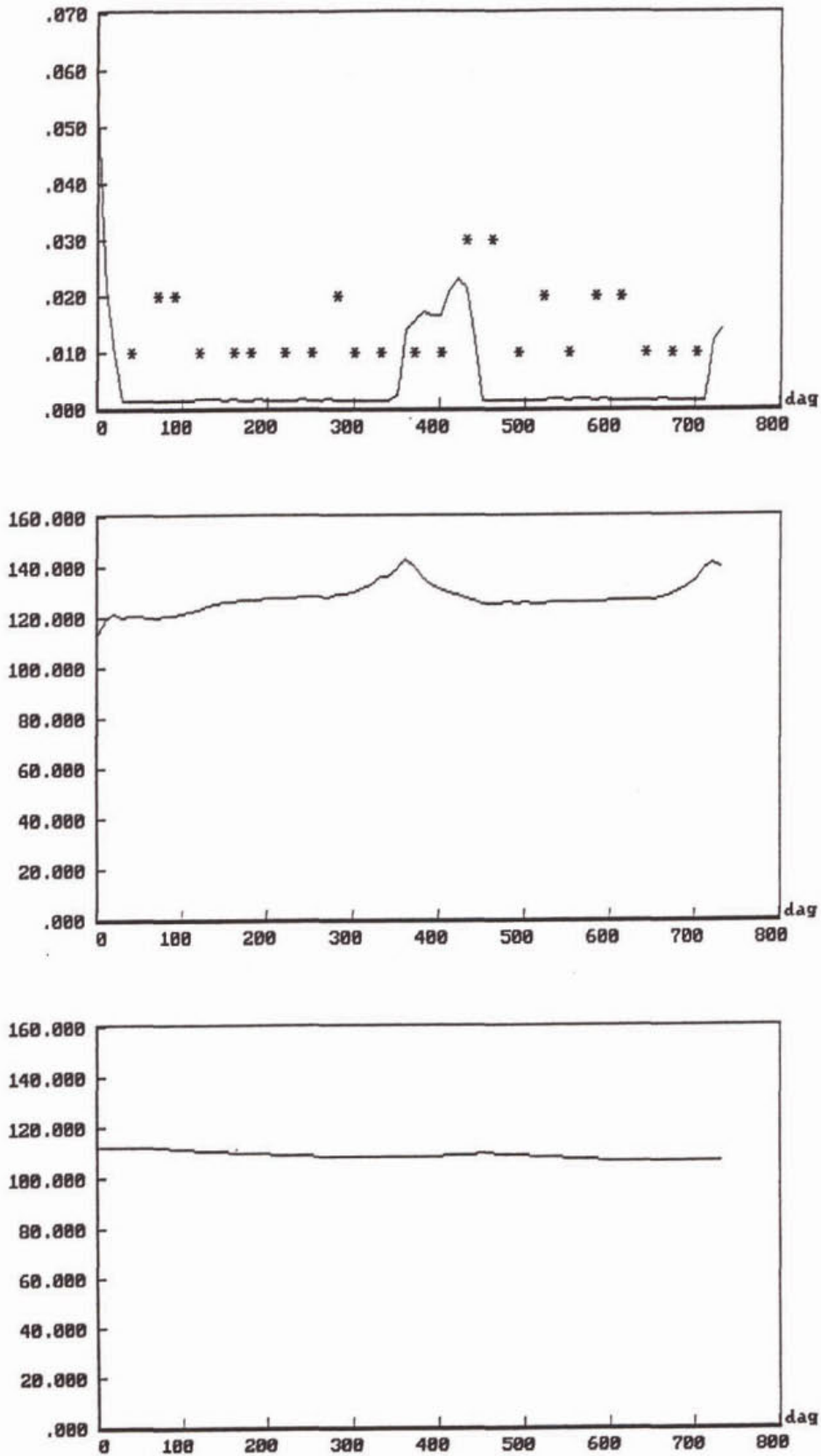
Figuur 6.11 Berekend en gemeten (*) ammoniumgehalte (mgN/l) in a) de waterkolom, b) de aerobe sedimentlaag en c) de gereduceerde sedimentlaag van compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



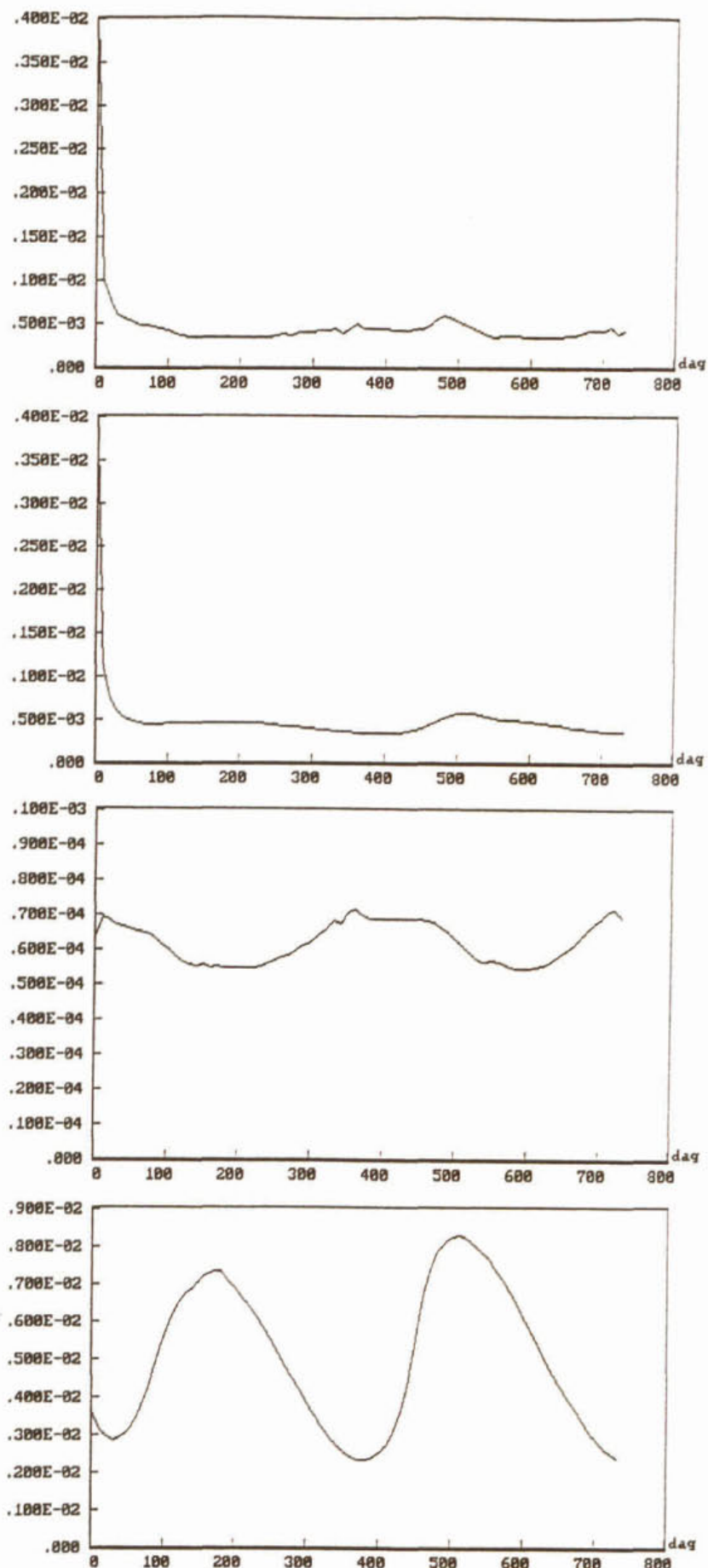
Figuur 6.12 Berekend en gemeten (*) nitraatgehalte (mgN/l) in a) de waterkolom en de aerobe sedimentlaag van b) compartiment noord en c) compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



Figuur 6.13 Berekend en gemeten (*) anorganisch fosfaatgehalte (mgP/l) in a) de waterkolom, b) de geoxydeerde sedimentlaag en c) de gereduceerde sedimentlaag van compartiment noord van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



Figuur 6.14 Berekend en gemeten (*) anorganisch fosfaatgehalte (mgP/l) in a) de waterkolom, b) de geoxydeerde sedimentlaag en c) de gereduceerde sedimentlaag van compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1995-96



Figuur 6.15 Berekende opgeloste fosfaatfractie (-) in a) de geoxydeerde en b) de gereduceerde sedimentlaag van compartiment noord, en c) de geoxydeerde en d) de gereduceerde sedimentlaag van compartiment zuid van het Nannewijk; DBS-simulatie 1995-96

6.2.2 Water- en bodemkwaliteit 1991-93

Gegeven de beperkte informatie, waarop de berekende waterbalans is gebaseerd, stemt het gesimuleerde chloridegehalte verrassend goed overeen met het gemeten gehalte (fig. 6.16). De extremen zijn in de modelberekening groter, hetgeen veroorzaakt kan worden door overschatting van de hoeveelheid aangevoerd water (bijvoorbeeld doordat de drainage in werkelijkheid trager verloopt), of door onderschatting van het chloridegehalte in het aangevoerde drainagewater.

Het berekende chlorofylgehalte lijkt gemiddeld wat aan de hoge kant (fig. 6.17). Gezien de 'patchiness' van het Nanneveld is dat niet met zekerheid te stellen. Ook nu gedraagt het fytoplankton zich in het Nanneveld dynamischer dan in het model, maar het verschil is veel minder groot dan in het geval van de periode 1995-96. Het zuurstofgehalte wordt door het model over het algemeen overschat, hetgeen een aanwijzing is voor mogelijke overschatting van de primaire produktie. Het is echter ook mogelijk, dat de reaeratie in het geval van zo'n ondiepe plas in het model te traag verloopt. De derde mogelijke oorzaak is gelegen in de niet in het model opgenomen zuurstofvraag van de afbraak van veen.

De voorspelde fytoplanktonsuccessie is realistisch, zoals blijkt uit vergelijking met waarnemingen. Diatomeeën produceren gedurende vrijwel het gehele jaar. *Microcystis* en Groenwieren zijn in beperkte mate aanwezig in een deel van het zomerhalfjaar, terwijl *Oscillatoria* de overhand heeft gedurende vrijwel het gehele jaar.

De berekende gehalten van Kjeldahl-N en totaal-P volgen de ondergrenzen van de gemeten waarden (fig. 6.18 en 6.19). Zoals reeds eerder opgemerkt, moeten Kjeldahl-N en totaal-P als indicatieve parameters worden beschouwd, omdat gesuspendeerd slib niet is meegemodelleerd (zie sectie 5.2.1).

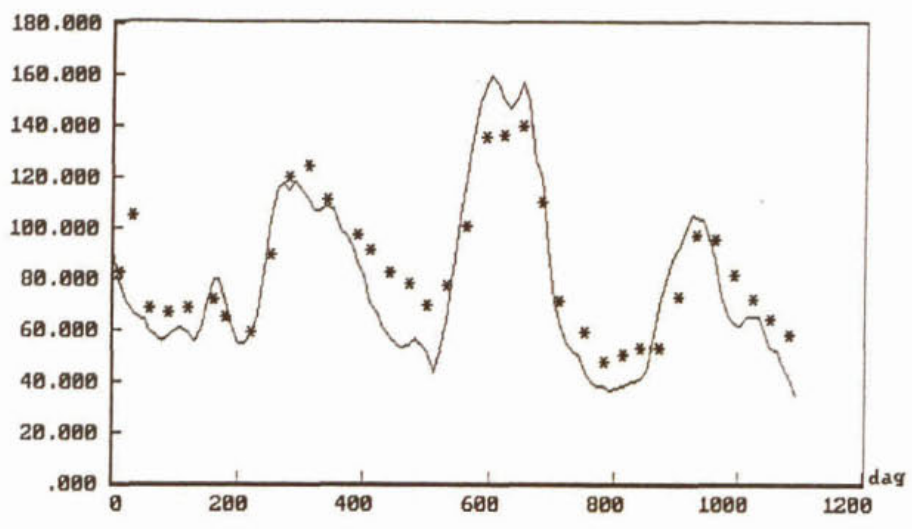
Het niet getoonde verloop van het siliciumgehalte is realistisch, veel meer gepiekt dan in de periode 1995-96 als gevolg van de veel grotere externe belasting.

De detritusgehalten in bodem en water liggen op een hoger niveau dan in de periode 1995-96. Dat is een logisch gevolg van de veel hogere primaire produktie (fig. 6.20). De geoxydeerde laag klapt van tijd tot tijd ineen in de zomer, hetgeen leidt tot explosieve bodemfluxen.

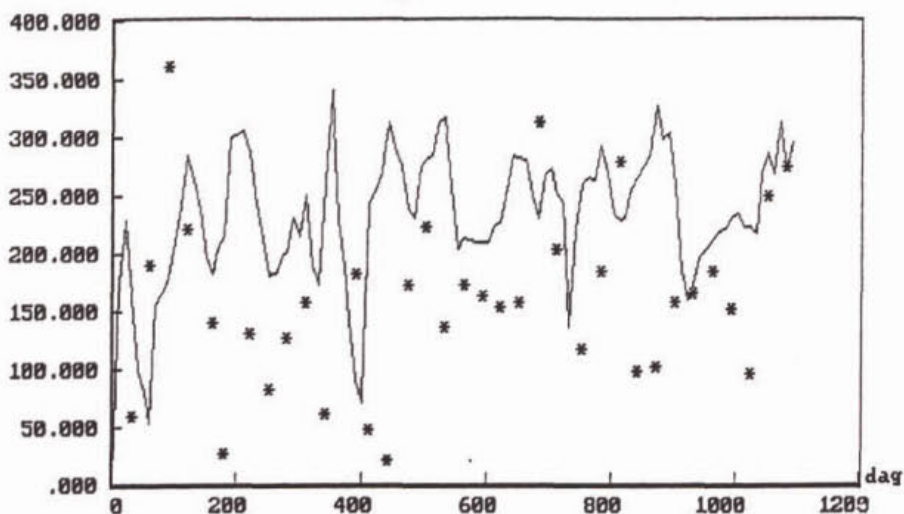
De berekende ammonium- en nitraatgehalten vertonen hoge en smalle pieken in de winter (fig. 6.21 en 6.22). In de metingen zijn deze niet in gelijke mate terug te zien. Met name de nitraatpieken lijken overschat te worden. Eerder is gewezen op de mogelijkheid, dat niet meegemodelleerd microfytobenthos in werkelijkheid nitraat in belangrijke mate afvangt.

Het anorganische fosfaatgehalte in de waterkolom toont de resultaten van de bovengenoemde explosieve fluxen naast de verhogingen in de winter, die het gevolg zijn van de aanvoer van fosfaatrijk polderwater (fig. 2.23 en 2.24). De pieken in de metingen vallen niet goed samen met de berekeningen. Bedacht moet echter worden, dat de gehalten laag zijn en dat metingen daardoor gevoelig worden voor 'patchiness'. Opvallend is overigens dat er ook verschillen optreden tussen de berekende fosfaatgehalten in de waterkolom van de beide compartimenten.

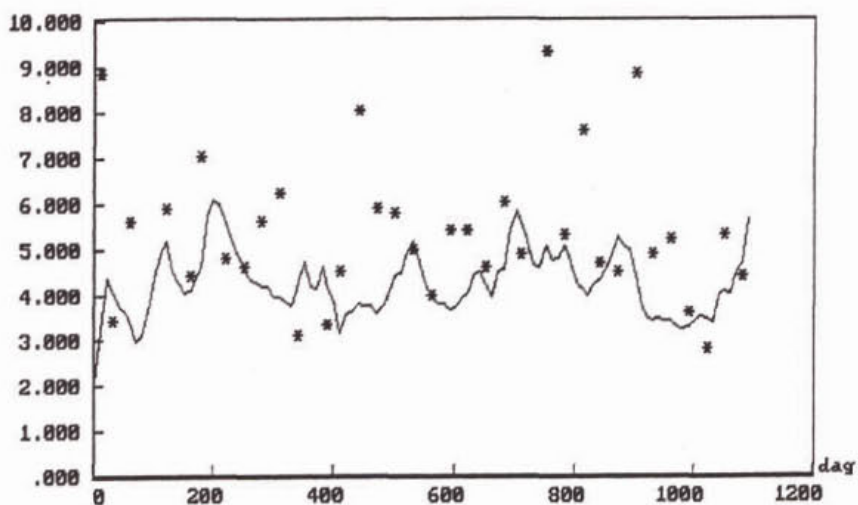
Het fosfaatgehalte van de zandige bodem neemt bij de hoge externe fosfaatbelasting in de modelberekening nog enigszins toe, terwijl het gehalte van de veenachtige bodem ongeveer is gestabiliseerd. De opgeloste fosfaatgehalten liggen in beide bodemtypen op ongeveer hetzelfde niveau als in de periode 1995-96, tussen 0,3 mgP/l en 1 mgP/l in de veenbodem en rond de 0,05 mgP/l in de zandbodem.



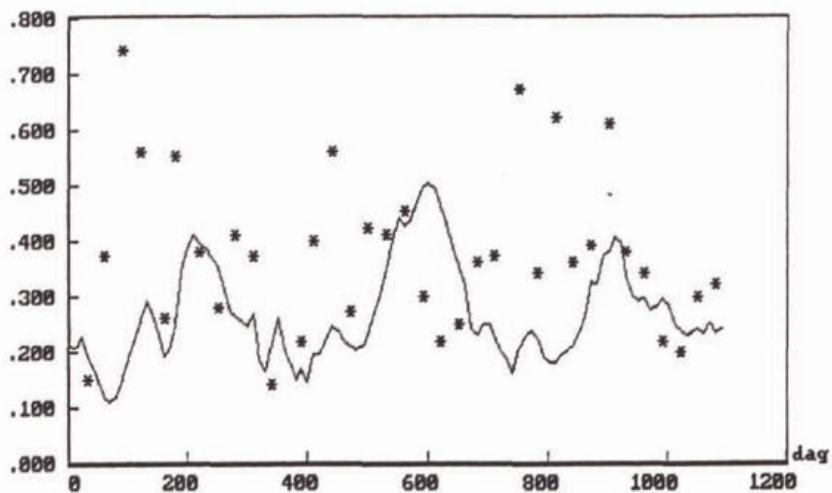
Figuur 6.16 Berekend en gemeten (*) chloridegehalte (mg/l) van compartiment noord van het Nanneveld; DBS-simulatie 1991-93



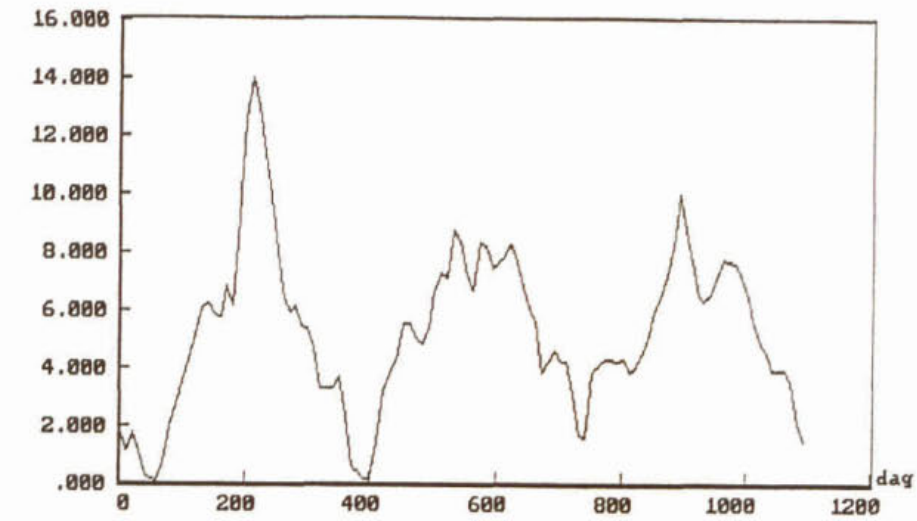
Figuur 6.17 Berekend en gemeten (*) fytoplanktongehalte (μg chlorofyl/l) van compartiment noord van het Nanneveld; DBS-simulatie 1991-93



