IVM Instituut voor Milieuvraagstukken

Effect klimaatsverandering op de water- en nutriëntenhuishouding van veenpolders

Een samenvatting voor de praktijk

Fritz Hellmann, Jan E. Vermaat

Rapport R-10/10
December 2010



vrije Universiteit amsterdam



IVM
Instituut voor Milieuvraagstukken
Vrije Universiteit Amsterdam
De Boelelaan 1087
1081 HV AMSTERDAM
T +31-20-598 9555
F +31-20-598 9553
E info@ivm.vu.nl

Copyright © 2010, Instituut voor Milieuvraagstukken
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke wijze ook, zonder voorgaande schriftelijke toestemming van de houder van het auteursrecht.

Inhoud

Samenvatting **5**

1 Inleiding **7**

2 KNMI klimaatsscenarion's **9**

3 Modelbeschrijving **11**

3.1 Algemene modelbeschrijving 11
3.2 Inputparameters en modelfuncties waterkwantiteit 12
3.3 Inputparameters en modelfuncties waterkwaliteit 14
3.4 Calibratie 15

4 Resultaten **17**

4.1 Calibratie met twee bestaande polders 17
4.2 Waterpeil in de Hellematen 17
4.3 Grondwaterpeil in de Hellematen 17
4.4 Nutriëntenconcentraties in de Hellematen 17

5 Discussie **25**

Literatuur **27**

Bijlage A **29**

Bijlage B **33**

Bijlage C **35**

Samenvatting

In Nederlandse veenweidegebieden hangen landgebruik, waterdynamiek, waterkwaliteit en broeikasgasemissies sterk samen. Klimaatsverandering grijpt op alle vier in, maar de onderlinge samenhang is complex en de richting en mate waarin het klimaat verandert onzeker. Het KNMI heeft geprobeerd de bandbreedte van de mogelijke klimaatveranderingen in te vullen middels vier scenario's. Deze scenario's verschillen aanzienlijk. In deze studie zijn de relevante processen bijeen gebracht in een waterkwantiteits- en kwaliteitsmodel van een imaginaire veenweidepolder, gedimensioneerd in SOBEK met gegevens van een reeks werkelijk bestaande polders in Nederland. Het model is ruimtelijk expliciet en combineert een realistische verdeling van land en water, watergangen en pompcapaciteit met landgebruikskarakteristieken, drainage en mineralenhuishouding van een melkveehouderijpolder. Het model is gebruikt om de consequenties van klimaatsveranderingen door te rekenen voor waterpeil, grondwaterpeil en fluxen van stikstof en fosfaat, gebaseerd op tijdsseries (2036-2065) van de twee meest extreme KNMI klimaatscenario's, namelijk G en W+.

De modelberekeningen laten een relatief klein verschil zien in waterpeil tussen de scenario's en de huidige situatie -zelfs bij het extreme W+ scenario. Dit suggereert dat het waterpeil niet veel zal veranderen vergeleken met de huidige situatie, en dat de inlaat van gebiedsvreemd water om het polderpeil 's zomers te handhaven niet per sé hoeft toe te nemen. Er wordt een gering verschil berekend in grondwaterpeil tussen scenario G en de huidige situatie, maar dit verschil is aanzienlijk groter in het W+ scenario – vooral in het najaar. Hoewel deze daling in grondwaterpeil in het W+ scenario zeker fors is, is dit waarschijnlijk geen groot probleem voor het huidige landgebruik (n.l. veeteelt). Wel kan deze daling van het (nazomers) grondwaterpeil de veenoxidatie flink laten toenemen. Dit kan de huidige problemen met bodemdaling verslechteren en resulteren in verhoogde broeikasgasemissies en nutriëntenmineralisatie. De modelberekeningen laten een gering verschil zien in stikstof en fosfaatconcentraties tussen de huidige situatie en scenario G. Bij het W+ scenario vertoonden de nutriëntenconcentraties echter een frappant verschil: de stikstofconcentratie gaat omhoog terwijl de fosfaatconcentratie omlaag gaat, met name in de nazomer. Aangezien de veranderingen in neerslag- en verdampingspatroon grofweg hetzelfde effect op beide nutriënten zouden moeten hebben, zal het verschil dus veroorzaakt moeten worden door de gemodelleerde waterbewegings- en waterkwaliteitsprocessen. Waarschijnlijk zorgt de verminderde stroomsnelheid in het W+ scenario voor een verhoogde sedimentatie van (geadsorbeerde) fosfaat en drukt de fosfaatconcentratie omlaag. Sedimentatie is minder belangrijk in de stikstofcyclus, de toegnomen totaal N concentraties die met name in de zomer worden voorspeld voor W+ zijn dus waarschijnlijk het gevolg van een verminderde uitlaat gekoppeld aan verhoogde aanvoer door mineralisatie en mogelijk een onderschatting van de denitrificatie.

Voorwoord

Dit verslag is een product van het BSIK-KvR project ME5 'The effect of the spatial arrangement of wetlands on water quality improvement and carbon sequestration'. Het fungeert ook als een uitgebreide handreiking naar de praktische waterbeheerder. De waterschappen Waternet, Rivierenland, Rijnland, Groot-Salland en Fryslan hebben belangeloos hun gegevens met ons gedeeld. Waternet stelde SOBEK materiaal ter beschikking en de SOBEK Helpdesk heeft ons ter zijde gestaan bij geregeld optredende modelleerproblemen. Binnen ME5 hebben we prettig samengewerkt met Bart Hoorens,

Andre Dias en Rien Aerts. Maarten Ouboter, Elmar van Veenendaal, Arina Schrier-Uijl en Christy Verbeek hebben ons inhoudelijk uitstekend geholpen.