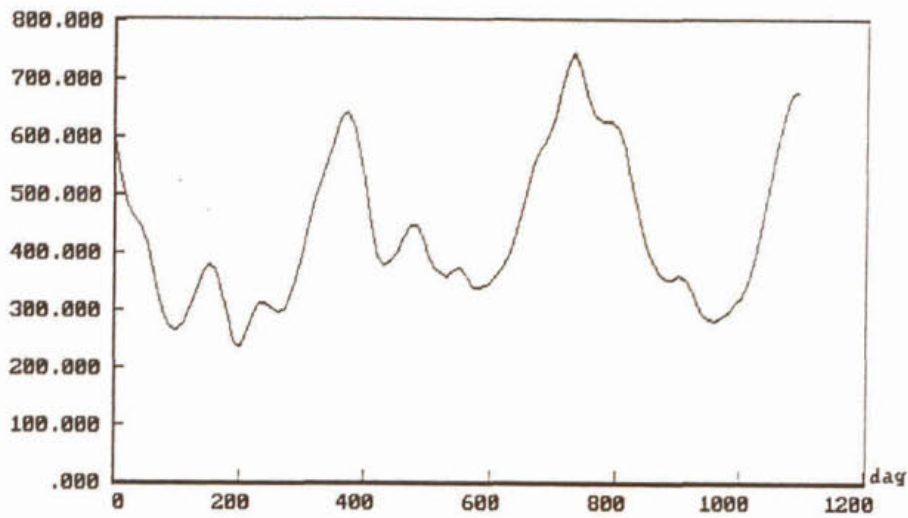
Figuur 6.18 Berekend en gemeten (*) Kjeldahl-N (mgN/l) van compartiment noord van het Nanneveld; DBS-simulatie 1991-93



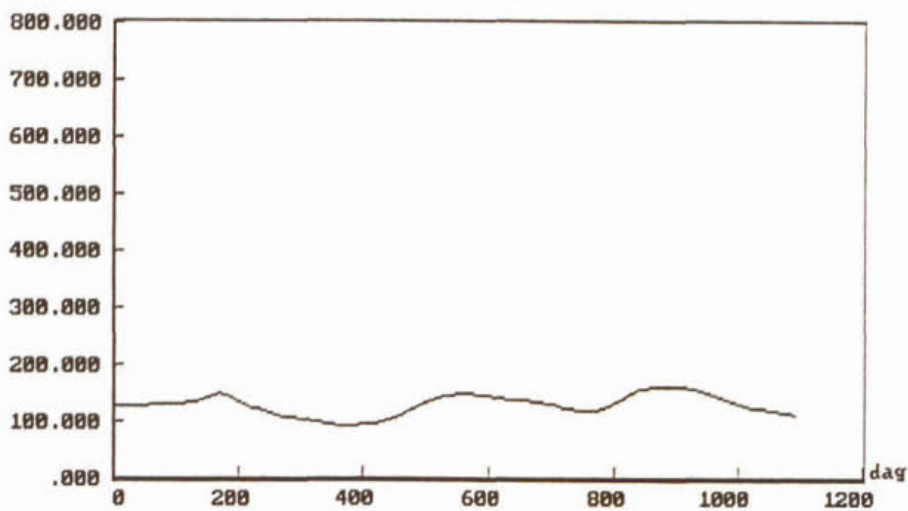
Figuur 6.19 Berekend en gemeten (*) totaal-fosfaatgehalte (mgP/l) van compartiment noord van het Nanneveld; DBS-simulatie 1991-93



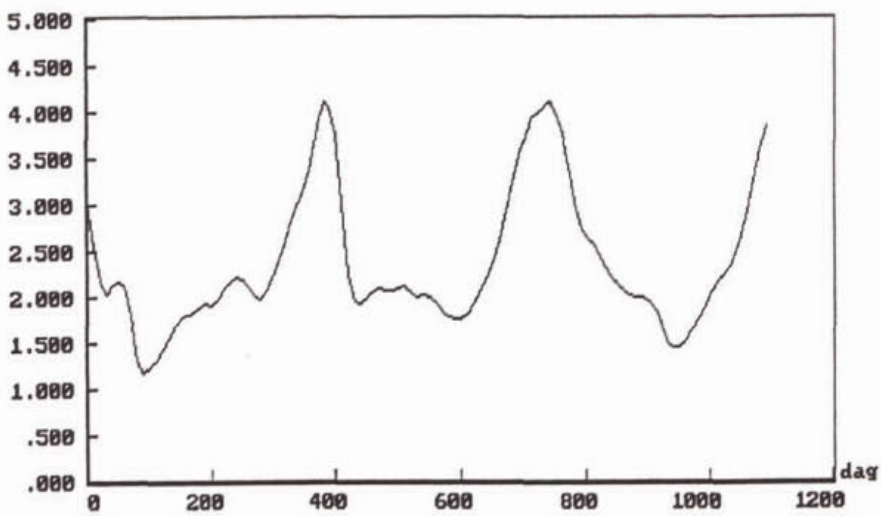
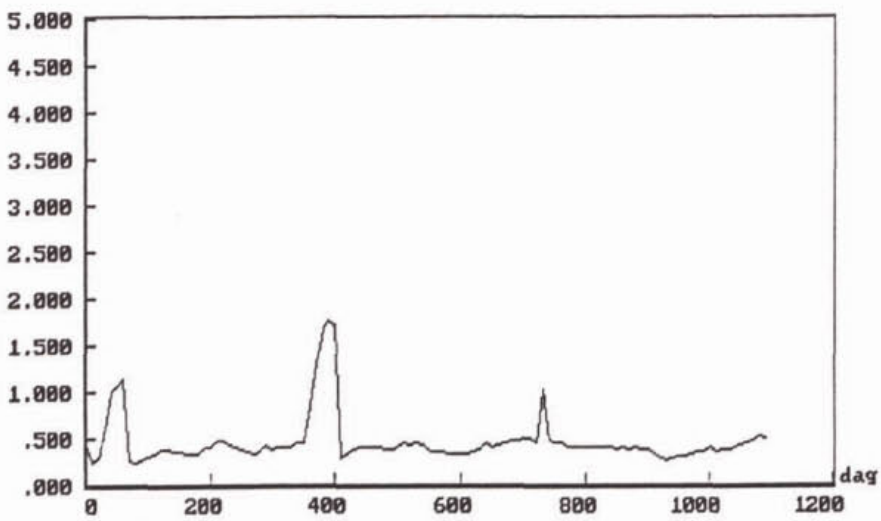
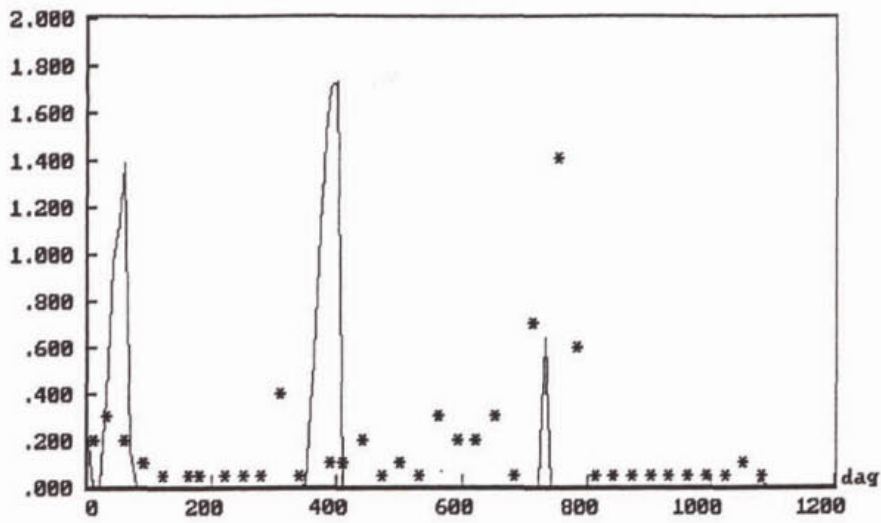
SDEI1 [gC/m³] in NanneveldZ



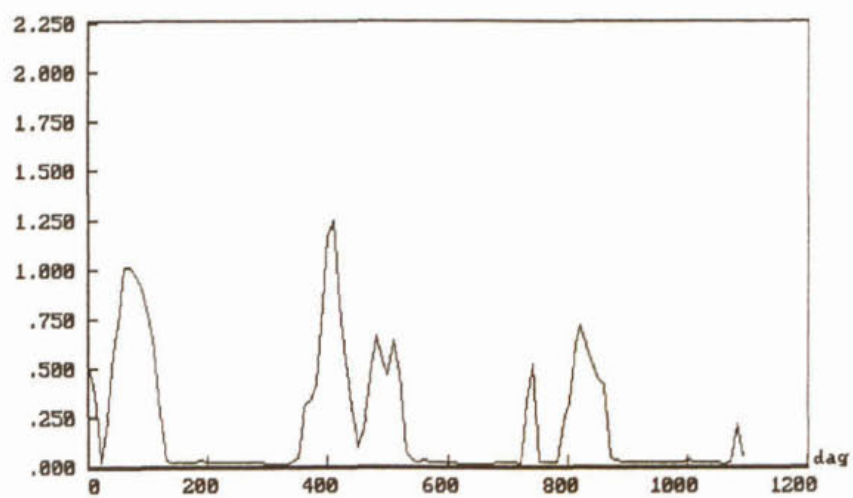
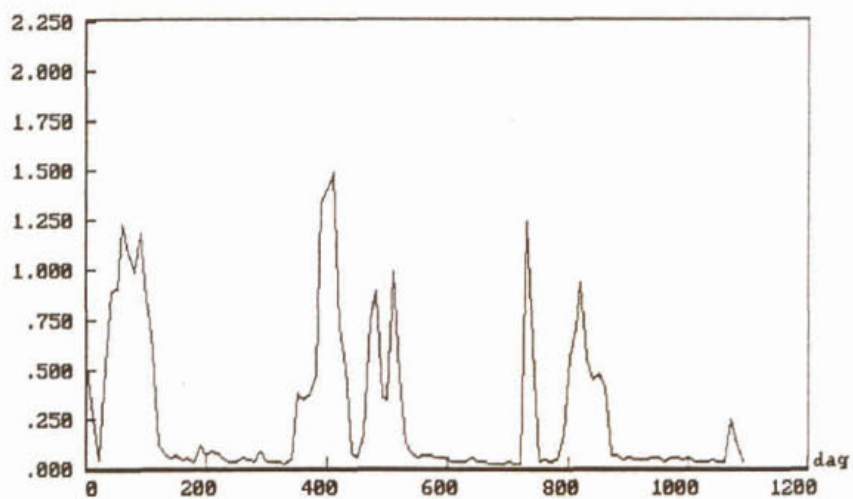
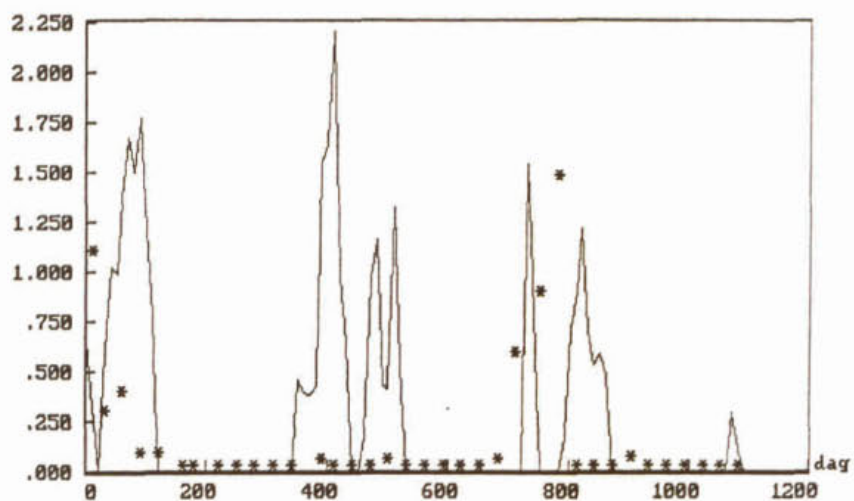
SDEI4 [gC/m³] in NanneveldZ



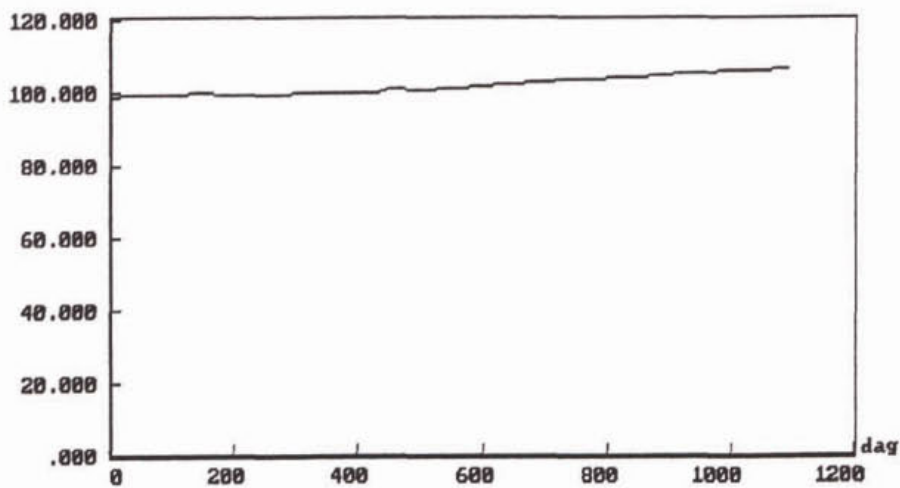
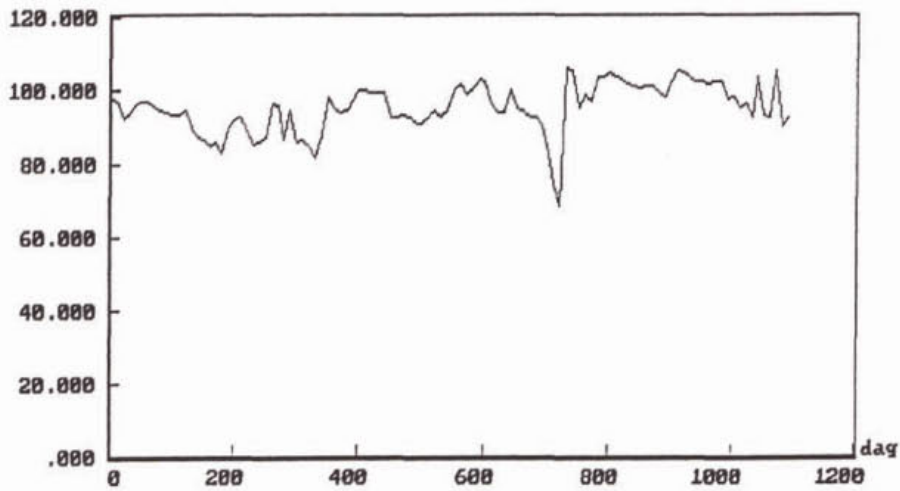
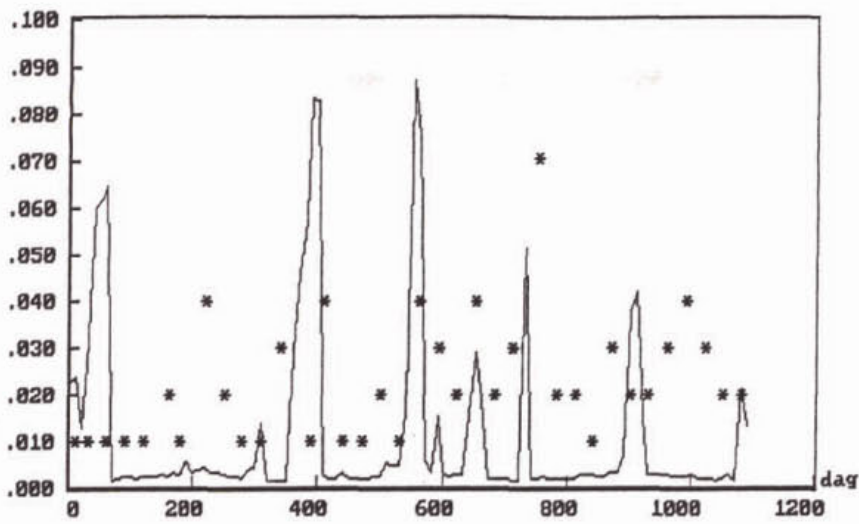
Figuur 6.20 Berekende detritusgehalten (mgC/l) van compartiment zuid van het Nanneveld in a) de waterkolom, b) de bovenlaag van het sediment en c) de onderlaag van het sediment; DBS-simulatie 1991-93



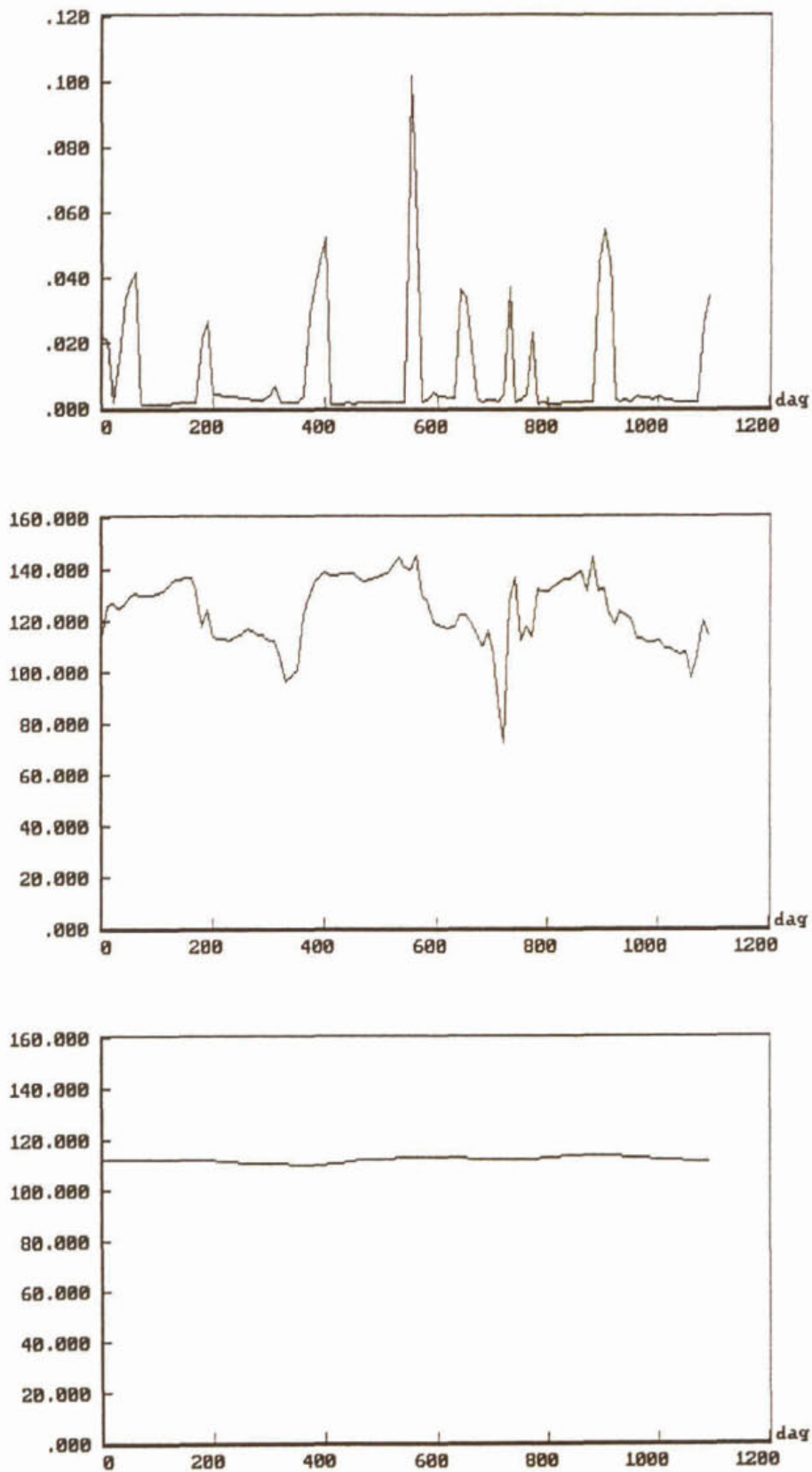
Figuur 6.21 Berekend en gemeten (*) ammoniumgehalte (mgN/l) in a) de waterkolom, b) de aerobe sedimentlaag en c) de gereduceerde sedimentlaag van compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1991-93



Figuur 6.22 Berekend en gemeten (*) nitraatgehalte (mgN/l) in a) de waterkolom en de aerobe sedimentlaag van b) compartiment noord en c) compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1991-93



Figuur 6.23 Berekend en gemeten (*) anorganisch fosfaatgehalte (mgP/l) in a) de waterkolom, b) de geoxydeerde sedimentlaag en c) de gereduceerde sedimentlaag van compartiment noord van het Nanneveld; DBS-simulatie 1991-93



Figuur 6.24 Berekend en gemeten (*) anorganisch fosfaatgehalte (mgP/l) in a) de waterkolom, b) de geoxydeerde sedimentlaag en c) de gereduceerde sedimentlaag van compartiment zuid van het Nanneveld; DBS-simulatie 1991-93

6.2.3 Nutriëntnalevering

De berekende en gemeten fosfaatfluxen uit de bodem van het Nanneveld kunnen worden vergeleken aan de hand van de gegevens in tabel 6.8. De gemiddeld gemeten waarden berusten in het algemeen op drie tot waarnemingen voor veenachtig sediment en 2 waarnemingen voor zandig sediment, waarin de spreiding meer dan een factor tien kan bedragen. De berekende fluxen voor kwartaal 1 van 1991 en kwartaal 1 van 1995 kunnen beïnvloed zijn door aanloopeffecten, die het gevolg zijn van de opgelegde initiële gehalten.