1 Inleiding

Inmiddels bestaat er weinig twijfel meer over dat het klimaat in Nederland de komende decennia zal veranderen (Van den Hurk et al., 2006). Hoe het precies zal gaan is echter onzeker, en het KNMI heeft geprobeerd de bandbreedte van deze onzekerheid in te vullen met behulp van vier scenario's (Van den Hurk et al., 2006). Deze vier klimaatsscenario's beschrijven vier plausibele, intern consistente combinaties van veranderingen in temperatuur en neerslagverdeling over het jaar. De onderlinge verschillen zijn echter aanzienlijk. Dit kan forse consequenties hebben voor het landgebruik en het daarvoor noodzakelijke waterbeheer in laag Nederland, maar ook voor de daaruit voortvloeiende broeikasgasemissies, onder andere uit de mineraliserende veenbodems. Waarschijnlijk hangen deze emissies zowel sterk af van het waterpeilregiem (Nykanen et al, 1998; Dias et al., 2010; Schrier-Uijl et al. 2010), als van de kwaliteit van het oppervlaktewater (Barnard et al., 2005; Verhoeven et al., 2006). Juist door de onderlinge samenhangen is het lastig recht-toe-rechtaan voorspellingen te doen van de uitwerking van klimaatsveranderingen. Voor dat doel zijn in deze studie de relevante processen bijeen gebracht in een waterkwantiteits- en kwaliteitsmodel van een imaginaire veenweidepolder, de Hellematen. Dit model is gedimensioneerd in SOBEK 2.11.002 (WLDelft, 2009) op basis van gegevens uit een reeks werkelijk bestaande polders in Nederland (zie Vermaat & Hellmann, 2010). Het is ruimtelijk expliciet en combineert een realistische verdeling van land en water, een realistische dimensionering van watergangen en pompcapaciteit met landgebruikskarakteristieken, drainage en mineralenhuishouding van een melkveehouderijpolder (vgl. Van Beek, 2007). Het model is geconstrueerd om de consequenties van klimaatsscenario's door te rekenen. Na calibratie en validatie, presenteren we hier de uitkomsten van een reeks "wat zou er gebeuren als…"-berekeningen met de Hellematen, waarbij we dertig jaar omspannende tijdsseries (2036-2065) van de twee meest extreme KNMI klimaatscenario's steeds als invoer gebruikten. We hebben de volgende vragen geprobeerd te beantwoorden:

1. Wat is het effect van klimaatverandering op de waterhuishouding van de 'gemiddelde' Nederlandse polder?
2. Wat is het effect van klimaatverandering op de fluxen van stikstof en fosfaat in de 'gemiddelde' Nederlandse polder?
3. Wat is het effect van dit alles op landgebruik?

In dit rapport schetsen we eerst kort de kern van de twee KNMI klimaatsscenario's die we hebben gebruikt. Daarna beschrijven we het SOBEK model de Hellematen en gebruiken we het om chloride en nutriëntenconcentraties voor twee bestaande polders door te rekenen. De gemodelleerde concentraties zullen vergeleken worden met meetgegevens om uit te vinden of de aanpak en modelsettings zoals gebruikt voor de Hellematen een waarheidsgetrouw beeld opleveren (i.e. calibratie). Hierna zullen we het model gebruiken om de klimaatscenario's door te rekenen voor de Hellematen en bespreken we de belangrijkste modeluitkomsten. Ten slotte trekken we hieruit conclusies voor het toekomstige landgebruik en waterbeheer in veenweidepolders in laag Nederland.

2 KNMI klimaatsscenarion's

Het KNMI heeft 4 verschillende klimaatscenario's ontwikkeld (Van den Hurk et al., 2006). Deze scenario's geven 4 verschillende, contrasterende richtingen weer waarin het Nederlandse klimaat zich kan ontwikkelen. Het belangrijkste onderscheid tussen deze scenario's is het al dan niet veranderen van de bestaande luchtstromingspatronen, en de hoogte van de verwachte temperatuurstijging (respectievelijk +1°C en +2°C; zie tabel 1). De verschillen in aannames tussen de scenario's resulteren in verschillen in o.a. de berekende gemiddelde zomer/wintertemperatuur, koudste/warmste zomer/winterdag en gemiddelde zomer/winterneerslag. Van deze 4 scenario's blijkt dat scenario G over het algemeen het dichtste bij de huidige situatie blijft, terwijl scenario W+ de grootste verschillen met de huidige situatie laat zien. Omdat scenario G en W+ dus de volledige 'bandbreedte' van de verwachte klimaatveranderingen weergeven, hebben we ons tot deze twee beperkt.

De benodigde meteorologische input voor het model werd verkregen met het KNMI transformatieprogramma voor tijdreeksen van klimaatscenario's door het transformeren van het weer van een (willekeurige) bestaande periode op basis van één van de vier KNMI klimaatscenario's (http://climexp.knmi.nl/Scenarios_monthly/). De aldus verkregen meteorologische data zijn dan ook geen voorspelling van het weer in de toekomst op een bepaalde dag of jaar, maar geven een algemeen, gemiddeld beeld van het weer in de toekomst verkregen door het weer van een bestaande periode 'aan te passen' op basis van de verwachte klimaatveranderingen. In ons geval is het weer van de bestaande periode 1976-2005 verschoven naar de periode 2036-2065. Omdat de getransformeerde periodes direct zijn afgeleid van de periode 1976-2036 is het model tevens doorgerekend voor 1976-2005 op basis van 'echte' meetgegevens zodat scenario-uitkomsten van 2036-2065 zinvol vergeleken kunnen worden met die van 1976-2005.

Voor de modelberekeningen zijn de volgende meteorologische gegevens van scenario G en W+ nodig als input voor de modelberekeningen: neerslag (mm/dag), verdamping (mm/dag), windrichting (°), windsterkte (m/s), watertemperatuur (°C) en straling (W/m^2). Neerslag is expliciet beschreven voor elk klimaatscenario. Verdamping is berekend door 4% extra verdamping te veronderstellen voor elke graad temperatuur stijging (Van Acker en Moens, 2000). Windrichting en windsterkte worden verwacht niet sterk te zullen gaan veranderen als gevolg van klimaatverandering vergeleken met de huidige situatie (Van den Hurk et al., 2006). Voor de periode 2036-2065 is daarom de windrichting en windsterkte van de periode 1976-2005 genomen. De watertemperatuur voor de periode 2036-2065 is berekend op basis van de luchttemperatuur voor de periode 2036-2065 in elk klimaatscenario en een berekende statistische relatie tussen lucht- en watertemperatuur. Deze relatie tussen lucht- en watertemperatuur is berekend met een lineaire regressie tussen gemeten lucht- en watertemperatuur uit een beschikbare dataset voor poldersloten (R^2=0.87, $p < 0.001$, n=602, gegevens Waternet poldersloten en weteringen, 1988-2005). Deze relatie is als volgt: watertemperatuur = 1.05 + 1.04 * luchttemperatuur.

Tevens is aangenomen dat de hoeveelheid straling in de periode 2036-2065 niet sterk zal verschillen van de huidige straling, en daarom is de straling van de periode 1976-2005 genomen voor de periode 2036-2065.

Tabel 1. Belangrijkste aannames plus verwachte verschillen in klimaatverandering (vergeleken met het jaar 1990) tussen de KNMI scenarios (KNMI, 2006).

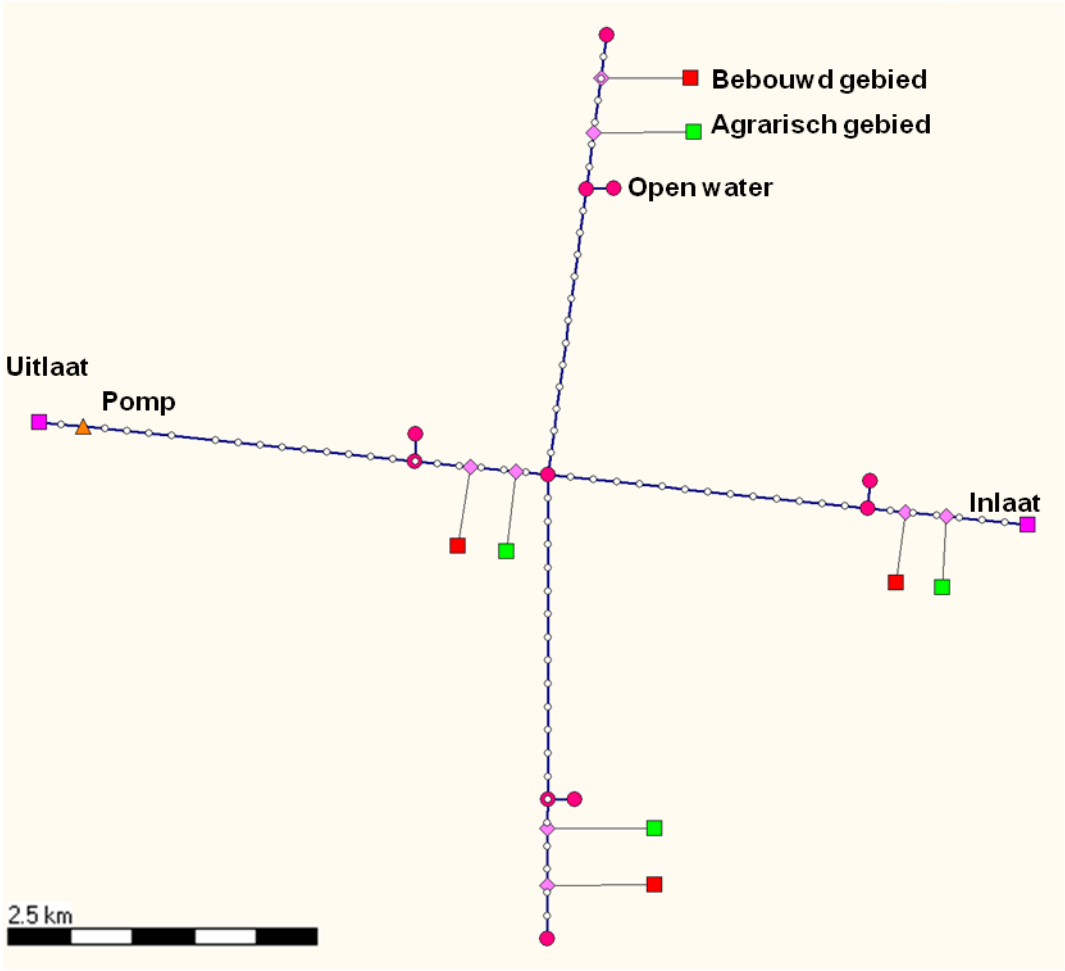
	G	G+	W	W+
Aannames:				
Veranderingen in luchtstroming	Nee	Ja	Nee	Ja
Temperatuurstijging	+1.0°C	+1.0°C	+2.0°C	+2.0°C
Winter:				
Gemiddelde temperatuur	+0.9°C	+1.1°C	+1.8°C	+2.3°C
Koudste winterdag	+1.0°C	+1.5°C	+2.1°C	+2.9°C
Gemiddelde neerslag	+4%	+7%	+7%	+14%
Zomer:				
Gemiddelde temperatuur	+0.9°C	+1.4°C	+1.7°C	+2.8°C
Warmste zomerdag	+1.0°C	+1.9°C	+2.1°C	+3.8°C
Gemiddelde neerslag	+3%	-10%	+6%	-19%

3 Modelbeschrijving

3.1 Algemene modelbeschrijving

De modelschematisatie bestaat uit 4 hoofdwatergangen die in het midden met elkaar verbonden zijn (fig. 1). De modelschematisatie heeft een inlaat en een uitlaat. Overtollig water wordt naar de uitlaat gepompt. Elke hoofdwatergang verzorgt de afwatering van een deel van de polder, dat zowel uit agrarisch als bebouwd gebied bestaat maar ook uit open water. Voor al deze gebieden wordt per tijdstap van 2 uur de afwatering op de hoofdwatergang berekend gebaseerd op neerslag, verdamping, waterberging op land, infiltratiecapaciteit, drainage, en netto kwel/wegzijging. In het geval dat er een negatieve afwatering berekend wordt, wordt er water onttrokken uit de hoofdwatergang. Op basis van het aandeel van iedere flux (d.w.z. neerslag, verdamping, etc.) in het afwateringswater en de geschatte nutriëntenconcentraties van iedere flux wordt de nutriëntenconcentratie in het afwateringswater berekend.