De gemeten nalevering van fosfaat is vóór de sanering voor de veenachtige bodem veel hoger dan voor de zandige bodem. Na de sanering zijn de gemeten fluxen veel lager en is het verschil niet groot meer. Terwijl de overeenkomst tussen de gemeten en berekende fluxen voor de veenachtige bodem vrij goed is, is dat voor de zandige bodem niet het geval in de periode 1991-93. De oorzaak kan gelegen zijn in verschillen tussen de door het model benaderde veldcondities, waarbij bijvoorbeeld ook de afbraak van het op het zand gelegen detritus bijdraagt aan de naleveringsflux, en de condities in de laboratoriumopstelling, waarbij dat waarschijnlijk niet het geval is en waarbij de geoxydeerdheid van de toplaag versterkt zou kunnen zijn geweest. Na de sanering spelen deze effecten een veel geringere rol.

Voor de sanering is de flux in de zomer veel groter dan in de rest van het jaar, hetgeen samenhangt met de explosieve fluxen in kwartaal 3. De afname van de naleveringsflux van fosfaat na de sanering is niet evenredig met maar loopt wel parallel aan de afname van de externe fosfaatbelasting (tabel 6.9).

De nalevering door de bodem van ammonium en nitraat vertoont het kenmerkende seizoensgedrag (tabel 6.10). De ammoniumflux is in de winter aanzienlijk lager dan in de zomer. De nitraatflux is negatief in de winter. Als gevolg van de hoge nitraatgehalten in de waterkolom en denitrificatie in het sediment diffundeert nitraat netto de bodem in. De fluxen zijn voor de veenachtige en zandige bodems van vergelijkbare grootte. Mogelijk zijn de fluxen van de veenachtige bodem in de werkelijkheid verhoudingsgewijs groter als gevolg van een bijdrage vanuit de afbraak van humus.

De situaties van vóór en na de sanering zijn sterk verschillend (tabel 6.11). Als gevolg van de sterk gereduceerde productie van detritus zijn de ammoniumfluxen vanuit de bodem veel lager na de sanering. De verlaging loopt parallel aan de verlaging van de externe stikstofbelasting. De jaargemiddelde nitraatfluxen wijzigen zelfs van richting, hetgeen samenhangt met de nu voortdurend zeer lage nitraatgehalten in de waterkolom.

Tabel 6.8 Berekende en gemeten fosfaatfluxen uit de bodem van het Nanneveld

Jaar/Kwartaal	Fosfaatnaleveringsflux			
	Veenachtige bodem		Zandige bodem	
	Gemeten gP/(m ² .dag)	Berekend	Gemeten gP/(m ² .dag)	Berekend
1991 / kw 1	-	-0,0002	-	0,0046
kw 2	0,0043	0,0034	0,0017	0,0096
kw 3	-	0,0160	-	0,0131
kw 4	-	0,0050	-	0,0049
1992 / kw 1	-	-0,0001	-	0,0055
kw 2	-	0,0022	-	0,0104
kw 3	0,0036	0,0167	0,0004	0,0140
kw 4	-	0,0065	-	0,0063
1993 / kw 1	-	0,0041	-	0,0050
kw 2	-	0,0054	-	0,0118
kw 3	-	0,0151	-	0,0110
kw 4	-	0,0058	-	0,0055
1994 / kw 1	-	-	-	-
kw 2	0,0009	-	0,0009	-
kw 3	0,0022	-	0,0015	-
kw 4	-	-	-	-
1995 / kw 1	-	0,0001	-	0,0008
kw 2	0,0006	0,0003	0,0005	0,0013
kw 3	0,0005	0,0002	0,0003	0,0011
kw 4	-	0,0001	-	0,0005
1996 / kw 1	-	0,00002	-	0,0002
kw 2	0,0002	0,0002	0,0002	0,0010
kw 3	-	0,0003	-	0,0010
kw 4	-	0,0001	-	0,0005

Tabel 6.9 Berekende externe en interne fosfaatbelasting van het Nanneveld

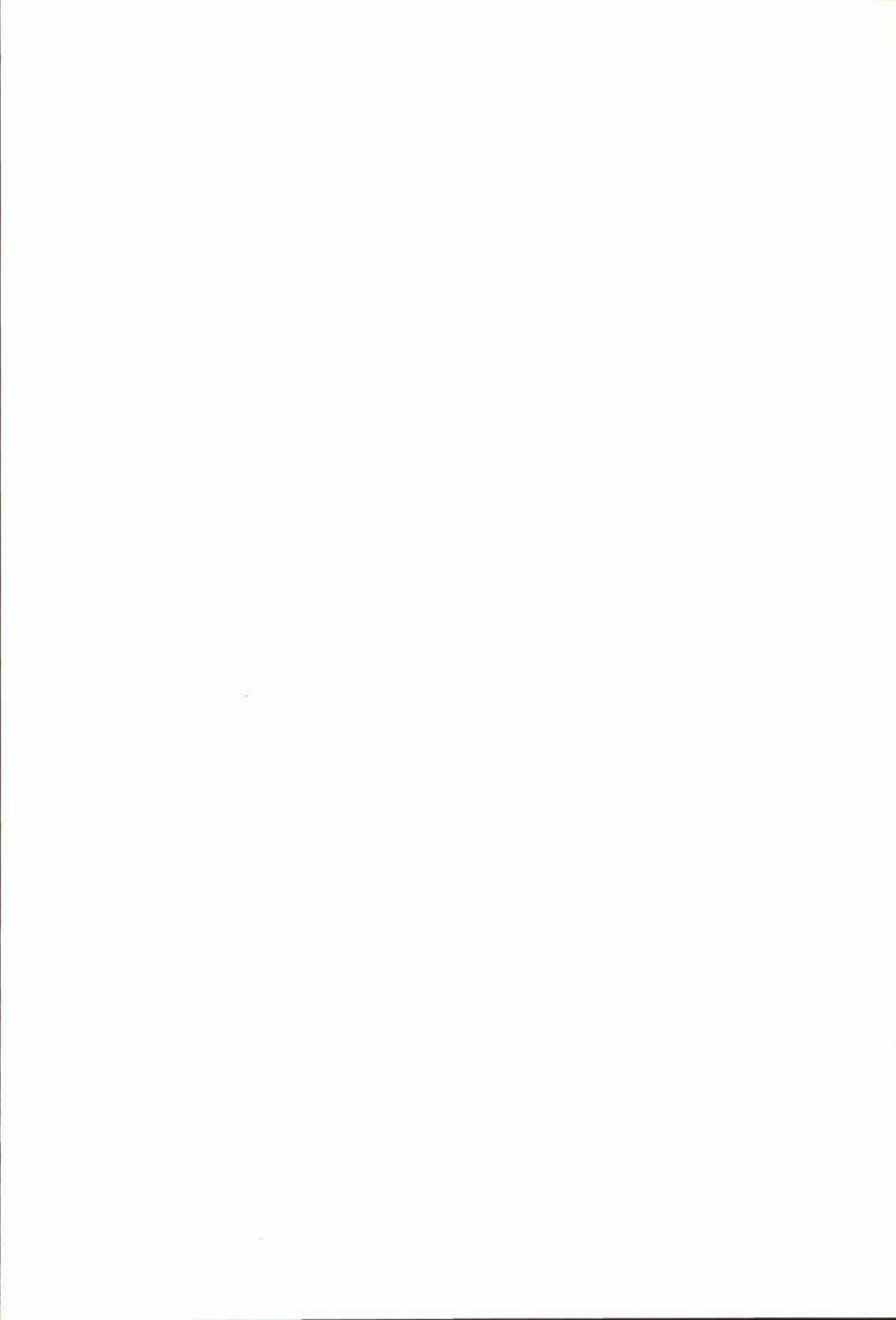
Jaar	Ext. P-belasting	Int. P-belasting
	gP/(m ² .dag)	gP/(m ² .dag)
1991	0,0096	0,0070
1992	0,0131	0,0077
1993	0,0096	0,0080
1995	0,0009	0,0006
1996	0,0010	0,0004

Tabel 6.10 Berekende ammonium- en nitraatfluxen uit de bodem van het Nanneveld (fluxen zijn niet gemeten)

Jaar/Kwartaal	Ammoniumflux		Nitraatflux	
	Veen	Zand	Veen	Zand
	gN/(m ² .dag)		gN/(m ² .dag)	
1991 / kw 1	0,0100	0,0073	-0,0179	-0,0133
kw 2	0,0487	0,0449	-0,0087	-0,0013
kw 3	0,0839	0,0717	0,0062	0,0087
kw 4	0,0376	0,0337	0,0018	0,0015
1992 / kw 1	0,0211	0,0208	-0,0170	-0,0103
kw 2	0,0606	0,0584	-0,0236	-0,0150
kw 3	0,0666	0,0553	0,0053	0,0072
kw 4	0,0454	0,0425	0,0025	0,0030
1993 / kw 1	0,0417	0,0401	-0,0039	-0,0051
kw 2	0,0641	0,0568	-0,0183	-0,0091
kw 3	0,0632	0,0504	0,0053	0,0071
kw 4	0,0411	0,0377	0,0025	0,0023
1995 / kw 1	0,0026	0,0031	0,0009	0,0010
kw 2	0,0072	0,0069	0,0013	0,0018
kw 3	0,0060	0,0056	0,0014	0,0018
kw 4	0,0032	0,0033	-0,0002	0,0003
1996 / kw 1	-0,0016	-0,0010	-0,0005	-0,0002
kw 2	0,0027	0,0025	0,0007	0,0010
kw 3	0,0072	0,0059	0,0010	0,0018
kw 4	0,0037	0,0040	-0,0008	-0,00005

Tabel 6.11 Berekende externe en interne stikstofbelasting van het Nanneveld

Jaar	Ext. NH ₄ -bel.	Int. NH ₄ -bel.	Ext. NO ₃ -bel.	Int. NO ₃ -bel.	Tot. ext. N-bel.
	gN/(m ² .dag)		gN/(m ² .dag)		gN/(m ² .dag)
1991	0,029	0,042	0,036	-0,0029	0,159
1992	0,032	0,046	0,042	-0,0059	0,161
1993	0,027	0,049	0,041	-0,0024	0,140
1995	0,011	0,012	0,0040	0,0042	0,021
1996	0,010	0,012	0,0041	0,0015	0,022



7 DE TOEPASBAARHEID VAN SWITCH

In de paragrafen 7.1 en 7.2 wordt gesteld dat met DBS inclusief de module SWITCH de waterkwaliteit in de Geerplas en het Nanneveld in grote lijnen realistisch is gesimuleerd. Gezien het hoofddoel van de calibratie, namelijk het toetsen van de toepasbaarheid van SWITCH, zijn de resultaten bevredigend. Bij deze algemene constatering dient echter vooraf een aantal belangrijke kanttekeningen te worden gezet.

Het is duidelijk dat het natuurlijke systeem zich dynamischer gedraagt dan het model, dat niet goed in staat is gemeten pieken exact te reproduceren. Het modelresultaat van SWITCH wordt in dit opzicht mede bepaald door de interactie met DELWAQ en BLOOM. De onnauwkeurigheden van deze modellen hebben hun weerslag in de berekening van SWITCH, hetgeen vooral zichtbaar is in de simulatie voor de periode 1991-95. Pieken in DELWAQ-BLOOM die te extreem zijn of niet op het juiste tijdstip komen, leiden op hun beurt weer tot verschuivingen in SWITCH. Hernieuwde calibratie, waarin ook de parameters van DELWAQ-BLOOM onder de loupe worden genomen, zou in de resultaten verbetering kunnen brengen. Gegeven de in de periode van 1975 tot heden uitgevoerde, uitgebreide calibraties van het DB-gedeelte, is dat echter voor de toetsing van SWITCH niet nodig geacht (o.a. WL, 1991, 1994, 1995a, 1995b, 1996 en 1997; van der Molen et al., 1994). De onnauwkeurigheden in het DB-gedeelte worden niet zodanig groot geacht, dat deze de hier te trekken conclusies wezenlijk zullen beïnvloeden.

Zoöplankton en fyto-benthos worden in deze DBS-toepassingen niet beschouwd. Met name in de winter en na het voorjaar kunnen deze vereenvoudigingen leiden tot overschatting van het fytoplanktongehalte. De terugval van het chlorofylgehalte na de voorjaarspiek treedt in het model beperkt op, hetgeen mogelijk te maken kan hebben met de afwezigheid van graas in het model.

De gemeten parameters en de gesimuleerde parameters zijn vaak niet identiek, hetgeen te maken heeft met het feit dat gemeten parameters deels geaggregeerde parameters zijn en soms niet gemodelleerde componenten bevatten. De meest pregnante voorbeelden hiervan zijn totaal-P en Kjeldahl-N. De berekeningen zijn voor deze parameters moeilijk te vergelijken met de metingen, omdat alleen in de metingen een bijdrage van geresuspendeerd slib zit. Deze veroorzaakt bij wisselende resuspensie en bezinking een gepiektheid in de metingen, die het model niet kan reproduceren, zolang slib niet met een hoge mate van nauwkeurigheid wordt meegemodelleerd. Er wordt daarom met het huidige model naar gestreefd de ondergrens van de waarnemingen voor de beide parameters zo goed mogelijk te volgen, voor zover pieken niet evident samenhangen met fytoplankton. Voorts dient het geheel van gesimuleerde en gemeten parameters een onderling consistent beeld te bieden.

7.1 Toepassing voor de Geerplas

Het is mogelijk gebleken om met DB-SWITCH de waterkwaliteit van de Geerplas in grote lijnen realistisch te simuleren bij sterk uiteenlopende externe nutriëntenbelastingen. Zowel voor de periode 1987-88 vóór de sanering van de Geerplas als voor de periode 1991-93 daarna worden de fytoplanktonbiomassa en de gehalten van nutriënten seizoensgemiddeld realistisch voorspeld.

De terugval van het chlorofylgehalte na de voorjaarspiek treedt in het model beperkt op, mogelijk door de afwezigheid van zoöplankton daarin. Het model slaagt er evenmin in de gemeten zomerpiek van het chlorofylgehalte volledig te reproduceren, terwijl het berekende winterniveau vaak te hoog ligt. De ondervoorspelling in de zomer is waarschijnlijk te wijten aan in die periode te laag voorspelde nalevering van nutriënten door SWITCH. Daarnaast zou deels een verklaring kunnen worden gevonden in het opdrijven van fytoplankton, zodat het chlorofylgehalte in de bemonsterde bovenlaag hoger is dan het gemiddelde over de waterkolom. Tenslotte kan er ook nog sprake zijn van 'patchiness', waarbij in het meetpunt structureel van het gemiddelde afwijkende gehalten worden gemeten.

In de periode 1994-95 slaat het model de plank mis. Het afwijkende gedrag van het fytoplankton in deze periode bij een overmaat aan nutriënten kan tot nu toe in het geheel niet worden verklaard. Noch kwalitatieve analyse aan de hand van waarnemingen, noch kwantitatieve analyse met behulp van het model heeft hier uitkomst kunnen bieden.

Over het algemeen zijn de gemeten naleveringsfluxen van fosfaat uit de bodem beduidend hoger dan de berekende fluxen. Hoewel van enige onderschatting door het model sprake lijkt te zijn, is het moeilijk hier een oordeel over uit te spreken, aangezien niet goed bekend is hoe representatief de meting is voor de veldconditie. Ondervoorspelling van de naleveringsfluxen van fosfaat en ammonium door SWITCH hangt in belangrijke mate samen met het feit dat de afbraak van refractair organisch materiaal (humus) in het model niet volledig wordt beschreven. In de huidige modeltoepassing zijn enkele kunstgrepen toegepast om deze tekortkoming zoveel mogelijk te compenseren. Voorts moest worden aangenomen dat fosfaat in de bodem vrijwel geheel is opgeslagen in een anorganische vorm. Indien een significant gedeelte zou zijn toegewezen aan organisch materiaal (in organisch gebonden vorm!), zou sterkere ondervoorspelling van met name de 'explosieve' fosfaat-nalevering zijn opgetreden in verband met de trage afbraak van dit organische materiaal.

Het simulatieresultaat kon niet verkregen worden met dezelfde waarden van de invoer-parameters voor SWITCH als die waren bepaald voor zand-slibbodems. Dit geldt overigens in hoofdzaak voor de procesparameters met betrekking tot fosfaat. De fosfaatchemie van een veenbodem is kennelijk anders dan die van een zand-slibbodem. Mogelijk treedt de vorming van een stabiel fosfaatmineraal niet op in samenhang met de specifieke geochemische diagenese van veensediment, waarin anorganische, macrochemische componenten een relatief onbelangrijke rol spelen. Vivianiet lijkt trager en pas bij een hoger opgelost fosfaatgehalte te worden gevormd. Dit zou veroorzaakt kunnen worden door de relatief lage pH in veensediment. Het is echter ook denkbaar dat daarin niet zozeer vivianiet wordt gevormd, maar eerder een vivianiet-achtig complex met organische stof, dat in overmaat aanwezig is.

Het ontbreken van een stabiel fosfaatmineraal en de trage vorming van vivianiet impliceren het optreden van hoge opgelost fosfaatgehalten in de gereduceerde onderlaag van het sediment. Ze variëren in de modelberekening van 1 mgP/l in het winterhalfjaar tot 5,5 mgP/l in het zomerhalfjaar. In het vergelijkbare veenplas-systeem van de Loosdrechtse plassen zijn dergelijke hoge gehalten daadwerkelijk gemeten. Sinke (1993) vond gehalten van 0 tot 1,25 mgP/l in monsters getrokken in januari en gehalten van 0,3 tot 2,2 mgP/l in monsters getrokken in oktober. Ter vergelijking: Bij vier keer zo hoog anorganisch fosfaatgehalte bereikt het opgeloste fosfaatgehalte in de zand-slibbodem van het Veluwemeer waarden tussen 0,1 en 0,3 mgP/l. Deze werden gemeten en met SWITCH gereproduceerd (DELFT HYDRAULICS, 1991 en 1994).

Voorts lijkt het in de veenbodem aanwezige ijzer zeer reactief te zijn. De grote reactiviteit komt in het model tot uiting door de hoge sorptiecapaciteit voor fosfaat van geoxydeerd sediment. Op grond van het betrekkelijk geringe ijzergehalte van het sediment in de Geerplas in verhouding tot het ruim tweemaal zo hoge ijzergehalte van slib in het Veluwemeer was de hoge sorptiecapaciteit niet verwacht.

7.2 Toepassing voor het Nannewijd

Het Nannewijd heeft twee typen bodems, een zandige bodem en een veenachtige bodem. Aan de zandige bodem zijn de parameterwaarden van SWITCH toegewezen, zoals bepaald voor de zand-slibbodem van het Veluwemeer. De veenachtige bodem kreeg de waarden toebedeeld, zoals bepaald voor de veenachtige bodem van de Geerplas. Geringe aanpassingen in deze parameterwaarden bleken nodig om DB-SWITCH te kunnen toepassen op het Nannewijd. De aanpassingen hebben betrekking op systeemspecifieke parameters: de adsorptiecapaciteit van fosfaat in de zandige bodem en de vorming van vivianiet in de veenachtige bodem.

De veenachtige bodem is betrekkelijk dun (enkele cm's tot enkele decimeters) en lokaal gemengd met zandig sediment, zodat sprake kan zijn van een sediment dat zich gemiddeld genomen enigszins hybride gedraagt. De gecalibreerde waarden voor de vormingssnelheid en het fosfaatverzadigingsgehalte van 'vivianiet' zijn daarvoor een aanwijzing. Deze waarden liggen tussen die van een echte veenachtige bodem, zoals de bodem van de Geerplas, en die van een zandige bodem in. Overigens zijn de waarden nogal onzeker, omdat het ontbreken van gegevens van het fosfaatgehalte van het poriënwater toetsing van het model op dit punt onmogelijk maakt.

Resumerend kan worden gesteld, dat DBS met SWITCH ons in staat stelt de waterkwaliteit en het fytoplanktongehalte van het Nannewijd seizoensgemiddeld realistisch te simuleren. Ook mag geconstateerd worden, dat het grote verschil in primaire productie tussen de ongesaneerde en gesaneerde toestand door DB-SWITCH wordt gereproduceerd.

Evenals de Geerplas gedraagt het Nannewijd zich echter dynamischer dan het model. Hieraan liggen niet alleen die zaken ten grondslag, die reeds in de voorgaande secties zijn genoemd. Het Nannewijd is zeer ondiep, zodat resuspensie en bezinking grote schommelingen teweeg kunnen brengen in parameters die specifiek of in belangrijke mate het zwevend materiaal karakteriseren (chlorofyl, Kj-N, totaal-P, etc.). Uit de metingen blijkt dat zowel in de tijd als in horizontale richting grote variaties kunnen optreden. Tenslotte moet nog gewezen worden op het feit, dat het niet meegemodelleerde microfytobenthos mogelijk een rol van betekenis speelt door verlaging van de naleveringsfluxen van nutriënten uit de bodem in het winterhalfjaar.

De overeenkomst tussen de gemeten en berekende naleveringsfluxen van fosfaat uit de bodem is voor de veenachtige bodem vrij goed, voor de zandige bodem is dat niet het geval in de periode vóór de sanering. Ook in het geval van het Nannewijd is het moeilijk hierover te oordelen, in verband met de grote spreiding van de waarnemingen en de onbekendheid met de mate van representativiteit daarvan.

7.3 Conclusies en aanbevelingen

Gezien de resultaten van de simulaties kan worden geconcludeerd, dat de formuleringen van SWITCH als onderdeel van DBS niet alleen voor plassen met een zand-slibbodem maar ook voor veenplassen bruikbaar zijn. Gebleken is voorts, dat de vorming van fosfaatmineralen in een veenachtige bodem anders verloopt dan in een zand-slibbodem. Via de keuze van parameterwaarden kunnen de verschillen worden ondervangen. Bij deze conclusies past wel de overweging, dat de mineraalvorming van fosfaat in waterbodems nog niet goed begrepen is. SWITCH berust in dit opzicht gedeeltelijk op empirie. Door deze modelstudie konden de hypothesen omtrent de fosfaatchemie in SWITCH echter niet worden gefalsificeerd. Aanbevolen wordt daarom nader (experimenteel) onderzoek te verrichten naar:

- het verloop van het poriënwatergehalte van fosfaat; en
- de vormen, waarin fosfaat in de bodem van plassen en meren wordt vastgelegd.

Nadere gegevens hieromtrent zullen het mogelijk maken SWITCH bij nieuwe toepassingen verder te onderbouwen.

Gegeven het feit dat DBS met SWITCH de veranderingen van ongesaneerde naar gesaneerde toestand goed volgt, kan worden gesteld dat het model voorspellend vermogen heeft met betrekking tot het effect van ingrijpende saneringsmaatregelen, zoals hydrologische isolatie, reductie van de externe nutriëntenbelasting en baggeren. Met betrekking tot fosfaatfixatie moet het voorbehoud worden gemaakt, dat niet bekend is in hoeverre de ijzerdosering de fosfaatsorptiecapaciteit van sediment effectief verhoogt (zie ook sectie 8.2).

De modeltoepassingen wijzen erop, dat seizoensgemiddeld realistische resultaten worden geproduceerd. Watersystemen gedragen zich in werkelijkheid echter aanzienlijk dynamischer dan in het model. Voor een deel is dat bij de onderhavige modeltoepassingen veroorzaakt door verwaarlozing van processen zoals graas door zoöplankton en van primaire produktie door microfytobenthos. Oorzaken zijn in belangrijke mate ook te vinden in middeling over de tijd van drijvende krachten en vereenvoudigde procesformulering. Ten aanzien van het laatste zijn verbeteringen mogelijk, welke de dynamiek van SWITCH zullen vergroten. Aanbevolen wordt om:

- nitrificatie in het sediment te laten stoppen als de geoxydeerde toplaag ineengeklapt is;
- denitrificatie te koppelen aan de afbraak van organische stof en te verdisconteren in het zuurstofverbruik; en
- refractair detritus (humus c.q. veen) niet alleen te laten vormen maar ook te laten afbreken en dit proces in sterke mate afhankelijk te maken van de temperatuur.

Uit het bovenstaande blijkt dat de toepasbaarheid van SWITCH beperkingen kent, die moeten worden afgemeten aan het gebruiksdoel. DBS met SWITCH is vooral geschikt voor voorspellingen van seizoensgemiddeld gedrag van fytoplankton en nutriënten in sterk en zwak eutrofe systemen binnen een periode van ongeveer 10 jaar. De grens van de toepasbaarheid voor het voorspellen van waterkwaliteit in relatie tot beheersmaatregelen ligt daar waar het systeem zo oligotroof wordt, dat waterplanten algen als dominante primaire producenten gaan verdringen. DBS bevat overigens mogelijkheden om waterplanten mee te modelleren ter analyse van het systeemgedrag.

8 DE EFFECTEN VAN SANERING

8.1 De Geerplas

In de jaren na de sanering is het gemeten chlorofylgehalte ongeveer met een factor 2 afgenomen ten opzichte van de periode daarvoor. Mogelijk is er in de simulatieperiode 1991-95 sprake van een trend, waarbij de chlorofylgehalten weer oplopen. Zowel in de modelberekening als in de metingen is enige stijging zichtbaar van 1991 naar 1992. De gemeten gehalten van ortho-fosfaat, ammonium en nitraat nemen sterk af na de sanering tot niveaus, waarbij primaire produktie niet alleen meer door stikstof maar vooral ook door fosfaat wordt beperkt. Meetgegevens laten zien dat het fosfaatgehalte in de toplaag van de bodem (10 cm) echter niet wezenlijk is veranderd.

Vanaf midden 1994 treden weer verhoogde nutriëntengehalten op. Het ortho-fosfaatgehalte neemt zelfs toe tot boven het zomerniveau van voor de sanering. Waarschijnlijk is er een sterke relatie met het afwijkend fytoplanktongedrag. Lage primaire produktie tussen medio 1994 en medio 1995 leidt tot accumulatie van grotendeels uit de bodem aangevoerde nutriënten in de waterkolom.

De verklaring voor de wijze, waarop chlorofylgehalten en nutriëntengehalten zich ontwikkelen moet vooral worden gezocht in na de sanering sterk verminderde externe nutriëntenbelasting en de dientengevolge verminderde interne belasting vanuit de bodem. De teruglevering van fosfaat neemt af, omdat de accumulatie in de bodemtoplaag van snel mobiliseerbaar fosfaat vanuit de waterkolom terug loopt. De teruglevering van nutriëntstikstof neemt af, omdat de verwijdering via denitrificatie relatief belangrijker wordt. Deze ontwikkelingen stoppen als een nieuw evenwicht is bereikt in de uitwisseling tussen water en bodem.

Daarnaast vormt toegenomen lichtbeperking als gevolg van de verdieping met 20 cm een oorzaak van verlaging van het chlorofylgehalte in winterperioden. Het enigszins oplopen van chlorofyl in de periode onmiddellijk na de sanering hangt waarschijnlijk samen met de geleidelijke opbouw van de detritusvoorraad in de bodem, die grotendeels bij het baggeren was verwijderd. Bij herstel van de voorraad loopt de nalevering van nutriënten door de bodem op. Recente gegevens (1996-1997) lijken overigens te wijzen op een verder oplopen van de zomerpiek van fytoplankton, zodat mogelijk ook andere oorzaken een rol spelen.

Het model wijst erop, dat de externe fosfaatbelasting zover is teruggebracht, dat fosfaatafvoer in de bodem als gevolg van wegzijging er uiteindelijk toe zou kunnen leiden, dat het fosfaatgehalte van de bodem langzaam daalt. Op de lange duur zou dit een substantiële verlaging van de fosfaatnalevering door de bodem tot gevolg kunnen hebben. Gegeven de beperking van de primaire produktie door fosfaat, kan dat op zijn beurt weer leiden tot lagere chlorofylgehalten. Het optreden van hoge opgeloste fosfaatgehalten in het poriënwater van een veenachtige waterbodem, zoals in het model gebeurt, is hiervoor een belangrijke voorwaarde. Nader veldonderzoek en modelmatig onderzoek kunnen ten aanzien van deze hypothese uitsluitsel bieden.

8.2 Het Nanneveld

Net zoals in de Geerplas is beperking van de externe nutriëntenbelasting de sleutel tot de verlaging van de primaire produktie na de sanering. Lichtbeperking speelt noch vóór noch na de sanering een rol van betekenis voor het fytoplankton in het Nanneveld. De bodemsamenstelling is door de sanering niet wezenlijk veranderd, hetgeen blijkt uit meetgegevens. De afname van de teruglevering van fosfaat hangt samen met de afgenomen externe fosfaatbelasting (zie uitleg in 8.1). De ijzerdosering lijkt weinig effect te hebben gehad op de fosfaatfixatie in de bodem. De specifieke adsorptiecapaciteit van de bodem voor fosfaat behoefde immers in de modelberekeningen voor de perioden vóór en na de sanering niet verschillend te worden gekozen.

Het model geeft aan, dat het fosfaatgehalte in de bodem na de sanering zou kunnen dalen, doordat de afvoer van fosfaat via zeer sterke wegzijging de fosfaataanvoer overtreft. Indien dit gebeurt, zal het chlorofylgehalte in het groeiseizoen verder kunnen gaan afnemen. Voortgezet modelmatig onderzoek en veldonderzoek zouden ook in het geval van het Nanneveld duidelijkheid kunnen scheppen.

Met betrekking tot de effecten van het actieve biologische beheer, het wegvangen van brasem, kunnen hier geen uitspraken worden gedaan.

9 LITERATUUR

1. Boer, S.M. de, augustus 1996.
Beheersaspecten van waterinlaat in het Nanneveld.
Verslagnummer 033/96. LUW en Waterschap Friesland, Wageningen.
2. DELFT HYDRAULICS / WL, 1991.
SWITCH, a model for sediment-water exchange of nutrients; Part 1: Formulation; Part 2: Calibration/Application for Lake Veluwe.
Research report T542/T584; J.G.C. Smits.
3. DELFT HYDRAULICS / WL, 1994.
SWITCH, a model for sediment-water exchange of nutrients; Part 3: Reformulation and recalibration for Lake Veluwe.
Research report T584; J.G.C. Smits.
4. Grontmij, mei 1989.
Uitvoerings- en beheersplan Nanneveld en Kleine Wijd te Oudehaske. Inventarisatiefase (interimrapportage).
Afdeling Bodem en Water, De Bilt.
5. Grontmij, september 1989.
Uitvoerings- en beheersplan Nanneveld en Kleine Wijd te Oudehaske. Oplossingmaatregelen (interimrapportage).
Afdeling Bodem en Water, De Bilt.
6. Grontmij, oktober 1989.
Uitvoerings- en beheersplan Nanneveld en Kleine Wijd.
Afdeling Bodem en Water, De Bilt.
7. Grontmij, augustus 1991.
Gohydrologisch modelonderzoek Nanneveld.
Afdeling Bodem en Water, Nieuwegein.
8. Hooghart, J.C., 1988.
Van Penman naar Makkink, een nieuwe berekeningswijze voor de klimatologische verdampingsgetallen.
Rapporten en nota's no.19, KNMI/CHO.
9. Hoogheemraadschap van Rijnland, 1992.
Vastlegging van de uitgangssituatie voor het baggeren in het noordelijk deel van de Langeraarsslassen: Geerplas. Concept rapport (L.J. Frinking).
10. Hoogheemraadschap van Rijnland, 1996.
Evaluatie Geerplas. Concept rapport.
11. Molen, D.T. van der, F.J. Los, L. van Ballegooijen and M.P. van der Vat, 1994.
Mathematical modelling as a tool for management in eutrophication control of shallow lakes.
Hydrobiologia 275/276: 479-492.

12. Sinke, A., 1993.
De nutriëntenhuishouding in de Loosdrechtse plassen.
Proefschrift.
13. Smits, J.G.C., and D.T. van der Molen, 1993.
Application of SWITCH, a model for sediment-water exchange of nutrients, to Lake Veluwe in the Netherlands.
Hydrobiologia 253: 281-300.
14. Waterloopkundig Laboratorium (WL), 1985.
Waterkwaliteitsmodellering Rijnland.
Verslag onderzoek R1651, delen tekst, figuren en bijlagen (J.G.C. Smits, J.C. Stans, F. Los en N.M. de Rooij).
15. Waterloopkundig Laboratorium (WL), 1991
Mathematical simulation of algae blooms by the model BLOOM II, version 2.
Documentation report T68; F.J. Los.
16. Waterloopkundig Laboratorium (WL), 1992.
Procesformuleringen DBS.
Documentatie rapport T542; F.J. Los et al.
17. Waterloopkundig Laboratorium (WL), 1994.
Model validation study, DBS in networks; Application to the Rijnland network.
Research report T210; F.J. Los, M.T. Villars en M.R.L. Ouboter.
18. Waterloopkundig Laboratorium (WL), 1995a.
Toepassing van DBS op het Volkerak-Zoommeer.
Verslag onderzoek T1440; B. Michielsen en F.J. Los.
19. Waterloopkundig Laboratorium (WL), 1995b.
Onderzoek naar de slibdynamiek in de Breukeleveense Plas; Evaluatie van beheersmaatregelen ter verbetering van het doorzicht.
Onderzoeksrapport T1267/Z667; F.J. Los, R.J. Fokkink, M.R.L. Ouboter en J.C. Winterwerp.
20. Waterloopkundig Laboratorium (WL), 1996.
Toepassing DBS op het IJsselmeer.
Onderzoeksrapport T1515; B.F. Michielsen.
21. Waterloopkundig Laboratorium (WL), 1997.
Onderzoek naar de slibdynamiek van de Loosdrechtse Plassen met behulp van mathematische modellen.
Onderzoeksrapport T1571; F.J. Los, M.R.L. Ouboter en R.J. Fokkink.
22. Waterschap Friesland, juli 1994.
Bepaling Nulsituatie Nanneveld.
Afdeling Watersystemen, Leeuwarden (T. Dalstra, Stageverslag Van Hall Instituut, Groningen).

23. Waterschap Friesland, november 1994.
Fosfaatfixatie Nanneveld.
Afdeling Watersystemen, Leeuwarden (F. Noordenbos en S. Spriensma, Stageverslag Van Hall Instituut, Groningen).
24. Waterschap Friesland, september 1995.
Evaluatie fosfaatfixatie Nanneveld (concept).
Afdeling Watersystemen, Leeuwarden (M. Kamphuis).
25. Waterschap Friesland, februari 1996a.
Evaluatie van het REGIWA-project Nanneveld.
Afdeling Watersystemen, Leeuwarden (C. Bezuijen, Stageverslag Van Hall Instituut, Groningen).
26. Waterschap Friesland, februari 1996b.
Actief biologisch beheer Nanneveld.
Afdeling Watersystemen, Leeuwarden.
27. Waterschap Friesland, november 1996.
De kwaliteit van Friese wateren, gemeten met remote sensing (concept).

EPILOOG DOOR DE BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Het eutrofiëringsmodel DBS wordt regionaal en landelijk gebruikt om waterkwaliteitsprocessen te doorgronden en om voorspellingen te doen. In sommige studies wordt gewerkt met een eenvoudige module om de bodem-water uitwisseling te bepalen, in andere studies wordt in plaats hiervan met de uitgebreidere module SWITCH gewerkt. Met deze module is in het verleden ervaring opgedaan in met name de randmeren. Aanleiding voor het onderhavige project was om na te gaan of de module ook geschikt is om ingezet te worden voor toepassingen op meren en plassen met veenbodems. In aanvulling op het rapport achten wij het wenselijk om kanttekeningen te plaatsen bij een drietal aspecten. Het betreft:

1. de wijze waarop SWITCH getoetst is in combinatie met BLOOM;
2. de aannames met betrekking tot de verdeling van fosfor over fracties in de bodem; en
3. de beoordeling van de performance van het model SWITCH bij veenbodems.

1. De wijze waarop SWITCH getoetst is in combinatie met BLOOM

Voor de toetsing van SWITCH is gebruik gemaakt van het gegevensbestand van het Nanneveld en de Geerplas. In dit rapport zijn op een hele nette manier water- en stoffenbalansen afgeleid van de beschikbare gegevens. Wanneer alleen de toplaag van de bodem het te modelleren systeem is, dan wordt de rand gevormd door de stoffenconcentraties in het bovenstaande water en de sedimentatie. Indien een bepaalde module wordt getest, is het wenselijk om de systeemgrens zoveel mogelijk aan te laten sluiten bij het werkgebied van de module. In het geval van SWITCH betekent dat de toplaag van de waterbodem.

In deze studie is SWITCH echter gecalibreerd en toegepast in combinatie met DELWAQ-BLOOM (modellen voor het bovenstaande water), zonder dat de parameters van DB in de studie zijn betrokken. Dat houdt in dat alleen de resultaten van SWITCH kunnen worden beoordeeld voor de perioden dat DB op een juiste manier de waterkwaliteit weergeeft. Zo is SWITCH bijvoorbeeld gecalibreerd voor de Geerplas bij ondervoorspellingen van DB voor opgelost fosfaat in het bovenstaande water. Wij zijn van mening dat SWITCH wel degelijk 'stand-alone' gebruikt moet kunnen worden en betreuren het, dat dit niet in dit project is onderzocht.

2. De aannames met betrekking tot de verdeling van fosfor over de fracties in de bodem

Fosfor is een belangrijk element in de eutrofiëring van het oppervlaktewater. Vaak is er zo'n 100 maal meer fosfor aanwezig in de bovenste centimeters van de bodem in vergelijking met het bovenstaande water. Daar water en bodem veelvuldig met elkaar in contact komen, is het bodemfosfor dus erg belangrijk voor de waterkwaliteit. Het fosfor is in de bodem in vele vormen aanwezig. Een klein, maar belangrijk, deel is aanwezig in de opgeloste fase. Het merendeel is organisch of anorganisch gebonden. Voor beide fracties geldt dat de binding losjes kan zijn - het fosfor kan dan gemakkelijk beschikbaar komen - en dat de binding heel sterk kan zijn - fosfor is min of meer permanent vastgelegd. Keuze van de verdeling van fosfor over deze fracties kan maar gedeeltelijk van metingen worden afgeleid, maar is wel heel bepalend voor het modelgedrag. Bij de calibratie van SWITCH op veenbodems is uitgegaan van de kennis opgedaan in het Veluwemeer (zand, klei). In het Veluwemeer is nagenoeg al het fosfor anorganisch gebonden. Dit is overgenomen voor de veenbodems in dit project (Geerplas en Nanneveld), terwijl daarvan toch bekend is dat er veel meer (meer of minder refractair) organisch materiaal aanwezig is. Naar ons idee is in deze studie te weinig stilgestaan bij de specifieke organische

stofhuishouding in veenbodems en is, daarentegen, te veel gebruik gemaakt van de voorgaande modeltoepassingen. Dit betekent dat de toepasbaarheid op veenbodems van de module SWITCH uitsluitend is getoetst op basis van het kunnen simuleren van concentraties, maar dat aan de specifieke processen in veenbodems en het simuleren daarvan voorbij is gegaan. Gezien de vraagstelling van het onderzoek, waarin juist toepassing op veenbodems centraal staat, is dit een gemiste kans.

3. *Beoordeling van de performance van het model SWITCH bij veenbodems*

Bij de beoordeling van de modelresultaten dient onderscheid te worden gemaakt tussen verschillende vraagstellingen. Vraagstellingen worden modeltechnisch vaak gekenmerkt door specifieke tijdschalen. Vraagstellingen liggen vaak in de sfeer van begrip krijgen van het systeem, maar kunnen ook te maken hebben met de beoordeling van het effect van specifieke maatregelen (beluchten, ijzerdosering). Zo refereert de 'explosieve bodemnalevering' naar een tijdschaal van enkele dagen tot een paar weken. Vervolgens is de tijdschaal van een seizoen (enkele maanden, een zomerperiode) relevant. De vraagstelling is hierbij vaak gerelateerd aan een vergelijking met de extreme belasting en spitst zich toe op de vraag of er sowieso maatregelen genomen moeten worden om de interne belasting te verminderen. Tenslotte is er de tijdschaal van enkele jaren tot decaden. Hierbij gaat het om de lange termijn ontwikkeling van het systeem en raakt het bijvoorbeeld aan de vraag 'Hoe lang moeten we wachten na de ingreep in de externe belasting, voordat het water aan de fosfor-norm voldoet?'