Elke hoofdwatergang bestaat uit meerdere secties van 100 m. Voor de secties van de hoofdwatergangen wordt het watertransport per tijdstap berekend, onder meer gebaseerd op de dimensies van de watergang, waterpeil, inlaat en de genoemde afwatering van agrarisch en bebouwd gebied. Er wordt hierbij tevens rekening gehouden met neerslag, verdamping, kwel, en wegzijging direct in de hoofdwatergang zelf. De nutriëntenconcentratie wordt voor elke sectie van de hoofdwatergang berekend per tijdstap van 2 uur op basis van de verschillende waterfracties (o.a. inlaatwater, afwatering agrarisch gebied, afwatering bebouwd gebied) waaruit het water in de sectie uit opgebouwd is en de nutriëntenconcentraties van elke waterfractie. Tevens worden hierbij de belangrijke waterkwaliteitsprocessen doorgerekend zoals nitrificatie en denitrificatie (stikstof), adsorptie (fosfaat), mineralisatie (stikstof en fosfaat), en algengroei en -mortaliteit (stikstof en fosfaat). Wel moet hierbij worden opgemerkt dat veel waterkwaliteitsprocessen die in het sediment plaatsvinden niet door het model worden gemodelleerd (o.a. uitwisseling van fosfaat tussen sediment en waterkolom en denitrificatie in het sediment worden niet gemodelleerd). Ook veronderstelt SOBEK dat algen planktonisch zijn. Benthische algen en waterplanten worden niet als aparte eenheden gemodelleerd zoals bijvoorbeeld in PCDitch (vgl. Janse en Van Puijenbroek, 1998). Er vindt sedimentatie van algen en organisch materiaal naar het sediment plaats, maar sedimentatie wordt in SOBEK als een ‘output term’ beschouwd waardoor materiaal en nutriënten na sedimentatie niet meer terug de waterkolom in kunnen komen.



Figuur 1. Schematisatie van het waterkwantiteits en -kwaliteits model van de imaginaire veenweidepolder.

3.2 Inputparameters en modelfuncties waterkwantiteit

Landgebruik, waterbalans en nutriëntenbalans van de imaginaire veenweidepolder zijn afgeleid van de gegevens van een reeks werkelijk bestaande polders in Nederland. Van deze gegevens is het gemiddelde berekend en deze is gebruikt om de imaginaire veenweidepolder te definiëren (zie tabel 2, 3 en 4; de originele gegevens zijn beschreven in Vermaat en Hellmann, 2010). Slootpeil en polderniveau van de imaginaire veenweidepolder zijn eveneens gebaseerd op het gemiddelde van deze reeks bestaande polders, maar breedte, diepte, en lengte van de hoofdwatergang van de imaginaire veenweidepolder zijn geschat met Van Strien et al. (1991), Nol et al. (2008), eigen ongepubliceerde waarnemingen, en 'expert kennis '.

De belangrijkste hydrologische modelfuncties zijn beschreven in Annex 1, waarbij aangemerkt moet worden dat het modelleren van de waterstroming tussen aangrenzende secties van de hoofdwatergangen gebeurd door middel van de continuïteits- en momentvergelijkingen, en waarbij oppervlakkige afstroming, drainage en infiltratie vanuit open water worden berekend door middel van de De Zeeuw-Hellinga vergelijking (WLDelft, 2009). Voor een aantal belangrijke modelparameters betreffende oppervlakkige afstroming, drainage, infiltratie en waterberging op land zijn aannames gedaan op basis van 'expert knowledge', als ook voor de maalcapaciteit

voor de imaginaire veenweidepolder (Annex 2). De waterstand waarbij het gemaal aan/uitgaat is bepaald door middel van calibratie: iteratief is die waterstand gezocht waarbij het uitgelaten volume water gelijk was aan de uitlaatterm in de waterbalans. Aangezien het binnen de gebruikte software niet mogelijk was om zowel kwel als wegzijging voor het landoppervlakte te gebruiken is een netto kwel term gebruikt. Kwel en wegzijging in de hoofdwatergangen zijn wel apart gemodelleerd. Een verdere aanname is dat er geen kwel optreedt in bebouwd gebied.

Tabel 2. Landgebruik van de imaginaire veenweidepolder (gebaseerd op Vermaat en Hellmann, 2010) en van de 2 bestaande polders die zijn gebruikt in de calibratie van het model.

	Imaginaire veenweidepolder	**Hilversumse Bovenmeent**	**Nieuwe Keverdijkse Polder**
Agrarisch gebied (ha)	3000	227	857
Bebouwd gebied (ha)	310	1.4	33
Open water (ha)	530	20.6	54
Totaal oppervlakte (ha)	3900	249	944

Tabel 3. Dimensies van de imaginaire veenweidepolder (gebaseerd op Vermaat en Hellmann, 2010).

Dimensies:	
Slootpeil	-1.63 m NAP
Polderniveau	-1.08 m NAP
Breedte hoofdwatergang	5.0 m
Diepte hoofwatergang	1.00 m
Lengte hoofdwatergang	10500 m

Tabel 4. Nutrientenbalans van de imaginaire veenweidepolder (gebaseerd op Vermaat en Hellmann, 2010).

Nutrientenbalans:	**Stikstof (N) in kg ha^{-1} jaar^{-1}**	**Fosfaat (P) in kg ha^{-1} jaar^{-1}**
Atmospherische depositie	+ 21.08	+0.63
Kwel	+ 3.48	+0.41
Inlaat	+ 3.27	+0.50
Landbouw	+ 197.70	+18.80
Mineralisatie	+ 94.30	+5.34
Opbrengen bagger	+ 8.89	+3.90
N_2-fixatie	+ 3.44	0
Volatisatie	- 4.35	0

Nutrientenbalans:	Stikstof (N) in kg ha^{-1} $jaar^{-1}$	Fosfaat (P) in kg ha^{-1} $jaar^{-1}$
Wegzijging	- 4.56	- 0.58
Uitlaat	- 14.36	- 3.53
Landbouw	- 209.00	- 18.80
Denitrificatie	- 95.20	0