Het is de kwaliteit van SWITCH dat de module kan worden ingezet voor alle drie typen tijdschalen en daarmee voor een brede range aan vraagstellingen. Bij een beoordeling van SWITCH moeten de perioden dan ook elk apart worden beschouwd. Met name de simulatie van processen, die op de kleinste tijdschaal een rol spelen, wordt gehinderd doordat de invoer vaak niet nauwkeuriger dan per week of decade bekend is en door het effect van processen, die niet in dit model zijn opgenomen. Niettemin spelen in de huidige modellering de volgende punten een rol, die nu in het rapport onderbelicht zijn gebleven:

- De afwezigheid van resuspensie (windgolven, stroming, vis) is een beperking van het model die grote consequenties heeft voor de betrouwbaarheid van de modeluitkomsten:
 - ⇒ Validatie van het model is moeilijk. Hoge fosforconcentraties in de waterfase worden vaak veroorzaakt door geresuspendeerd fosfaatrijk bodemmateriaal. Het model kan dit niet voorspellen en zal dergelijke concentratiepieken met een tijdschaal van uren-dagen missen. Explosieve nalevering treedt echter vaak op op een tijdschaal van dagen-weken. En deze processen zijn niet altijd goed te scheiden.
 - ⇒ Aangenomen wordt dat frequente bodem-water uitwisseling door resuspensie-sedimentatie die netto nul is voor slib, geen invloed heeft op de fosfaathuishouding. Door deze bruto-processen zal echter de samenstelling van de toplaag, ook chemisch (zuurstof, redox, adsorptie-desorptie-evenwichten) worden beïnvloed en daarmee de netto bodem-water uitwisseling van fosfaat.
- SWITCH reageert zoals mag worden verwacht met een verhoogde fosfaatnalevering door de bodem na een piek in fytoplankton(-sedimentatie), maar het resultaat voor de berekening van fytoplankton is voor beide toepassingen onvoldoende om vervolgens de berekende nalevering te vergelijken met meetwaarden van opgelost fosfaat. Daar momenten van nalevering hier belangrijker zijn dan de hoogte, is vergelijking met de gemeten nalevering niet reëel.
- De volgende tijdschaal, seizoen, is in het rapport beschouwd door berekeningen en metingen van de nalevering van fosfaat te vergelijken per kwartaal. De berekende fluxen zijn realistisch, maar er zijn ook duidelijke verschillen. Vergelijking is maar ten dele mogelijk,

omdat de meetmethode uitgaat van specifieke condities, die af kunnen wijken van de situatie in het veld.

- Voor de lange termijn zijn vastleggingsprocessen, begraving en wegzijging uit de bodem van belang. Tijdens de berekeningen verandert het fosforgehalte van de bodem niet noemenswaardig. Ook hier zal er zeker het effect van bruto-resuspensie en sedimentatie optreden, met name op de begraving. Mogelijk is de periode te kort om veranderingen op te merken. Er wordt echter weinig inzicht gegeven in de grootte van deze verwijderingsprocessen ten opzichte van de netto sedimentatie van fosfor.

Al met al kan op basis van de toepassingen worden gesteld dat SWITCH in combinatie met DB in staat is met name seizoensgemiddelden te reproduceren. Door de gekozen aanpak, door beperkingen in de beschikbaarheid van metingen en ondanks de grondige analyse in het rapport, kan niet worden gesteld dat SWITCH hiermee gereed is voor brede toepassing. Met name de organische stofhuishouding verdient nadere aandacht. Gezien de diepte die veenplassen meestal hebben, verdient ook de modellering van bruto-resuspensie en sedimentatie meer aandacht. Tevens zou bij een vervolg het lange-termijn-gedrag in relatie met fysische en chemische verwijderingsprocessen meer aandacht kunnen krijgen.



BIJLAGEN:

BEKNOPTE BESCHRIJVING VAN DBS

BESCHRIJVING VAN SWITCH

BEKNOPTE BESCHRIJVING VAN DBS

A .1 What is DBS?

DBS is a model for the calculation of water quality in relation to eutrophication problems. It consists of three separate models, DELWAQ, BLOOM II and SWITCH which are coupled together.

DELWAQ is the framework for the system and is the main model to which the other models are attached. It is a water quality model which calculates the transport of substances in surface water using the advection-diffusion equation. It also contains formulations for a variety of water quality processes (e.g. nitrification, sedimentation, reaeration, etc.).

DELWAQ requires that the model region be divided into computational segments, each of which is considered to be homogeneous. Water and substances flow through the model segments, and loads and/or boundaries can add substances to a segment. The actual water flow is NOT calculated by DELWAQ, but must be defined by the user or calculated from an external hydrologic model and given as DELWAQ input. The AAD water distribution model is an appropriate model for calculating the water flow for networks.

Connected to the DELWAQ framework are the biological model BLOOM II and the bottom sediment model SWITCH. BLOOM II is an ecological model which calculates all processes directly related to algae (e.g. growth, mortality and mineralization). SWITCH is a sediment model which calculates the chemical interactions between the water column and bottom sediment, and the chemical processes occurring within the bottom sediment which consists of 4 layers.

Together, the 3 models calculate all the biological and chemical processes occurring within the water and sediment, and the fluxes of substances occurring within the water phase and between water and sediment. The algae dynamics are a central item in DBS, thus the model is well suited to the study of systems with eutrophication problems. A schematic overview of the processes within DBS is shown in Figure A.1.

One option within DBS is to use a 'simple bottom' module in place of SWITCH. The simple bottom consists of one well-mixed sediment layer which has simplified chemical processes and less storage capacity as compared to the 4 layers of SWITCH. Conservation of mass and calculation of all sediment-water fluxes are also aspects of the simple-bottom module.

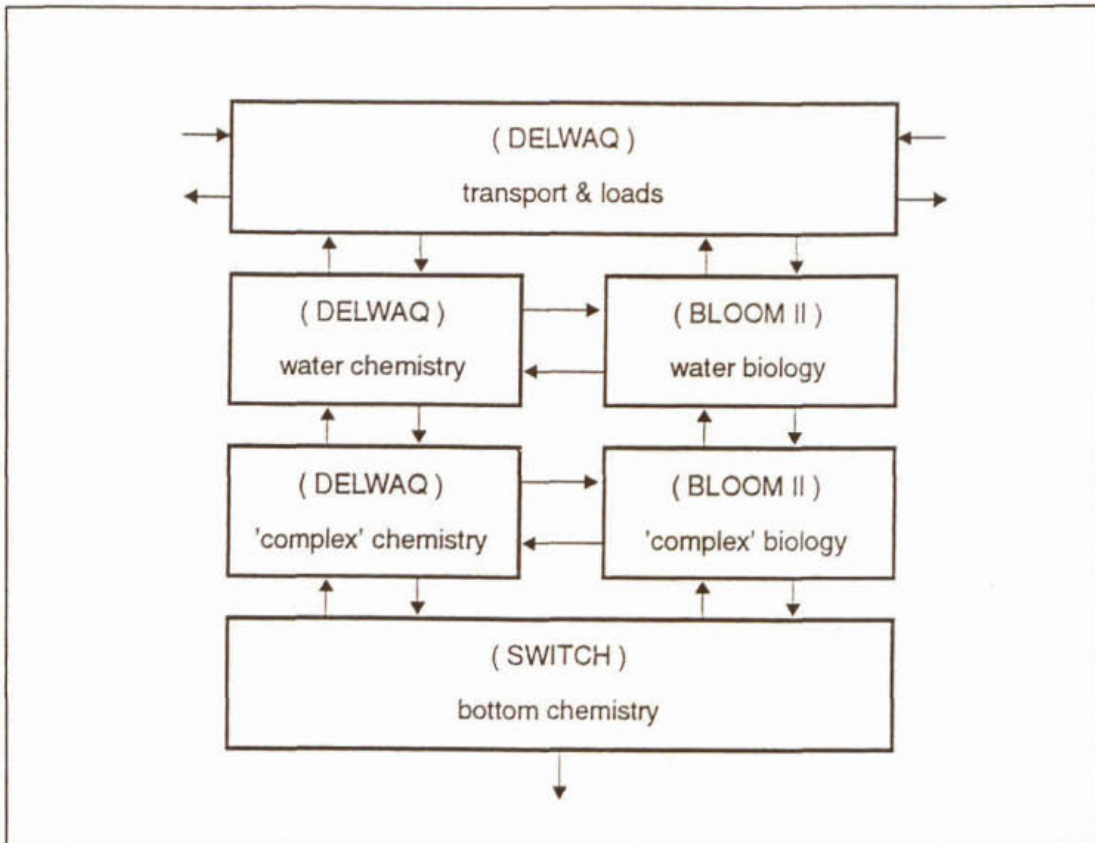


Figure A.1 Overview of the processes in DBS and the relationship between the models DELWAQ, BLOOM II and SWITCH

A .2 What does DBS do?

In simple terms, DBS as applied to networks is an accounting system for determining water quality. Given the system hydrology (water flow) and a quantification of the input loads (from direct discharges and boundary inflow), DBS calculates the fate of the substances loaded to the system due to transport and processes. The result is the calculated water concentrations over time for all of the model region (all model segments). The calculated concentrations can then be compared to water quality measurements to check the consistency of input loads and the validity of the transport and the water quality processes.

If there is a good agreement between calculated and measured concentrations, then the model provides an understanding of the system, and can then be used as a tool in the analysis of water management strategies. If there is not a good agreement between calculated and measured concentrations, then there is something incorrect in either the model input data (e.g. loads) or the calculations of transport and processes.

For a DBS simulation, the model needs the following as input:

- time dependent information: water flow, external loads, meteorology;
- time independent information: the chemical and biological system definition and the regional schematization.

One of the main features of DBS is that it not only generates output of substance concentrations (which can be compared to measured water quality), but it also gives an extensive output of the factors explaining water quality, such as mass balances (fluxes), speciation of nitrogen and phosphorous, and the limiting factors for algal growth. The output of DBS consists of the following:

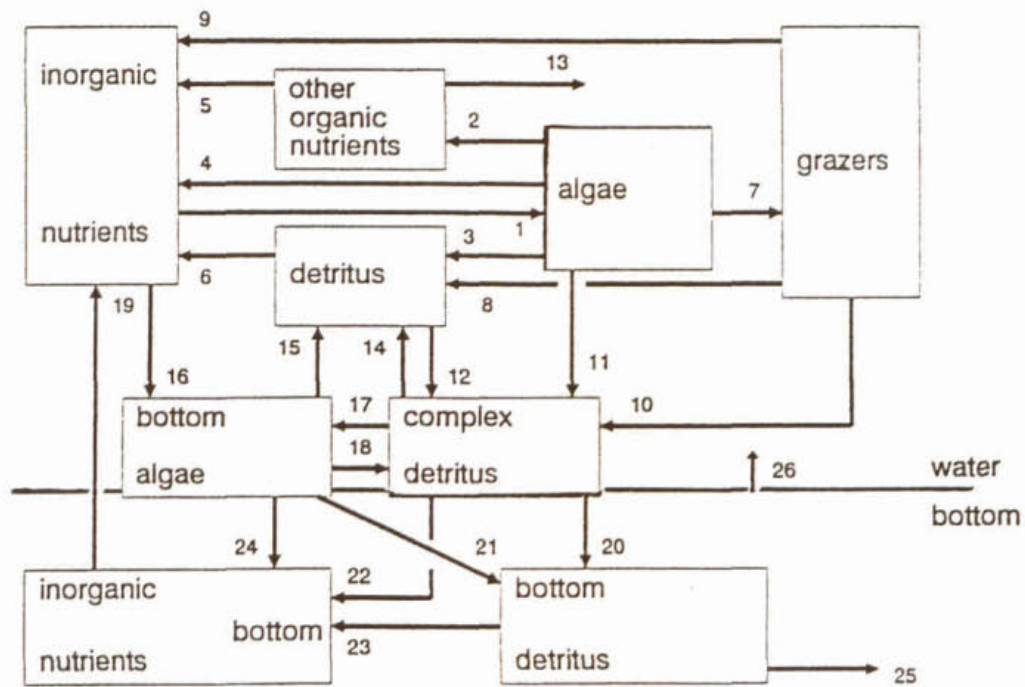
- The concentrations of various water quality variables in g/m^3 for each model segment for each selected model output time-step (usually a week or a decade)
- The speciation of nitrogen and phosphorus;
- the concentrations of 3 phytoplankton types in mgC/l and ug chlorophyll/l;
- The net primary production for phytoplankton type per decade in mgC/m^3 ;
- The limiting factors for phytoplankton growth in each region (energy, nutrients, or growth constants);
- The fluxes of various substances in g/m^3 per decade. By relating substance fluxes to specific processes, the dominant processes in a certain area or a certain time period can be identified.

A .3 Description of processes in DBS

General

The water quality within any surface water system is a function of: (1) the loading of substances to the system; (2) the transport of substances within (and out of) the system, and; (3) the biological and chemical processes acting on the substances. The water quality at any particular location is due to the interaction of all these factors.

In a network system, the factors of transport and processes have different levels of influence depending on the specific location in the network. In the canals, where residence times are often short, transport is generally the dominating factor. However, in the network regions with longer residence times, such as the lakes or deep pits, the biological and chemical processes are the dominant factor in determining the water quality. The interaction of transport and processes as simulated in DBS are shown schematically in Figure A.2.



1. Uptake of inorganic nutrients by phytoplankton. DBS assumes that ammonia is (completely) depleted first before the phytoplankton switch to nitrate.
2. Phytoplankton mortality flux to other organic substances.
3. Phytoplankton mortality flux to detritus.
4. Phytoplankton mortality flux to inorganic nutrients (autolysis). The sum of fluxes 2 + 3 + 4 equals the natural phytoplankton mortality.
5. Mineralization of other organic substances. It is assumed that this process is very slow and that it only takes place in the water column.
6. Mineralization of detritus. The actual rate depends not only on temperature, but also on the composition of detritus. It is maximal when there are sufficient nutrients relative to carbon.
7. Mortality of phytoplankton due to grazing.
8. Production of detritus due to zooplankton grazing (faeces).
9. Release of inorganic nutrients by grazers.
10. Production of complex detritus due to grazing by mussels (faeces).
11. Sedimentation of phytoplankton.
12. Sedimentation of detritus in the water phase.
13. Sedimentation of other organic nutrients, which become refractory.
14. Resuspension of complex detritus.
15. Resuspension of bottom phytoplankton.
16. Uptake of inorganic nutrients by bottom algae. This process is activated if process 17 cannot supply enough nutrients.
17. Uptake by bottom algae of dissolved nutrients released through mineralization of complex detritus in the water-bottom interphase.
18. Mortality flux of bottom algae to complex detritus.
19. Total flux of inorganic bottom nutrients to the water. This flux is influenced by all processes included within the bottom module of DBS.
20. Burial of complex detritus.
21. Burial of bottom algae.
22. Mineralization of complex detritus. For conceptual reasons this flux is handled by the bottom module; nutrients are not directly released into the surface water.
23. Mineralization of bottom detritus.
24. Part of bottom algae mortality flux to inorganic nutrients (autolysis).
25. Burial of bottom detritus. This process actually removes nutrients from the system.
26. Sediment growth. This results in dilution of the contents in sediment; usually it is set zero.

Figure A.2 The main compartments and fluxes in DBS

Biological Processes in the Water Phase

Biological processes (i.e. phytoplankton dynamics) within DBS are calculated by BLOOM II. Here, three phytoplankton groups are distinguished (in other applications of BLOOM II, the number of groups may be different):

1. diatoms,
2. green algae,
3. bluegreen algae.

An important aspect of BLOOM II is that it can model phenotype adaptations within these three groups. Each type is representative for a species under either nutrient or energy limitation. For most systems, three types are considered:

1. Phosphorus limitation (P-type).
2. Nitrogen limitation (N-type).
3. Conditions of abundant nutrients and hence ultimately energy limitations (E-type).

Every type can be distinguished by characteristics such as: growth vs. light response, temperature dependence (for growth, mortality and respiration rates), nutrient requirements, and dry weight/carbon/chlorophyll ratio. BLOOM II uses an optimization technique called linear programming to maximize the total net phytoplankton production within each computational step.

Phytoplankton growth can be limited by nutrients (nitrate and ammonium, orthophosphate, or silica) or energy (light and temperature). The availability of nutrients is calculated by DELWAQ based on loadings, transport and chemical processes. The available energy is calculated on the basis of the light irradiance to the surface water (from KNMI measurements) and the extinction of light within the water. The extinction is due to the scattering or blocking of light from particulates such as detritus, phytoplankton and/or dissolved and colloidal material within the water. The specific growth rates of each phytoplankton type and the water temperature are given as inputs to the model.

An understanding of limiting factors in BLOOM II is essential for an understanding of the model output. Mathematically, there is exactly one limiting factor (restriction) for the biomass of every algae type in the solution of BLOOM II. This is a characteristic of linear programming.

Here we will describe which factors play a role in natural phytoplankton dynamics, and how this is presented in the DBS output. For examples, we use first a system with no transport, and secondly the same system with transport.

Systems without transport of algae

When algae grow in a system with no transport, they react to time varying environmental conditions such as temperature, light and nutrient conditions. These conditions generally change gradually over the course of a year or a season. The algae species react to these environmental conditions by growing at a faster or slower rate, or by dying. The growth and mortality in turn have a further influence on the environmental conditions.

When either a nutrient or light conditions is limiting, an algae species can adapt itself to a certain extent by giving newly created cells a modified physiology (which is better adapted). This is known as *phenotype plasticity*; in *BLOOM II*, this plasticity is represented by having different 'types' within a species. The model gives limits as to how much a species can vary with its different types. It is often the case that even with these adaptations, one algae species cannot compete with another, and a new species becomes dominant. This is known as *succession*. During succession, one algae species can to a large extent die off, as another species takes its place. Finally, in such a system, one or more types survive that are nutrient or light limited. For example, two types: one phosphate and one nitrogen limited type.

The dynamics of such a system are characterized by a smooth transition between different type compositions due to gradual changes in environmental conditions. There is no longterm growth or mortality limitation.

Systems with transport of Algae

In a system with transport of algae, biomass changes can occur not only due to changes in the environmental conditions (nutrients, temperature and light), but also due to sudden discharges to or from the region.

It is possible that the composition of the incoming algae types is different from that within the system, and that new types are not suited to the local conditions. In this case, many of the new algae types will die. In the model, the algae type do not immediately all die even if they are not well adapted to the local conditions; the mortality is more gradual, and the system is 'mortality limited'.

If the incoming algae are well suited to the conditions within the area, they will grow as quickly as possible to an equilibrium condition, at which point either a nutrient or energy is limiting. Discharge of the algae from the region slows this process. By discharge of a well adapted species, the species continuously tries to grow enough to attain an equilibrium. In the model, the algae species *cannot immediately multiply to reach this equilibrium*. Production is more gradual and the system is 'growth limited.'

In summary: the time needed for algae populations to reach an equilibrium with the local environmental conditions is increased due to inflow and outflow of biomass. This is in contrast with systems which have no transport.

Chemical Processes in the Water Phase

The chemical processes calculated within DBS are based on the conservation of mass for the nutrients N, P, and Si as well as C. A summary of each of these nutrients is given below.

- Phosphorus Cycle:

The DELWAQ variables for phosphorus include:

- | | |
|---|--------|
| ● Orthophosphate | OPO4-P |
| ● Particulate inorganic phosphorus (irreversibly bound) | PAP |
| ● Particulate inorganic phosphorus (reversibly bound) | AAP |
| ● Other organic phosphorus | OOP |
| ● Phytoplankton phosphorus | ALG-P |
| ● Detritus phosphorus | DET-P |

The sum of all these substances gives the value for total phosphorus

With respect to water quality, orthophosphate concentration is the most important factor. High orthophosphate concentrations are indicative of nutrient rich water systems with high chlorophyll concentrations, dominated by bluegreen algae, with low visibility and frequent oxygen problems. Orthophosphate is the P fraction which is taken up by algae for primary production.

In many oligotrophic freshwaters, phytoplankton growth is limited by phosphorus. Thus, an increase or decrease in orthophosphate concentration can be directly converted to an increase or decrease in phytoplankton biomass. In the Netherlands, phosphate limited waters are no longer very common. In hypertrophic water, the algae biomass is so large that the water is often light (energy) limited, or there is a shortage of another nutrient, such as nitrogen or silica. Decreasing phosphate concentration is no longer a guaranty of lowering the algae biomass.

Orthophosphate can undergo equilibrium adsorption reactions to iron and calcium carbonate. In addition, it can be strongly bound to particulate iron and can come free in a slow kinetic reaction.

Phosphorus is in a number of organic forms. Phytoplankton contain phosphorus. Phytoplankton mortality releases phosphorus as detritus P (DetP). As detritus degrades, then orthophosphate is released (PO_4). A certain fraction of organic phosphorus is in a poorly degradable material (OOP).

- Nitrogen cycle:

The DELWAQ variables for nitrogen include:

- | | |
|--------------------------|-------|
| ● Nitrate | NO3-N |
| ● Ammonium | NH4-N |
| ● Other organic nitrogen | OON |
| ● Phytoplankton nitrogen | ALG-N |
| ● Detritus nitrogen | DET-N |

The sum of all these substances gives the value for total nitrogen. The sum of ammonium plus organic nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{OON} + \text{ALG-N} + \text{DET-N}$) is Kjeldahl nitrogen.

Next to phosphorus, nitrogen plays an important role in the water quality of a specific system. Specifically, in hypertrophic freshwater systems, nitrogen can be the limiting factor for phytoplankton growth. In addition, nitrogen has an important influence on the oxygen conditions of a water system.

One of the most important nitrogen species is ammonium (NH_4^+). Ammonium is formed in the decay of organic nitrogen material. Also, phytoplankton prefer to use ammonium as a nitrogen source, though in regions of low ammonium concentrations they will also take up nitrate (NO_3). Important processes in the nitrogen cycle are nitrification and denitrification. In nitrification, ammonium is converted to nitrate by nitrifying bacteria in the presence of oxygen. In denitrification, nitrate is converted to nitrogen gas (N_2) and is lost from the system. This process occurs only under anoxic conditions. In the water column, oxygen is always present, except for unusual circumstances. In contrast, the sediment bottom can often become anoxic, due to the degradation of organic material, and denitrification will occur.

-Silica cycle:

The DELWAQ variables for silica include:

- | | |
|------------------------|--------|
| ● Silicium | Si |
| ● Phytoplankton silica | ALG-Si |
| ● Detritus silica | DET-Si |
| ● Other organic silica | OOSi |

Silica is an important nutrient for diatom algae, which typically grow in the early spring.

- Oxygen:

Both on land and in the water is oxygen necessary for animal life. While on land, the concentration of oxygen in the atmosphere is relatively constant, in the water, the concentration is highly dependent on the oxygen producing and consuming processes, and can vary widely from one location to another or with time of year. Low oxygen concentrations (< 5 mg/l) cause many water quality problems: animal life is threatened, aerobic decay decreases and is replaced with anaerobic reactions.

The most important producers of oxygen are the green plants (including algae). Green plants produce oxygen in the reaction of sunlight, CO_2 , and H_2O to form glucose. In addition, the atmosphere has a regulating function on the oxygen concentration in surface water. The oxygen concentration always progresses towards an equilibrium with the atmosphere. At equilibrium, the water oxygen concentration is known as the 'saturation concentration'. This saturation concentration is dependent on the temperature and to a lesser extent, the chloride concentration. The colder the water, the higher the saturated oxygen concentration (the more oxygen can be dissolved in the water). In winter, the saturated oxygen concentration is approximately 14 mg/l, while in summer, it is approximately 8 mg/l.

The oxygen concentration always approaches the equilibrium saturation concentration. If the water concentration is above the equilibrium concentration, then oxygen is lost to the atmosphere via exchange at the surface. If the water concentration is below the equilibrium concentration, then oxygen is exchanged from the atmosphere to the water. This process of oxygen exchange between the water and the atmosphere is called reaeration.

Interface Between Water and Bottom ('Complex')

Between the water phase and bottom sediment is a thin sediment layer with a high organic content. This interface layer, known as the 'complex' is filled by sedimentation of detritus material, and by mineralization of the organic material in the underlying bottom sediment. Material from the complex is returned to the water column via mineralization and resuspension, and is transported downward to the bottom sediment layers via burial. Organisms such as bottom algae, bacteria, worms, grazers, mussels, etc. can be present in the complex layer. The effect of these organisms can be either explicitly (bottom algae and grazers) or implicitly (bacteria, worms, etc.) modelled in DBS. The bottom algae, over which relatively little is known, are in most cases strictly light limited.

The physical processes which occur between the water column, complex, and bottom are:

- sedimentation (a)
- net sedimentation (b)
- resuspension (c)
- burial (d)

These processes are shown schematically in Figure A3.

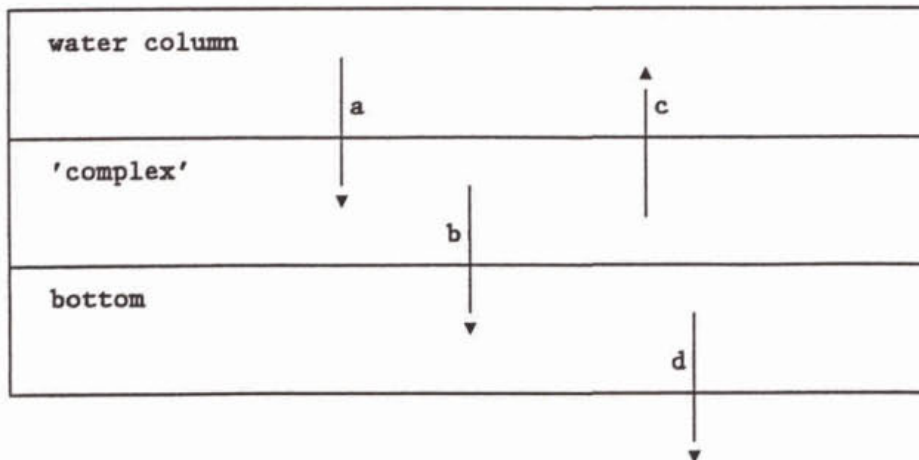


Figure A.3 Physical relation between the water column, "complex" and bottom

The biochemical processes in the 'complex' lead to the fluxes shown in Figure A.4:

- Mineralization of detritus in 'complex': this is in part taken by microphytobenthos (MFB) (a) and in part is added to the porewater (b);
- Growth of MFB: the necessary carbon and nutrients come in part from the mineralization of detritus (a) and in part from the water column (c);
- Mortality of MFB: carbon is released as complex detritus (d); the nutrients are released in part as complex detritus (d), in part as inorganic ions by autolysis (e);
- Diffusion of inorganic ions to the water column (f).

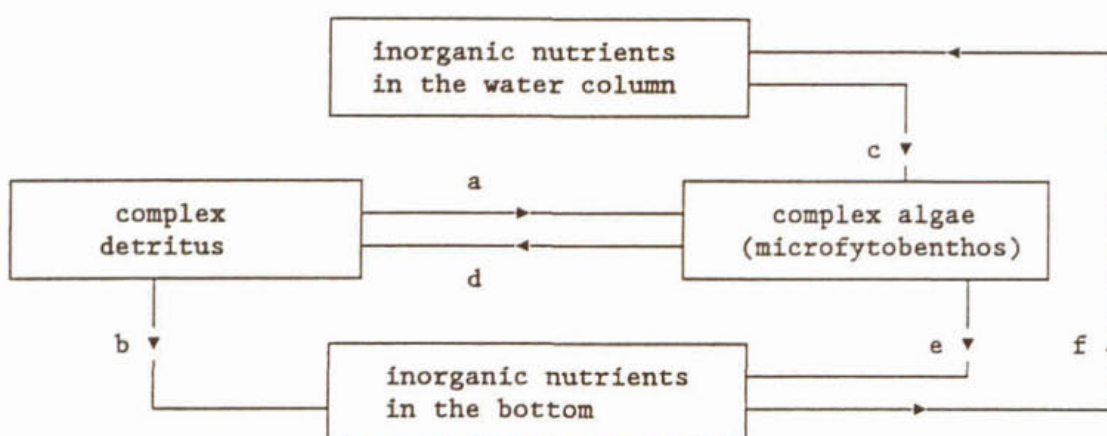


Figure A.4 Biochemical process in "complex"

Chemistry in the Bottom

The simple option for calculating bottom chemistry is to use the 'simple bottom' formulation

- In this case, the 'complex' functions as the bottom in DBS.

For full calculation of all processes occurring in the bottom, the SWITCH model is used. SWITCH simulates the exchange of organic material, nutrients, and dissolved oxygen between the sediment and the water column via the 'complex' layer. The bottom in SWITCH is schematized into 4 layers (see Figure A.5):

- aerobic layer
- denitrifying layer
- upper reduced layer
- lower reduced layer

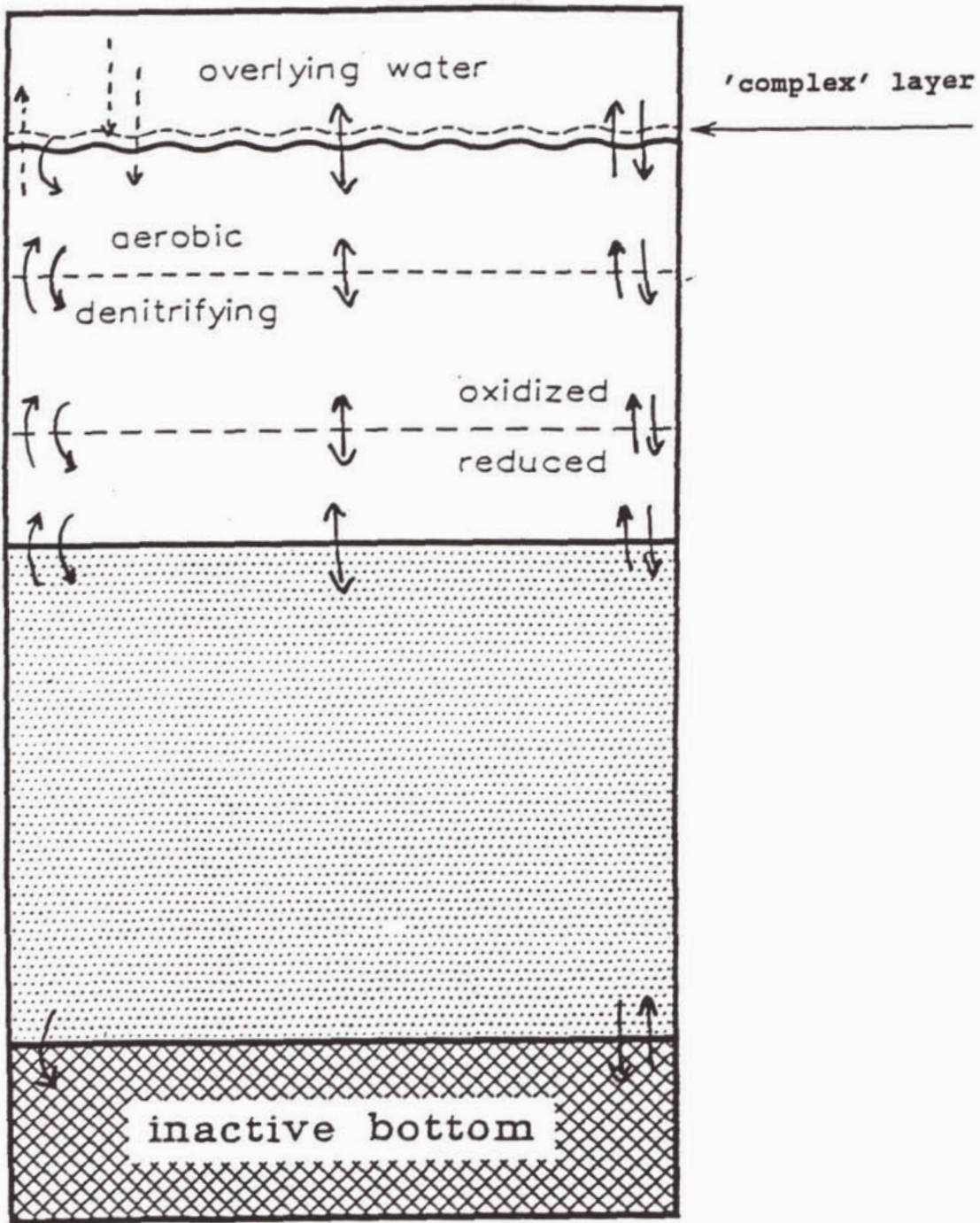


Figure A.5 Bottom schematization in SWITCH



BESCHRIJVING VAN SWITCH

B.1 Introduction

SWITCH was made as a submodel of the surface water eutrophication model DBS for the prediction of the nutrient fluxes across the sediment-water interface (DELFT HYDRAULICS, 1992). SWITCH distinguishes four sediment layers and calculates the thicknesses of the aerobic and denitrifying layers on the basis of a steady state approach. The concentrations of detritus, ammonium, nitrate, phosphate and silicate in the sediment and the pore water are simulated dynamically using mass balance equations. Details with respect to background, objectives, starting-points and formulations of SWITCH have been described in DELFT HYDRAULICS (1991a and 1994a). The first version of SWITCH and the application for Lake Veluwe have also been described by Smits and Van der Molen (1993).

The link between GEM and SWITCH is formed by the sediment-water exchange fluxes of dissolved oxygen, nutrients and organic matter. The net settling and resuspension fluxes of the particulate detritus components and adsorbed phosphate is input, whereas SWITCH delivers the oxygen and dissolved nutrient fluxes as output. Sediment layers are not present in GEM, when SWITCH is active. SWITCH acts directly on the water column, just like any other process routine.

B.2 Spatial schematization and processes

Figure B.1 depicts the vertical schematization of the 'active' sediment layer in SWITCH. An overview of the processes included in SWITCH is given in Figure B.2. The 'active' sediment layer has a constant thickness (d), and is divided in 4 sublayers. An upper layer (d_h) and a lower layer ($d_l=d_4$) have been defined in order to account for vertical characteristics such as decomposition of organic matter, dispersion and porosity. These layers are also fixed. A second partition follows from chemical differences. A thin toplayer (d_o) is oxidized, the remaining part ($d_h-d_o = d_3$, > minimal value) of the upper layer is reduced. The oxidized layer is divided in an oxygen containing layer d_1 and a denitrifying layer d_2 . Both d_1 and d_2 are variable, and are deduced from steady-state solutions of the mass balance equations for dissolved oxygen and nitrate. In order to avoid numerical problems neither d_o nor d_1 may become infinitely thin, a minimal thickness ($d_{o,m}$) has therefore been defined. However, the denitrifying layer disappears entirely, when the nitrate concentration drops below a critical value ($C_{n,c}$).

Additionally, a very thin meta-stable boundary layer has been defined, which receives the detritus settled from the overlying water and produced from microphytobenthos. From this layer detritus is incorporated in the sediment as the consequence of bioturbation. Nutrients produced from decomposition of detritus in the boundary layer or consumed in primary production by microphytobenthos are attributed or withdrawn from the oxygen containing layer. The same goes for the dissolved oxygen fluxes pertaining to these processes. The boundary layer does not affect the dispersion of dissolved substances across the sediment-water interface.

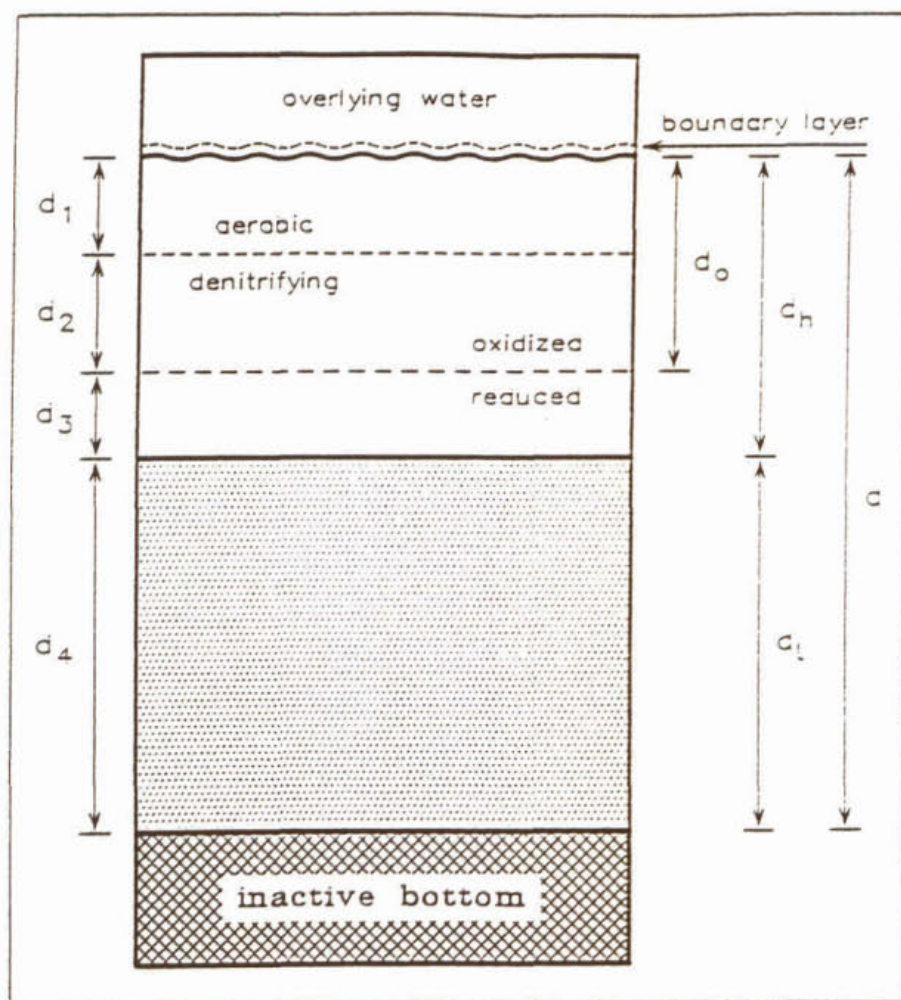


Figure B.1 The schematization of the sediment layer in SWITCH

	layer	detritus	dissolved oxygen	ammonium nitrate	dissolved silicate	phosphate
	overlying water	settling degradation	↓	dispersion	↑	settling
d ₁	aerobic	incorporation	oxidation	ammonification nitrification		mineralization adsorption dissolution
d ₂	denitrifying			denitrification		
	oxidized			ammonification		dispersion bioturbation
d ₃	reduced	degradation			dissolution	mineralization adsorption precipitation
		bioturbation		dispersion		dispersion bioturbation
d ₄		degradation		ammonification		mineralization adsorption precipitation
	inactive bottom					burial

Figure B.2 Overview of the processes included in SWITCH

B.3. The aerobic layer and the sediment oxygen demand

The thickness of the aerobic layer is dependent on the oxygen consumption rate according to the following steady-state equation:

$$d_1 = \sqrt{(2 p_1 \cdot D \cdot f_0 \cdot C_{O_0} / R_0)} \quad (B.1)$$

$$d_1 = d_{0m} \text{ if } d_1 < d_{0m}$$

in which:

C_{O_0} = oxygen concentration in the overlying water (g m^{-3})

d_{0m} = minimal thickness of the oxidized layer (m)

D = dispersion coefficient ($\text{m}^2 \text{d}^{-1}$)

f_0 = ratio of the oxygen concentrations at the upper and lower sides of the water boundary layer (-)

p = porosity (-)

R_0 = oxygen consumption rate ($\text{g m}^3 \text{bottom d}^{-1}$)

A subscript figure indicates a layer number or an interface number !

The introduction of ratio f_o relates to the existence of a relatively stagnant boundary layer in the overlying water, which contains a part of the oxygen gradient at the sediment-water interface. The oxygen concentration at the interface is a certain fraction of the average oxygen concentration in the water column.

Oxygen is consumed in the degradation of detritus in the boundary layer (complex-detritus in the terminology of DBS) and of detritus in the aerobic layer, in the nitrification and in the chemical oxidation. The oxygen consumption rate R_o is formulated as follows:

$$R_o = F_{o_b} / d_1 + ac.kc_1.Cd_1 + p_1.an.kn.Ca_1 + F_{o_c} / d_1 \quad (B.2)$$

in which:

- ac = stoichiometric constant ($gO_2 gC^{-1}$)
- an = stoichiometric constant ($gO_2 gN^{-1}$)
- Cd_1 = detritus concentration in the upper layer ($gC m^{-3}B$)
- Ca_1 = ammonium concentration in the aerobic layer ($gN m^{-3}PW$)
- F_{o_b} = oxygen consumption in the boundary layer ($gO_2 m^{-2} d^{-1}$)
- F_{o_c} = chemical oxygen demand ($gO_2 m^{-2} d^{-1}$)
- kc_1 = degradation rate of detritus in the upper layer (d^{-1})
- kn = nitrification rate (d^{-1}), equal to zero if $Co_0 = 0.0$

The oxygen consumption in the boundary layer is connected with the degradation of detritus on top of the sediments and is equal to:

$$F_{o_b} = ac.kc_b . Cd_b \quad (B.3)$$

in which:

- Cd_b = amount of complex-detritus in the boundary layer ($gC m^2$)
- kc_b = degradation rate of complex-detritus in the boundary layer (d^{-1})

The chemical oxygen demand concerns the oxidation of reduced substances, such as iron(II), manganese(II), sulphide and methane originating from the degradation of detritus in the anaerobic part of the 'active' bottom. However, the reduced substances will not be oxidized completely. A part of the sulphide resulting from sulphate reduction precipitates with iron and may accumulate in the reduced part of the sediments. Methane may escape from the sediments in gasbubbles. Consequently, the actual chemical oxygen demand is formulated as a fraction of the potential chemical oxygen demand:

$$F_{o_c} = (1-fro).ac.(kc_1.Cd_1.(d_2+d_3) + kc_4.Cd_4.d_4) \quad (B.4)$$

in which:

- fro = fraction reduced substances permanently removed or fixed (-)
- kc_4 = degradation rate of detritus in the lower layer (d^{-1})

Note that the degradation of detritus in the denitrifying layer has been included entirely in the chemical oxygen demand. This is not correct as such, since the elementary nitrogen produced by denitrification is chemically inert. It is not oxidized, but escapes from the bottom. A correction for the amount of nitrate consumed by denitrification can be made with fro. No correction was made in the second version of SWITCH.