3.3 Inputparameters en modelfuncties waterkwaliteit

De nutriëntenconcentratie wordt per tijdstap van 2 uur voor elke sectie van de hoofdwatergang apart berekend op basis van de verschillende waterfracties in een sectie en de respectievelijke nutriëntenconcentraties van elke waterfractie. Tevens worden hierbij de belangrijke waterkwaliteitsprocessen doorgerekend zoals nitrificatie en denitrificatie (stikstof), adsorptie (fosfaat), mineralisatie (stikstof en fosfaat), en algengroei (stikstof en fosfaat). Voor de modelparameters en functies van deze waterkwaliteitsprocessen zijn voor het merendeel de standaardwaardes van de waterkwaliteitsmodule van SOBEK 2.11.002 (WL-DELFT, 2009) gebruikt (zie voor een overzicht Annex 3). Uitzonderingen hierop zijn de distributie-coëfficiënt van opgeloste anorganisch fosfaat (PO_4) vs. geadsorbeerde fosfaat (AAP), zuurstofverbruik in sediment (sediment oxygen demand: SOD) en de sterftesnelheid van algen. Deze parameters zijn aangepast om gesimuleerde waardes beter in overeenstemming te krijgen met gemeten waardes tijdens de calibratie van het model in 2 bestaande veenweidepolders, en ze zijn vervolgens ook gebruikt voor de modelberekeningen van de Hellematen. De distributie-coëfficiënt van PO_4 vs. AAP is veranderd van 0.5 in 0.85, SOD is verhoogd van nul naar 0.6 g O_2/m^2/dag en de sterftesnelheid van algen is van 0.35 naar 1.3 (per dag) verhoogd.

Inlaatconcentraties van stikstof en fosfaat zijn gebaseerd op de inlaat van deze nutriënten in de nutriëntenbalans van de imaginaire veenweidepolder. Omdat deze nutriëntenbalans uitsluitend de totale hoeveelheid stikstof en fosfaat, en niet de verschillende vormen van stikstof en fosfaat- in het inlaatwater geeft, zijn hier noodzakelijkerwijs aannames over gedaan. Aangenomen is dat de totale hoeveelheid stikstof verdeeld is over nitraat (NO_3), ammonium (NH_4), detritus (detN) en algen (algN) in de ratio 5: 5.7: 15.6: 1. De verdeling van fosfor over detritus (detP), PO_4, AAP en algen (algP) is gesteld op 5: 22: 1: 1 en is gebaseerd op de default instellingen van SOBEK, waterkwaliteitsgegevens van Waternet, Van Beek (2007), en ‘expert-kennis’.

De hoofdwatergangen ontvangen afwateringswater uit zowel agrarisch als bebouwd gebied. De nutriëntenconcentratie van afwateringswater uit bebouwd gebied is gelijkgesteld aan de nutriëntenconcentratie van neerslag zoals berekend in genoemde nutriëntenbalans van Vermaat en Hellmann (2009). Dit is gebaseerd op de aannames dat er geen kwel optreedt in bebouwd gebied en dat er een gescheiden rioleringssysteem is waardoor bij overstorten geen grote nutriëntenflux naar het oppervlaktewater plaatsvindt. Hierdoor is neerslag de belangrijkste flux wat betreft waterkwaliteit. Overigens wordt hierbij aangenomen dat stikstof en fosfaat in neerslag slechts als NO_3 en PO_4 voorkomen.

Afwateringswater vanuit het landelijk gebied bestaat uit meerdere fluxen. Op basis van het aandeel van iedere flux in het afwateringswater en de geschatte nutriëntenconcentraties van iedere flux wordt de nutriëntenconcentratie in het afwateringswater berekend. Neerslag, kwel en wegzijging zijn de belangrijkste fluxen.

Aangezien het in de gebruikte SOBEK-versie niet mogelijk is om zowel kwel als wegzijging voor het landelijk gebied te gebruiken, is er een netto kwel term gebruikt. Deze netto kwel term was volgens onze water- en nutriëntenbalans voor een gemiddelde polder negatief. Nutriëntenconcentraties van kwel en wegzijging waren in de berekende nutriëntenbalans voor een gemiddelde polder min of meer vergelijkbaar waardoor de onnauwkeurigheid door deze aanpak niet sterk is toegenomen.

Afspoeling van nutriënten vanuit de landbouw wordt apart gemodelleerd. De totale vracht van nutriënten naar het oppervlaktewater door afspoeling is berekend vanuit de nutriëntenbalans, waarin de verschillende inputtermen van zowel stikstof als fosfaat zijn geschat voor de imaginaire veenweidepolder. Op basis van deze inputtermen is het soil surface surplus van respectievelijk stikstof en fosfaat berekenend volgens Van Beek et al. (2009). Op basis van het soil surface surplus is daarna ook de totale vracht aan nutriënten door afspoeling naar het oppervlakte water berekend voor een veenweidebodem volgens Van Beek et al. (2009). Het soil surface surplus voor stikstof en fosfaat van de imaginaire veenweidepolder is berekend op respectievelijk 115.54 kgN/ha/jaar en 10.28 kgP/ha/jaar. Op basis van de door Van Beek et al. (2009) berekende relatie komt dit neer op een jaarlijkse afspoeling van 33.9 kgN/ha/jaar en 10.28 kgP/ha/jaar. De aanname is gedaan dat deze nutriënten afspoelen gedurende de periode september– mei.

3.4 Calibratie

De beschreven modelsettings zijn gebruikt om de nutriëntenconcentraties te simuleren in twee echte Nederlandse veenweidepolders, n.l. de Hilversumse Bovenmeent en de Nieuwe Keverdijkse Polder. SOBEK modellen voor deze polders zijn gebaseerd op uitsnedes uit een groter SOBEL model voor het afvoergebied van de Gravelandse Boezem van Waternet. Voor de Hilversumse Bovenmeent en Nieuwe Keverdijkse Polder zijn de Cl^-, totaal-P en totaal-N concentraties gesimuleerd voor respectievelijk de jaren 2003-2004 en 2000-2004, waarbij bestaande meteorologische gegevens zijn gebruikt als input. Tevens zijn bestaande gegevens omtrent de hoeveelheid en kwaliteit van ingelaten water en kwel als input gebruikt, en is de emissie van nutriënten vanuit het (agrarisch) intensief gebruikte grasland naar het oppervlaktewater geschat op basis van de methode van Van Beek et al. (2009) zoals beschreven in paragraaf 3.3. De gesimuleerde concentraties Cl^-, totaal-N en totaal-P zijn vervolgens vergeleken met gemeten waardes voor dezelfde periode.