The sediment oxygen demand is quantified with:

$$F_o = F_{o_b} + (a_c.k_c.C_d + p_1.a_n.k_n.C_{a_1}).d_1 + F_{o_c} \quad (B.5)$$

Maintaining a bottom oxygen demand under anaerobic conditions in the water column ($k_n = 0.0$!) leads to a negative oxygen concentration in the water quality model representing the surplus of reduced substances.

B.4 The denitrifying layer and nitrate

Nitrate is formed from ammonium through nitrification in the aerobic toplayer. It is subjected to vertical transport and denitrification in the zone just below this layer (Vanderborgh et al., 1977b). The thickness of the denitrifying layer follows from the (approximate) steady-state solution of the differential equation for nitrate in this layer:

$$d_2 = 2 (C_{n_1} - C_{n_c}) / C_{n_1} \cdot \sqrt{(D/kd)} \quad (B.6)$$

$$d_2 = 0.0 \text{ if } C_{n_1} \leq C_{n_c}$$

in which:

kd = first order denitrification rate (d^{-1})

C_{n_1} = nitrate concentration in the toplayer ($gN.m^{-3}$)

C_{n_c} = critical nitrate concentration ($gN.m^{-3}$)

The critical nitrate concentration is the maximal concentration at which sulphate reduction is possible, about $0.1 gN.m^{-3}$.

The nitrate concentration in the aerobic and denitrifying layers follow from:

$$\frac{dC_{n_1}}{dt} = (F_{n_b} - F_{n_0} + F_{n_1}) / (p_1.d_1) + k_n.C_{a_1} \quad (B.7)$$

with:

$$F_{n_0} = 2 p_1.D.(C_{n_1} - C_{n_0}) / (1+d_1)$$

$$F_{n_1} = - p_1.kd.C_{n_2}.d_2$$

$$C_{n2} = C_{n2} / 2$$

in which:

C_{a1} = ammonium concentration in the toplayer (gN.m^{-3})

F_{n_b} = flux from the boundary layer ($\text{gN m}^{-2} \text{d}^{-1}$)

F_{n_0} = dispersive return flux to the overlying water ($\text{gN m}^{-2} \text{d}^{-1}$)

F_{n_1} = flux to the denitrifying layer ($\text{gN m}^{-2} \text{d}^{-1}$)

l = thickness of the water boundary layer (m)

B.5 Detritus

Organic carbon

All organic matter, which settles on the sediments is considered as detritus, regardless of its origin. GEM distinguishes:

- live phytoplankton, which enters the complex-detritus pool in the boundary layer due to settling;
- dead microphytobenthos, which enters the complex-detritus pool in the boundary layer due to mortality;
- fast decomposing detritus and slow decomposing detritus, that enter the complex-detritus pool in the boundary layer as the net result of settling and resuspension; and
- refractory detritus, which enters the slow decomposing detritus pool in the lower layer due to settling.

SWITCH transfers the complex-detritus to the relatively fast decomposing sediment-detritus pool. Resuspension (if occurring) leads to reincorporation of the detritus into the water column as fast decomposing detritus. The model converts a fraction of the sediment-detritus into refractory humic matter, which is stored in the sediment.

Summarizing, detritus is subjected to settling, resuspension, incorporation from the boundary layer into the sediment, degradation, humification and burial (Berner, 1974). The degradation rate decreases while the organic matter is transported downwards in the sediment.

The concentrations of detritus in the boundary layer and the bottom layers are described with the following differential equations:

$$\frac{dC_{d_b}}{dt} = F_{d_s} - F_{d_b} - k_{c_b} \cdot C_{d_b} \quad (\text{B.8})$$

$$\frac{dC_{d_1}}{dt} = (F_{d_b} - F_{b_3} \cdot C_{d_1} + F_{d_3})/dh - k_{c_1} \cdot C_{d_1} \quad (\text{B.9})$$

$$\frac{dCd_4}{dt} = (Fxd_s + Fb_3 \cdot Cd_1 - Fd_3)/d_4 - (1+frf) \cdot kc_b \cdot Cd_4 \quad (B.10)$$

with:

$$Fd_s = sc \cdot Cd_0$$

$$Fd_b = rc \cdot Cd_b$$

$$Fb_3 = Fs - Fr \geq 0.0$$

$$Fb_4 = Fb_3 \cdot (1-p_1)/(1-p_4)$$

$$Fd_3 = 2 Db \cdot (Cd_4/(1-p_4) - Cd_1/(1-p_1)) / (dh+d_4)$$

$$Fxd_s = sc \cdot Cxd_0$$

in which:

Cd_0 = detritus concentration in the overlying water ($gC m^{-3}$)

Cd_b = amount of detritus in the boundary layer ($gC m^{-2}$)

Cd_1 = detritus concentration in the upper layer ($gC m^{-3}B$)

Cd_4 = detritus concentration in the lower layer ($gC m^{-3}B$)

Cxd_0 = refractory detritus concentration in the overlying water ($g m^{-3}$)

Db = bioturbation dispersion coefficient ($m^2 d^{-1}$)

frf = factor for the conversion of detritus into refractory organic matter (-)

Fb = burial flux based on displaced bottom volume ($m^3B m^{-2} d^{-1}$)

Fd = bioturbation flux ($gC m^{-2} d^{-1}$)

Fd_b = flux of detritus incorporated in the upper layer ($gC m^{-2} d^{-1}$)

Fd_s = flux of detritus settled from the overlying water ($gC m^{-2} d^{-1}$)

Fr = resuspension flux based on displaced bottom volume ($m^3B m^{-2} d^{-1}$)

Fs = sedimentation flux based on displaced bottom volume ($m^3B m^{-2} d^{-1}$)

kc_b = degradation rate of detritus in the boundary layer (d^{-1})

rc = rate of incorporation in the upper layer (d^{-1})

sc = sedimentation rate for detritus ($m d^{-1}$)

Fxd_s = flux of refractory detritus incorporated in the sediment ($gC m^{-2} d^{-1}$)

The amount of detritus in the boundary layer (Cd_b) is not calculated in SWITCH but in the microphytobenthos module of GEM.

Notice that the conversion of detritus into refractory organic matter has been formulated as a process that is proportional and additive to decomposition at the same time. frf can be seen as an amplification factor. $frf/(1-frf)$ delivers the fraction of the degradable organic matter that is converted into refractory organic matter.

SWITCH has only one input parameter with respect to settling and resuspension. This parameter is equal to $Fs-Fr$ and is in fact the net sedimentation/erosion rate or the burial rate in case of a positive value. Notice that the formulations in SWITCH are only valid for burial. Moreover, it is assumed that all detritus has been degraded or converted before it arrives at the lower boundary

of the 'active' bottom layer, so that burial does not remove degradable detritus from the lower layer.

Only the 'average' concentration of the refractory organic matter is calculated for the 'active' bottom. The concentration is derived from:

$$\frac{dCrd_1}{dt} = (-Fb_4.Crd_1 + frf.kc_4.Cd_4.d_4) / (dh+d_4) \quad (B.11)$$

Organic nitrogen

Similar equations have been formulated for organic nitrogen. The decomposable organic nitrogen in detritus is converted into ammonium and into refractory organic nitrogen in the following way:

$$\frac{dCnd_b}{dt} = Fnd_5 - Fnd_b - knd_b.Cnd_b \quad (B.12)$$

$$\frac{dCnd_1}{dt} = (Fnd_b - Fb_3.Cnd_1 + Fnd_3)/dh - (1+fa_1).kc_1.Cnd_1 \quad (B.13)$$

$$\frac{dCnd_4}{dt} = (Fxn_5 + Fb_3.Cnd_1 - Fnd_3)/d_4 - (1+fa_4+frf).kc_4.Cnd_4 \quad (B.14)$$

with:

$$fa_1 = (Cnd_1/Cd_1 - aa) / aa$$

$$fa_4 = (Cnd_4/Cd_4 - aa) / aa$$

$$Fnd_5 = sc.Cnd_0$$

$$Fnd_b = rc.Cnd_b$$

$$Fnd_3 = 2 Db.(Cnd_4/(1-p_4) - Cnd_1/(1-p_1)) / (dh+d_4)$$

$$Fxn_5 = sc.Cxn_0$$

in which:

aa = stoichiometric constant for nitrogen in refractory detritus (gN gC⁻¹)

Cnd₀ = detritus nitrogen concentration in the overlying water (gN m⁻³)

- Cnd_b = amount of detritus nitrogen in the boundary layer ($gN\ m^{-2}$)
 Cnd_1 = detritus nitrogen concentration in the upper layer ($gN\ m^{-3}B$)
 Cnd_4 = detritus nitrogen concentration in the lower layer ($gN\ m^{-3}B$)
 Cxn_0 = slow decomposing detritus nitrogen (OON) concentration in overlying water ($gN\ m^{-3}$)
 fa = correction factor for organic nitrogen degradation rate (-)
 Fnd = bioturbation flux ($gN\ m^{-2}\ d^{-1}$)
 Fnd_b = flux of detritus nitrogen incorporated in the upper layer ($gN\ m^{-2}\ d^{-1}$)
 Fnd_s = flux of detritus nitrogen settled from the overlying water ($gN\ m^{-2}\ d^{-1}$)
 Fxn_s = flux of slow decomposing detritus nitrogen (OON) incorp. in sediment ($gN\ m^{-2}\ d^{-1}$)
 knd_b = degradation rate of detritus nitrogen in the boundary layer (d^{-1})

The amount of detritus nitrogen in the boundary layer (Cnd_b) is not calculated in SWITCH but in the complex-module of GEM.

The degradation rates of organic nitrogen are adjusted in such a way that the organic matter is gradually stripped from nitrogen in excess of the nitrogen in refractory organic matter.

The 'sediment-average' concentration of the refractory organic nitrogen follows from:

$$\frac{dCrn_1}{dt} = (-Fb_4.Crn_1 + frf.kc_4.Cnd_4.d_4) / (dh+d_4) \quad (B.15)$$

Organic phosphorus

The following equations describe the organic phosphorus in accordance with the above:

$$\frac{dCpd_b}{dt} = Fpd_s - Fpd_b - kpd_b.Cpd_b \quad (B.16)$$

$$\frac{dCpd_1}{dt} = (Fpd_b - Fb_3.Cpd_1 + Fnd_3)/dh - (1+fp_1).kc_1.Cpd_1 \quad (B.17)$$

$$\frac{dCpd_4}{dt} = (Fxp_s + Fb_3.Cpd_1 - Fnd_3)/d_4 - (1+fp_4+frf).kc_4.Cpd_4 \quad (B.18)$$

with:

$$fp_1 = (Cpd_1/Cd_1 - ap) / ap$$

$$fp_4 = (Cpd_4/Cd_4 - ap) / ap$$

$$Fpd_s = sc.Cpd_0$$

$$Fpd_b = rc.Cpd_b$$

$$Fpd_3 = 2 Db.(Cpd_4/(1-p_4) - Cpd_1/(1-p_1)) / (dh+d_4)$$

$$Fxp_s = sc.Cxp_0$$

in which:

ap = stoichiometric constant for phosphorus in refractory detritus ($gP\ gC^{-1}$)

Cpd_0 = detritus phosphorus concentration in the overlying water ($gP\ m^{-3}$)

Cpd_b = amount of detritus phosphorus in the boundary layer ($gP\ m^{-2}$)

Cpd_1 = detritus phosphorus concentration in the upper layer ($gP\ m^{-3}B$)

Cpd_4 = detritus phosphorus concentration in the lower layer ($gP\ m^{-3}B$)

Cxp_0 = slow decomposing detritus phosphorus (OOP) concentration overlying water ($gP\ m^{-3}$)

fp = correction factor for organic phosphorus degradation rate (-)

Fpd = bioturbation flux ($gP\ m^{-2}\ d^{-1}$)

Fpd_b = flux of detritus phosphorus incorporated in the upper layer ($gP\ m^{-2}\ d^{-1}$)

Fpd_s = flux of detritus phosphorus settled from the overlying water ($gP\ m^{-2}\ d^{-1}$)

Fxp_s = flux of slow decomp. detritus phosphorus (OOP) incorp. in sediment ($gP\ m^{-2}\ d^{-1}$)

kpd_b = degradation rate of detritus phosphorus in the boundary layer (d^{-1})

The amount of detritus phosphorus in the boundary layer (Cpd_b) is not calculated in SWITCH but in the complex-module of GEM.

The 'sediment-average' concentration of the refractory organic phosphorus follows from:

$$\frac{dCp_1}{dt} = (-Fb_4.Cp_1 + frf.kc_4.Cpd_4.d_4) / (dh+d_4) \quad (B.19)$$

B.6 Ammonium

Ammonium is released the degradation of detritus and is nitrified by bacteria under aerobic conditions (Berner, 1974; Vanderborcht et al., 1977b). Ammonium adsorbs to a certain extent to clays in the sediments. The adsorption equilibrium is pH dependent. It is estimated that about 25 to 50 % of the ammonium present in silty sediments may be adsorbed (partition coefficient ≈ 1). This is a relatively small quantity compared to the high turn-over rates of ammonium in sediments. Thus, the adsorption offers only a small buffering capacity, which implies that no large mass fluxes are involved in the adsorption of ammonium. A change of ammonification is quickly followed by a proportional change of the ammonium concentration in the pore water. It is therefore justified to ignore the adsorption of ammonium in SWITCH.

The ammonium concentrations in the aerobic toplayer, the remaining part of the upper layer (d_2+d_3) and the lower reduced layer (dl) are described with:

$$\frac{dCa_1}{dt} = (Fa_b - Fa_0 + Fa_1 + Fas_0 - Fas_1)/(p_1 \cdot d_1) + (1+fa_1) \cdot kc_1 \cdot Cnd_1/p_1 - kn \cdot Ca_1 \quad (B.20)$$

$$\frac{dCa_2}{dt} = (-Fa_1 + Fa_3 + Fas_1 - Fas_3)/(p_1 \cdot (d_2+d_3)) + (1+fa_1) \cdot kc_1 \cdot Cnd_1/p_1 \quad (B.21)$$

$$\frac{dCa_4}{dt} = (-Fa_3 + Fas_3 - Fas_4)/(p_4 \cdot d_4) + (1+fa_4) \cdot kc_4 \cdot Cnd_4/p_4 \quad (B.22)$$

with:

$$Fa_b = knd_b \cdot Cd_b$$

$$Fa_0 = 2 p_1 \cdot D \cdot (Ca_1 - Ca_0) / (l+d_1)$$

$$Fa_1 = 2 p_1 \cdot D \cdot (Ca_2 - Ca_1) / d_0$$

$$Fa_3 = (p_1+p_4) \cdot D \cdot (Ca_4 - Ca_2) / (d-d_1)$$

$$Fas_0 = -vs \cdot Ca_0 \text{ if } vs < 0.0$$

$$Fas_1 = -vs \cdot Ca_1$$

$$Fas_3 = -vs \cdot Ca_2$$

$$Fas_0 = -vs \cdot Ca_1 \text{ if } vs > 0.0$$

$$Fas_1 = -vs \cdot Ca_2$$

$$Fas_3 = -vs \cdot Ca_4$$

$$Fas_4 = -vs \cdot Ca_4$$

in which:

$$Fa_b = \text{flux from degradation detritus in boundary layer (gN m}^{-2} \text{ d}^{-1})$$

$$Fa_0 = \text{dispersive return flux to the overlying water (gN m}^{-2} \text{ d}^{-1})$$

$$Fa_{1-3} = \text{dispersive flux between two adjacent layers (gN m}^{-2} \text{ d}^{-1})$$

$$Fas_0 = \text{seepage flux at the sediment-water interface (gN m}^{-2} \text{ d}^{-1})$$

$$Fas_{1-3} = \text{seepage flux between two adjacent layers (gN m}^{-2} \text{ d}^{-1})$$

$$Fas_4 = \text{seepage flux at the lower boundary (gN m}^{-2} \text{ d}^{-1})$$

$$knd_b = \text{degradation rate of detritus nitrogen in the boundary layer (d}^{-1})$$

$$vs = \text{seepage velocity (m d}^{-1})$$

It is assumed that no dispersive transport occurs across the interface of the 'active' and 'inactive' parts of the bottom. The assumption implies that the concentration of a dissolved substance is the same at both sides of the lower boundary of the bottom in the model. It is a reasonable assumption when seasonal variations in the concentration of a dissolved substance is small at the lower boundary. Moreover, a long-term shift in the ammonium concentration in the 'inactive' bottom does hardly affect the sediment-water exchange fluxes.

SWITCH stops nitrification ($k_n=0.0$) when the dissolved oxygen concentration in the water column is equal to or less than 0.0.

B.7 Phosphate

Bacterial activity liberates phosphate from organic matter just like ammonium. In contrast with ammonium, phosphate adsorbs strongly to several components of the sediments, the hydroxides of iron(III) and aluminum in particular. Iron(III) hydroxide is present in a relatively high concentration in the oxidized layer, where it is stable. The concentration declines at the interface of the oxidized and reduced layers and goes down further in the reduced layer under the influence of reduction processes. Consequently, the adsorption is much stronger in the oxidized layer than in the reduced layer (Van Raaphorst et al., 1988; Brinkman and Van Raaphorst, 1986; Lyklema, 1980; Berner, 1974).

Phosphate also precipitates in minerals, the identity of which has not been determined unequivocally (DELFT HYDRAULICS, 1994b). Vivianite (iron(II)phosphate) is being mentioned as the main mineral, but vivianite is not stable under oxidized conditions. Apatite (calcium phosphate) may be present as a stable mineral in marine water sediments. Coprecipitation with several carbonates and sulphides is also possible.

SWITCH assumes equilibrium for the adsorption process, whereas precipitation and dissolution are formulated as slow processes. The assumption of equilibrium has the advantage, that only inorganic phosphate and precipitated phosphate need to be calculated explicitly on the basis of mass balances. The dissolved and adsorbed phosphate concentrations follow from the equilibrium condition for adsorption. The following four fractions are distinguished:

$$\begin{aligned} C_{pp} &= f_{pp} \cdot C_p && \text{(B.23)} \\ C_{mp} &= f_{mp} \cdot C_p \\ C_{dp} &= f_{dp} \cdot C_p/p \\ C_{ap} &= f_{ap} \cdot C_p \end{aligned}$$

$$f_{ap} + f_{dp} + f_{pp} + f_{mp} = 1$$

in which:

$$\begin{aligned} C_p &= \text{total inorganic phosphate concentration (gP m}^{-3}\text{B)} \\ C_{ap} &= \text{adsorbed phosphate concentration (gP m}^{-3}\text{B)} \\ C_{dp} &= \text{dissolved phosphate concentration (gP m}^{-3}\text{PW)} \\ C_{mp} &= \text{concentration of phosphate in a stable mineral (gP m}^{-3}\text{B)} \\ C_{pp} &= \text{concentration of phosphate in vivianite (gP m}^{-3}\text{B)} \end{aligned}$$

fap	= adsorbed fraction (-)
fdp	= dissolved fraction (-)
fmp	= stable mineral fraction (-)
fpp	= vivianite fraction (-)

These fractions are relevant for the mass balance equation for total inorganic phosphate, because the processes affect only one or two of the fractions.

The mineral phosphate fractions can be determined after solution of the mass balance equations for these components. The precipitation process is formulated with first order kinetics. The driving force is the difference between the actual concentration and the saturation concentration of ortho-phosphate dissolved in the pore water. In principle, the latter may be determined from the solubility product of the phosphate mineral, when its identity has been established. No distinction was made between the precipitation rates and the saturation concentrations of vivianite and the stable mineral, as the in-situ properties of these minerals are unknown. The precipitation rate is a function of the driving force, the nature of which depends on the rate limiting mechanism. The function is linear when diffusion to the surface of the mineral is the rate limiting process. In case that the surface reaction is rate limiting, the function may be non-linear. However, the assumption of simple first order reaction kinetics ignoring the role of coprecipitants seems reasonable in this stage, considering that the precipitation rate has not yet been determined accurately and that the dissolved iron concentration is not simulated.

The development of the concentrations of the stable mineral phosphate is described with:

$$\frac{dC_{mp_1}}{dt} = + p_1 \cdot f_m \cdot k_p \cdot (fdp_1 \cdot C_{p_1}/p_1 - Cdp_s) + \quad (B.24)$$

$$(-Fr \cdot f_{mp_1} \cdot C_{p_1} - Fb_2 \cdot f_{mp_1} \cdot C_{p_1}) / do +$$

$$2 Db \cdot (f_{mp_3} \cdot C_{p_3} - f_{mp_1} \cdot C_{p_1}) / (1-p_1) / (do+d_3) / do$$

$$\frac{dC_{mp_3}}{dt} = + p_1 \cdot f_m \cdot k_p \cdot (fdp_3 \cdot C_{p_3}/p_1 - Cdp_s) + \quad (B.25)$$

$$(Fb_2 \cdot f_{mp_1} \cdot C_{p_1} - Fb_3 \cdot f_{mp_3} \cdot C_{p_3}) / d_3 -$$

$$2 Db \cdot (f_{mp_3} \cdot C_{p_3} - f_{mp_1} \cdot C_{p_1}) / (1-p_1) / (do+d_3) / d_3 +$$

$$2 Db \cdot (f_{mp_4} \cdot C_{p_4}/(1-p_4) - f_{mp_3} \cdot C_{p_3}/(1-p_1)) / (d_3+d_4) / d_3$$

$$\frac{dC_{mp_4}}{dt} = + p_4 \cdot f_m \cdot k_p \cdot (fdp_4 \cdot C_{p_4}/p_4 - Cdp_s) + \quad (B.26)$$

$$(Fb_3 \cdot f_{mp_3} \cdot C_{p_3} - Fb_4 \cdot f_{mp_4} \cdot C_{p_4}) / d_4 -$$

$$2 Db \cdot (f_{mp_4} \cdot C_{p_4}/(1-p_4) - f_{mp_3} \cdot C_{p_3}/(1-p_1)) / (d_3+d_4) / d_4$$

in which:

- C_{dp_s} = saturation concentration for dissolved ortho-phosphate ($\text{gP m}^{-3}\text{PW}$)
 f_m = fraction of precipitated phosphorus stored in the stable mineral (-)
 Fr = resuspension flux based on bottom volume ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
 k_p = precipitation rate (d^{-1})

Vivianite forms in the reduced parts of the sediments. It dissolves gradually when transported into the oxidized layer by means of bioturbation of the sediments. This hypothesis can be justified as follows:

- Vivianite (iron(II) phosphate) is unstable under oxidized conditions (Lijklema, 1980).
- The concentration of dissolved Fe(II), and in some parts also the concentration of dissolved ortho-phosphate, is much higher in the reduced layer than in the oxidized layer. The solubility product is probably only exceeded in the reduced layer.

The formulation of the dissolution process is not straight forward. The dissolution is probably characterized by two steps: a) the oxidation of dissolved Fe^{2+} , b) the dissolution of vivianite at a very low dissolved Fe^{2+} -concentration. The driving force may therefore be the difference between the Fe^{2+} -concentration near the vivianite crystals and the average dissolved Fe^{2+} -concentration. The latter may approximately be equal to zero, due to oxidation.

The dissolution rate may then be formulated as follows:

$$R_{dis} = k_{dis} \cdot C_{pp} \cdot C_{fe} \quad (\text{B.27})$$

in which:

- C_{fe} = the dissolved Fe^{2+} -concentration near the surface of vivianite crystals (gFe m^{-3})
 k_{dis} = the (second order) dissolution rate constant ($\text{m}^3 \text{gFe}^{-1} \text{d}^{-1}$)
 R_{dis} = the dissolution rate ($\text{gP m}^{-3} \text{d}^{-1}$)

The dissolved Fe^{2+} -concentration near the surface of the crystals is calculated from the solubility product (equilibrium constant) and the dissolved phosphate concentration with:

$$C_{fe} = (L_s / C_{dp}^2)^{0.33} \quad (\text{B.28})$$

in which:

- L_s = solubility product of vivianite

Equations B.27-28 have been combined to make the dissolution rate dependent on the dissolved phosphate concentration (power -0.67). The solubility product becomes an implicit part of the dissolution rate constant. The resulting formulation meets the demand that the dissolution process slows down when the dissolved phosphate concentration increases.

The mass balances for phosphate in vivianite in three layers are:

$$\begin{aligned} \frac{dC_{pp1}}{dt} &= -kdp \cdot f_{pp1} \cdot C_{p1} \cdot (fd_{p1} \cdot C_{p1}/p_1)^{0.67} + \\ &(-Fr \cdot f_{pp1} \cdot C_{p1} - Fb_2 \cdot f_{pp1} \cdot C_{p1}) / do + \\ &2 Db \cdot (f_{pp3} \cdot C_{p3} - f_{pp1} \cdot C_{p1}) / (1-p_1) / (do+d_3) / do \end{aligned} \quad (B.29)$$

$$\begin{aligned} \frac{dC_{pp3}}{dt} &= +p_1 \cdot kp \cdot (fd_{p3} \cdot C_{p3}/p_1 - Cdp_3) + \\ &(Fb_2 \cdot f_{pp1} \cdot C_{p1} - Fb_3 \cdot f_{pp3} \cdot C_{p3}) / d_3 - \\ &2 Db \cdot (f_{pp3} \cdot C_{p3} - f_{pp1} \cdot C_{p1}) / (1-p_1) / (do+d_3) / d_3 + \\ &2 Db \cdot (f_{pp4} \cdot C_{p4}/(1-p_4) - f_{pp3} \cdot C_{p3}/(1-p_1)) / (d_3+d_4) / d_3 \end{aligned} \quad (B.30)$$

$$\begin{aligned} \frac{dC_{pp4}}{dt} &= +p_4 \cdot kp \cdot (fd_{p4} \cdot C_{p4}/p_4 - Cdp_4) + \\ &(Fb_3 \cdot f_{pp3} \cdot C_{p3} - Fb_4 \cdot f_{pp4} \cdot C_{p4}) / d_4 - \\ &2 Db \cdot (f_{pp4} \cdot C_{p4}/(1-p_4) - f_{pp3} \cdot C_{p3}/(1-p_1)) / (d_3+d_4) / d_4 \end{aligned} \quad (B.31)$$

in which:

$$kdp = \text{dissolution rate (m}^{-2.01} \text{ gP}^{0.67} \text{ d}^{-1}\text{)}$$

The dissolved fraction can be derived from the following Langmuir adsorption isotherm:

$$C_{ap} = C_{am} \cdot C_{dp} / (K_s + C_{dp}) \quad (B.32)$$

$$C_{am} = C_{ac} \cdot (1-p) \cdot W_s$$

in which:

$$C_{ac} = \text{adsorption capacity (gP kg}^{-1} \text{DM)}$$

$$C_{am} = \text{maximal concentration of adsorbed phosphate (gP m}^{-3} \text{B)}$$

$$K_s = \text{half saturation concentration (gP m}^{-3} \text{PW)}$$

$$W_s = \text{specific weight of the sediments (kg m}^{-3}\text{)}$$

The adsorption capacity depends on the oxidized iron (III) and aluminum contents of the sediments. This sediment property is different for the oxidized layer and the reduced layer. The oxidized iron content and (therefore) the adsorption capacity decrease in a downward direction. Iron(III) is reduced to iron(II) in connection with the degradation of organic matter. The oxidized iron gradient is smoothed by bioturbation of the sediment, which results in upward transport of iron(II) formed in the reduced layer and in downward transport of iron(III) formed in the oxidized layer. Moreover, the adsorption capacities change in time due to changes of the temperature dependent rates of degradation of organic matter and bioturbation. Both processes affect the position of the interface between the layers and the amounts of oxidized iron present in the layers. This is taken into account in SWITCH, whereas the dependency on pH and salinity of the adsorption parameters is not considered explicitly.

Tentative simulations with the complex chemical model HADES showed that the iron(III) contents of the oxidized layer and the reduced layer are related to the thickness of the oxidized layer (DELFT HYDRAULICS, 1991b). The adsorption capacity increases with increasing thickness of the oxidized layer. However, it has not been possible yet to formulate this relation deterministically. Empirical relations, determined by means of model calibration for Lake Veluwe, have been introduced in SWITCH in stead. The relations used in SWITCH are:

$$\begin{aligned}
 Cam_1 &= fac_1.Cac.(1-p_1).Ws && (B.33) \\
 Cam_3 &= fac_1.fac_3.Cac.(1-p_1).Ws \\
 Cam_4 &= 0.5 fac_4.Cac.(1-p_4).Ws \\
 \\
 fac_1 &= ((d_1+d_2) / 0.005)^{0.25} \\
 fac_3 &= ((d_1+d_2) / dh)^{0.25} \\
 fac_4 &= dh / (dh+d_4)
 \end{aligned}$$

in which:

- Cam₁ = maximal concentration of adsorbed phosphate in the oxidized layer (gP m⁻³B)
- Cam₃ = maximal concentration of adsorbed phosphate in the upper reduced layer (gP m⁻³B)
- Cam₄ = maximal concentration of adsorbed phosphate in the lower reduced layer (gP m⁻³B)
- Cac = time average adsorption capacity of the oxidized layer (gP kg⁻¹DM)
- fac = empirical factor linking up the ads. capacity with layer thickness (-)

The adsorption capacity of the oxidized layer becomes bigger than the 'average' capacity (Cac) when the thickness of the oxidized layer becomes bigger than 0.005 m, which is about half the maximal thickness of the oxidized layer. The adsorption capacities of the reduced layers depend also on the values of dh and d₄ (input parameters for SWITCH). The thicker the reduced layers are, the smaller their depth average adsorption capacities are. This is logical considering the fact that the capacity decreases with depth.

An earlier approach, which defined the adsorption capacities of reduced layers as constant fractions of the adsorption capacity of the oxidized layer, is also available in SWITCH as an alternative option.

A quadratic equation in f_{dp} is obtained when equation B.32 is substituted in equations B.23. The positive root is:

$$f_{dp} = \frac{[(1-f_{mp}-f_{pp}).C_p - p.K_s - C_{am} + \sqrt{\{((1-f_{mp}-f_{pp}).C_p - p.K_s - C_{am})^2 + 4(1-f_{mp}-f_{pp}).C_p.p.K_s\}}]}{2 C_p} \quad (B.34)$$

Having defined all four phosphate fractions, the mass balances for total inorganic phosphate in the oxidized layer, the upper reduced layer and the lower reduced layer have been formulated as follows:

$$\frac{dC_{p1}}{dt} = (F_{pb} + F_{ps} - F_{p0} + F_{p2} + F_{ps0} - F_{ps2} - Fr.C_{p1} + F_{pd2} - F_{b2}.C_{p1}) / d_o + (1+f_{p1}).k_{c1}.C_{pd1} \quad (B.35)$$

$$\frac{dC_{p3}}{dt} = (-F_{p2} + F_{p3} + F_{ps2} - F_{ps3} - F_{pd2} + F_{pd3} + F_{b2}.C_{p1} - F_{b3}.C_{p3}) / d_3 + (1+f_{p1}).k_{c1}.C_{pd1} \quad (B.36)$$

$$\frac{dC_{p4}}{dt} = (-F_{p3} + F_{ps3} - F_{ps4} - F_{pd3} + F_{b3}.C_{p3} - F_{b4}.C_{p4}) / d_4 + (1+f_{p4}).k_{c4}.C_{pd4} \quad (B.37)$$

with:

$$F_{pb} = k_{pd_b}.C_{pd_b}$$

$$F_{p0} = 2 p_1.D. (f_{dp1}.C_{p1}/p_1 - f_{dp0}.C_{p0}) / (1+d_o)$$

$$F_{p2} = 2 D. (f_{dp3}.C_{p3} - f_{dp1}.C_{p1}) / (d_o+d_3)$$

$$F_{p3} = (p_1+p_4).D. (f_{dp4}.C_{p4}/p_4 - f_{dp3}.C_{p3}/p_1) / (d_3+d_4)$$

$$F_{pd2} = 2 D_b. ((f_{pp3}+f_{ap3}).C_{p3} - f_{ap1}.C_{p1}) / (1-p_1) / (d_o+d_3)$$

$$F_{pd_3} = 2 D_b \cdot ((f_{pp_4} + f_{ap_4}) \cdot C_{p_4} / (1 - p_4) - (f_{pp_3} + f_{ap_3}) \cdot C_{p_3} / (1 - p_1)) / (d_3 + d_4)$$

$$F_{ps_0} = -vs \cdot f_{dp_0} \cdot C_{p_0} / p_1 \text{ if } vs < 0.0$$

$$F_{ps_2} = -vs \cdot f_{dp_1} \cdot C_{p_1} / p_1$$

$$F_{ps_3} = -vs \cdot f_{dp_3} \cdot C_{p_3} / p_1$$

$$F_{ps_0} = -vs \cdot f_{dp_1} \cdot C_{p_1} / p_1 \text{ if } vs > 0.0$$

$$F_{ps_2} = -vs \cdot f_{dp_3} \cdot C_{p_3} / p_1$$

$$F_{ps_3} = -vs \cdot f_{dp_4} \cdot C_{p_4} / p_4$$

$$F_{ps_4} = -vs \cdot f_{dp_4} \cdot C_{p_4} / p_4$$

in which:

$$F_b = \text{burial flux based on bottom volume (m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{)}$$

$$F_r = \text{resuspension flux based on bottom volume (m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{)}$$

$$F_{p_b} = \text{flux from degradation detritus in boundary layer (gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{)}$$

$$F_{p_s} = \text{sedimentation flux of adsorbed phosphate (gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{)}$$

$$F_{p_0} = \text{dispersive return flux to the overlying water (gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{)}$$

$$F_{p_{2,3}} = \text{dispersive flux between two adjacent layers (gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{)}$$

$$F_{pd_{2,3}} = \text{bioturbation flux between two adjacent layers (gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{)}$$

$$F_{ps_0} = \text{seepage flux at the sediment-water interface (gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{)}$$

$$F_{ps_{2,3}} = \text{seepage flux between two adjacent layers (gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{)}$$

$$F_{ps_4} = \text{seepage flux at the lower boundary (gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{)}$$

The resuspension of phosphate is taken into account explicitly, because of the importance for the phosphate budget in the overlying water. Phosphate adsorbed to resuspended sediments may desorb in the water column.

B.8 Silicate

Reactive silicate enters the sediment primarily in the form of opal silicate, the remains of diatom skeletons. Opal silicate dissolves gradually, because pore water is undersaturated with respect to silicate. The process is retarded by coating of the particles with minerals of iron and aluminum. Dissolved silicate may adsorb onto aluminum silicates and may precipitate in stable minerals (Berner, 1974; Vanderborgh et al., 1977a; Schink and Guinasso, 1978). Because all these processes are very slow and poorly understood, it was decided to include in SWITCH only the dissolution process.

Furthermore it is assumed that opal silicate is present in abundance in estuarine sediment. This seems a reasonable assumption considering the high productivity of diatoms and the slowness of the dissolution process. The rate is then only dependent on the difference between the saturation concentration and the actual dissolved concentration of silicate.

Sublayers are not distinguished with respect to silicate. The mass balance of dissolved silicate in the pore water of the sediment is:

$$\frac{dC_{s_1}}{dt} = (F_{s_b} - F_{s_0} + F_{ss_0} - F_{ss_4}) / (p_a \cdot d) - k_s \cdot (C_{s_1} - C_{s_s}) \quad (\text{B.38})$$

with:

$$p_a = (p_1 \cdot dh + p_4 \cdot dl) / d$$

$$F_{s_0} = 2 p_a \cdot D \cdot (C_{s_1} - C_{s_0}) / (1 + dh)$$

$$F_{ss_0} = -v_s \cdot C_{s_0} \text{ if } v_s < 0.0$$

$$= -v_s \cdot C_{s_1} \text{ if } v_s > 0.0$$

$$F_{ss_4} = -v_s \cdot C_{s_1}$$

in which:

$$C_{s_1} = \text{dissolved silicate concentration (gSi} \cdot \text{m}^{-3}\text{)}$$

$$C_{s_s} = \text{saturation dissolved silicate concentration (gSi} \cdot \text{m}^{-3}\text{)}$$

$$F_{s_b} = \text{dissolution flux of opal silicate in the boundary layer (gSi m}^{-2} \text{d}^{-1}\text{)}$$

$$F_{s_0} = \text{dispersive return flux to the overlying water (gSi m}^{-2} \text{d}^{-1}\text{)}$$

$$F_{ss_0} = \text{seepage flux at the sediment-water interface (gSi m}^{-2} \text{d}^{-1}\text{)}$$

$$F_{ss_4} = \text{seepage flux at the lower boundary (gSi m}^{-2} \text{d}^{-1}\text{)}$$

$$k_s = \text{dissolution rate (d}^{-1}\text{)}$$

$$p_a = \text{average porosity (-)}$$

B.9 Temperature dependency and dispersion

All process rates are temperature dependent according to:

$$k = k^{20} \cdot kt^{(T-20)} \quad (\text{B.39})$$

in which:

$$k = \text{first order process rate (d}^{-1}\text{)}$$

$$k^{20} = \text{first order process rate at 20 } ^\circ\text{C (d}^{-1}\text{)}$$

$$kt = \text{temperature coefficient (-)}$$

Temperature coefficients vary between 1.04 and 1.09.

Dispersion in the pore water is the result of molecular diffusion and bio-irrigation. The dispersion coefficient is defined as:

$$D = D_m + (bt-1).D_m \quad (B.40)$$

in which:

- D = dispersion coefficient ($m^2.d^{-1}$)
 D_m = molecular diffusion coefficient ($m^2.d^{-1}$)
 bt = amplification factor for bio-irrigation (-)

The amplification factor can be provided to the model as a sinus function with a period of one year and a maximum in the summer. The dispersion coefficient for bioturbation (D_b) can be assigned a similar function.

B.10 References

Berner, R.A., 1974.

Kinetic models for the early diagenesis of nitrogen, sulphur, phosphorus and silicon in anoxic marine sediments.

In: E.D. Goldberg (ed.), *The Sea: Marine Chemistry*, Vol. 5, John Wiley & Sons, New York, pp. 427-450.

Brinkman, A.G., and W. van Raaphorst, 1986.

De fosfaathuishouding van het Veluwemeer (in Dutch).

Thesis, Twente University, The Netherlands.

DELFT HYDRAULICS / WL, 1994a.

Switch, a model for sediment-water exchange of nutrients; Part 3: Reformulation and recalibration for Lake Veluwe.

Research report T584. J.G.C. Smits.

DELFT HYDRAULICS / WL, 1994b.

Fosfaat mineralen in waterbodems: Literatuur studie en analyse van veldgegevens (in Dutch).

Research report T584. N.M. de Rooij and J.J.G. Zwolsman.

DELFT HYDRAULICS / WL, 1992.

Process formulations DBS (in Dutch)

Documentation report T542.

DELFT HYDRAULICS / WL, 1991a.

Switch, a model for sediment-water exchange of nutrients; Part 1: Formulation; Part 2: Calibration/Application for Lake Veluwe.

Research report T542/T584. J.G.C. Smits.

DELFT HYDRAULICS / WL, 1991b.

HADES; Ontwikkeling en verkennende berekeningen (in Dutch).
Research report T584, N.M. de Rooij.

Lijklema, L., 1980.

Interaction of ortho-phosphate with iron(III) and aluminum hydroxides.
Envir. Sci. Technol. 14: pp. 537-541.

Schink, D.R., and N.L. Guinasso, 1978.

Effects of bioturbation on sediment seawater interaction.
Mar. Geology 23: 133-154.

Smits, J.G.C., and D.T. van der Molen, 1993.

Application of SWITCH, a model for sediment-water exchange of nutrients, to Lake Veluwe in the Netherlands.
Hydrobiologia 253: 281-300.

Vanderborght, J.P., R. Wollast and G. Billen, 1977a.

Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments: Part I. Mass transfer properties and silica diagenesis.
Limnol. Oceanogr. 22: 787-793.

Vanderborght, J.P., R. Wollast & G. Billen, 1977b.

Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments, Part II; Nitrogen diagenesis.
Limnol. Oceanogr. 22: 794-803.

Van Raaphorst, W., P. Ruardij and A.G. Brinkman, 1988.

The assessment of benthic phosphorus regeneration in an estuarine ecosystem model. In: The Ecosystem of the Western Wadden Sea: Field Research and Mathematical modelling.
Netherlands Institute for Sea Research, Texel, pp. 23-36.