4 Resultaten

4.1 Calibratie met twee bestaande polders

De gemodelleerde Cl^- concentraties op een punt vlak voor de uitlaat liggen in beide polders redelijk dicht bij de gemeten waarden (fig. 2), wat aangeeft dat de belangrijkste waterfluxen correct gemodelleerd worden. Totaal-N wordt in de Hilversumse Bovenmeent correct gemodelleerd, maar de gemodelleerde concentraties wijken in de Nieuwe Keverdijkse Polder aanzienlijk af van de gemeten waarden. De verschillen zijn vooral te vinden in een incorrecte simulatie van de seizoensdynamiek, maar de orde van grootte klopt redelijk. Ditzelfde geldt ook voor de gemodelleerde totale P concentraties in beide polders: de seizoensdynamiek wordt weliswaar niet goed gesimuleerd, maar de orde van grootte klopt wel redelijk met de gemeten waarden.

De discrepantie in de seizoensdynamiek van totaal-N en -P is waarschijnlijk te wijten aan het feit dat onderwatervegetatie met de SOBEK waterkwaliteitsmodule slechts benaderd kan worden met fytoplankton. De aanzienlijke lengte aan watergangen in deze polders leidt waarschijnlijk tot grotere retentie dan gemodelleerd wordt. Toch klopt de orde van grootte van de gesimuleerde concentraties wel redelijk met de gemeten concentraties en de gekozen modelaanpak en -settings lijken dan ook een redelijk waarheidsgetrouw beeld op te leveren van de belangrijkste waterkwantiteits en -kwaliteitsprocessen. Grote verschillen in nutriëntenconcentraties in de Hellematen door klimaatsverandering zullen dan ook waarschijnlijk wel opvallen met de gekozen modelaanpak.

4.2 Waterpeil in de Hellematen

Gemodelleerde waterpeilen voor het scenario G en de periode 1976-2005 verschillen nauwelijks, terwijl het scenario W+ extremere fluctuaties vertoont en een wat groter verschil laat zien met de huidige situatie. Hierbij valt vooral op dat het waterpeil in scenario W+ in de 2^e helft van het jaar lager uitvalt dan in de huidige situatie. Deze fluctuaties zijn maximaal 7% hoger of lager dan in de huidige situatie, wat ruwweg overeenkomt met peilfluctuaties van ± 12 cm.

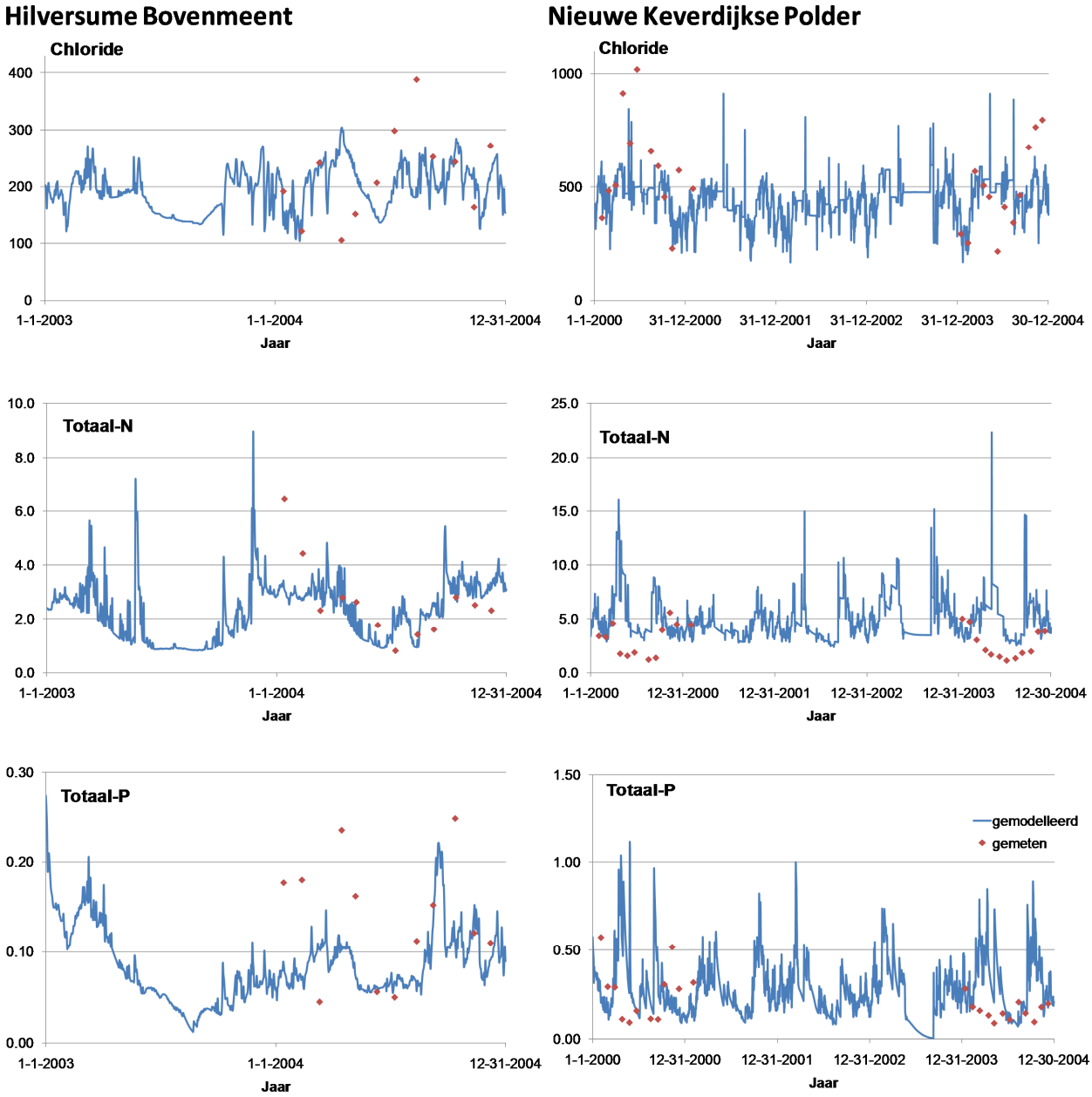
4.3 Grondwaterpeil in de Hellematen

Evenals het oppervlaktewater verschilt het grondwaterpeil in scenario G weinig van de huidige periode. Dit is niet het geval voor scenario W+; daar is het grondwaterpeil zo'n 10-15% lager dan in de huidige situatie. Vooral in de 2^e helft van het jaar (juli-december) zakt het grondwaterpeil vaak diep weg vergeleken met de huidige situatie (tot maximaal 50 cm -mv). Blijkbaar zijn de meteorologische veranderingen in het (extreme) W+ scenario zo groot dat onze modelberekeningen een aanzienlijke daling van het grondwaterpeil in de nazomer voorspellen.

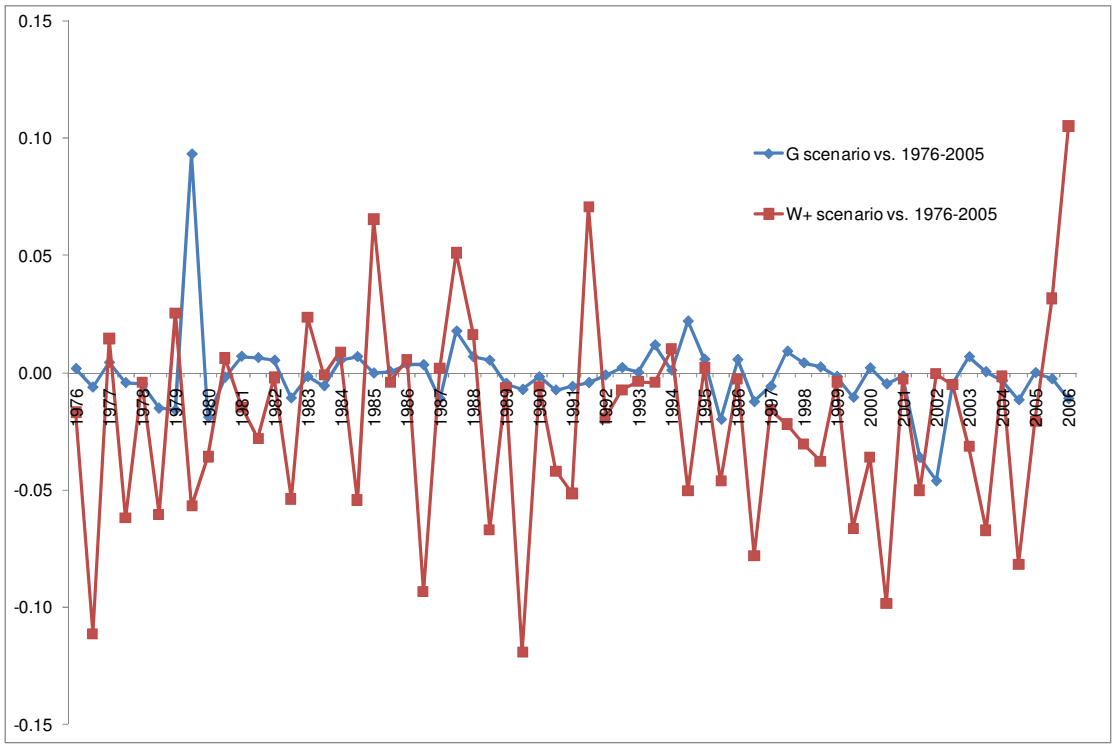
4.4 Nutriëntenconcentraties in de Hellematen

De totaal-N concentratie in scenario G is soms hoger en dan weer lager dan de concentratie in de huidige situatie waardoor er geen eenduidig verschil in totaal-N concentratie te ontdekken valt (fig. 5). In scenario W+ is de totaal-N concentratie

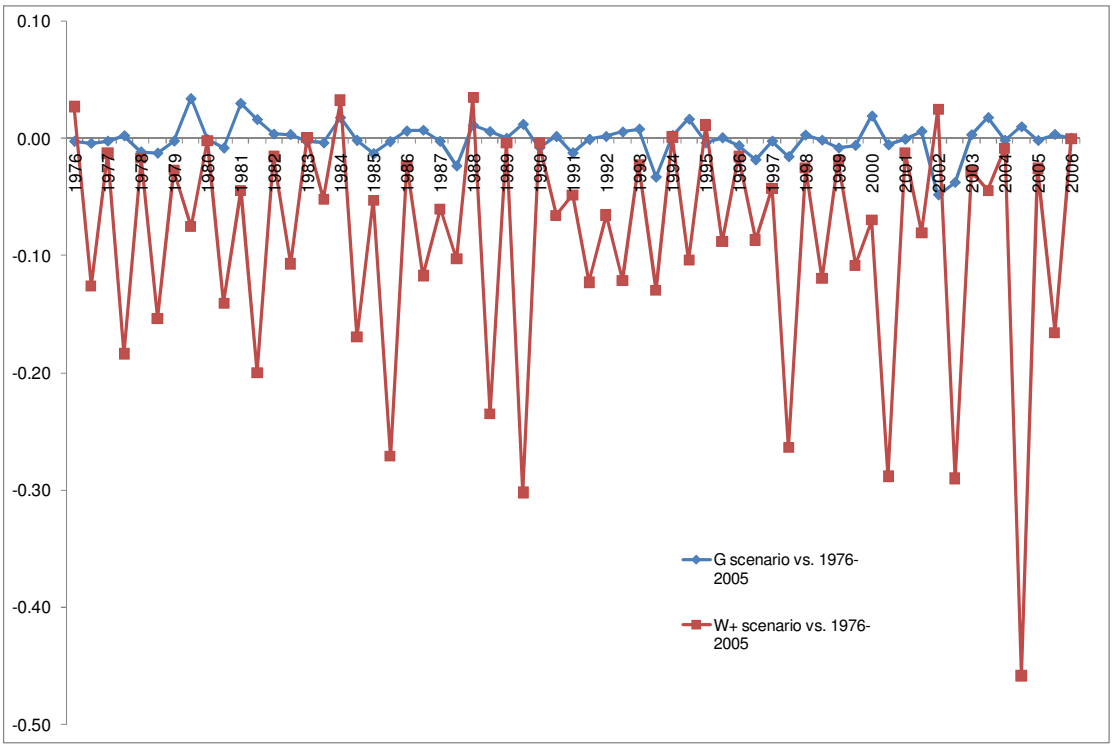
daarentegen gemiddeld duidelijk hoger dan in de huidige situatie. Dit beeld is omgekeerd voor de totaal-P concentratie; weliswaar is er ook geen eenduidig verschil in de totaal-P concentratie tussen scenario G en de huidige situatie, maar de totaal-P concentratie is juist lager in scenario W+ vergeleken met de huidige situatie. De totaal-N en -P concentraties lijken dus relatief weinig te veranderen in het scenario G, maar reageren opvallend verschillend in scenario W+: de totaal-N concentratie neemt toe terwijl de totaal-P concentratie afneemt. Aangezien de veranderingen in neerslag- en verdampingspatroon in scenario W+ grofweg hetzelfde effect op beide nutriënten zouden moeten hebben, zal het verschil dus gezocht moeten worden in de waterdynamiek en waterkwaliteitsprocessen. Waarschijnlijk zorgt een verminderde stroomsnelheid in het W+ scenario als gevolg van minder neerslag en meer verdamping voor een verhoogde sedimentatie van (geadsorbeerde) fosfaat, en drukt dat de fosfaatconcentratie omlaag. Inderdaad correspondeert het verschil in stroomsnelheid tussen beide scenario's redelijk goed met het verschil in totaal-P (r^2 = 0.506; fig. 6). Sedimentatie is een onbelangrijk proces in de stikstofcyclus, waardoor de veranderingen in stroomsnelheid in het W+ scenario geen invloed op de stikstofconcentratie hebben. De stikstof concentraties nemen vermoedelijk juist toe omdat er minder doorgespoeld wordt en omdat mineralisatie toeneemt.



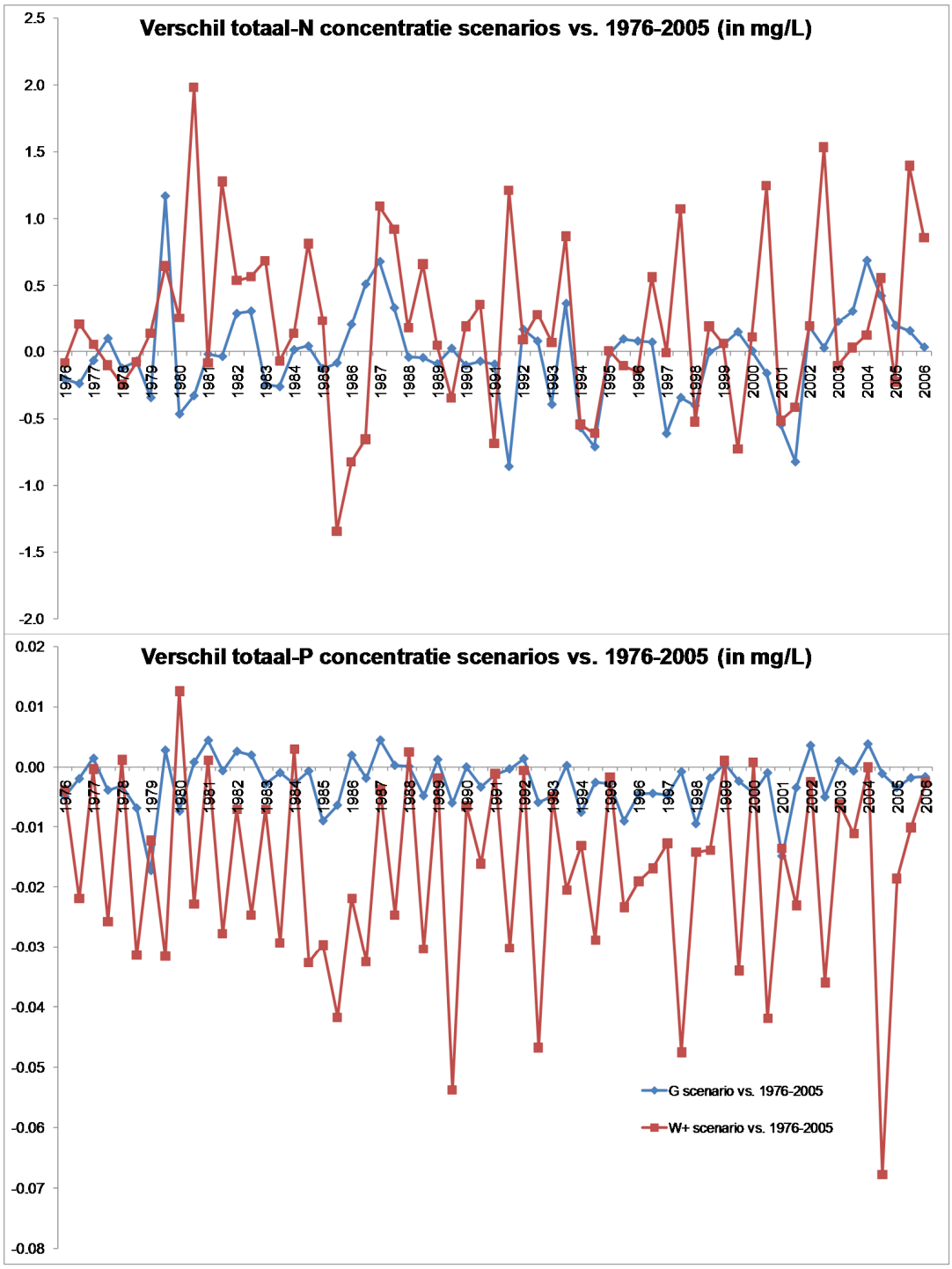
Figuur 2. Vergelijking van gemodelleerde concentraties chloride, totaal-N en totaal-P (allen in mg/L) vlak voor de uitlaat in de Hilversumse Bovenmeent en de Nieuwe Keverdijkse Polder met gemeten concentraties.



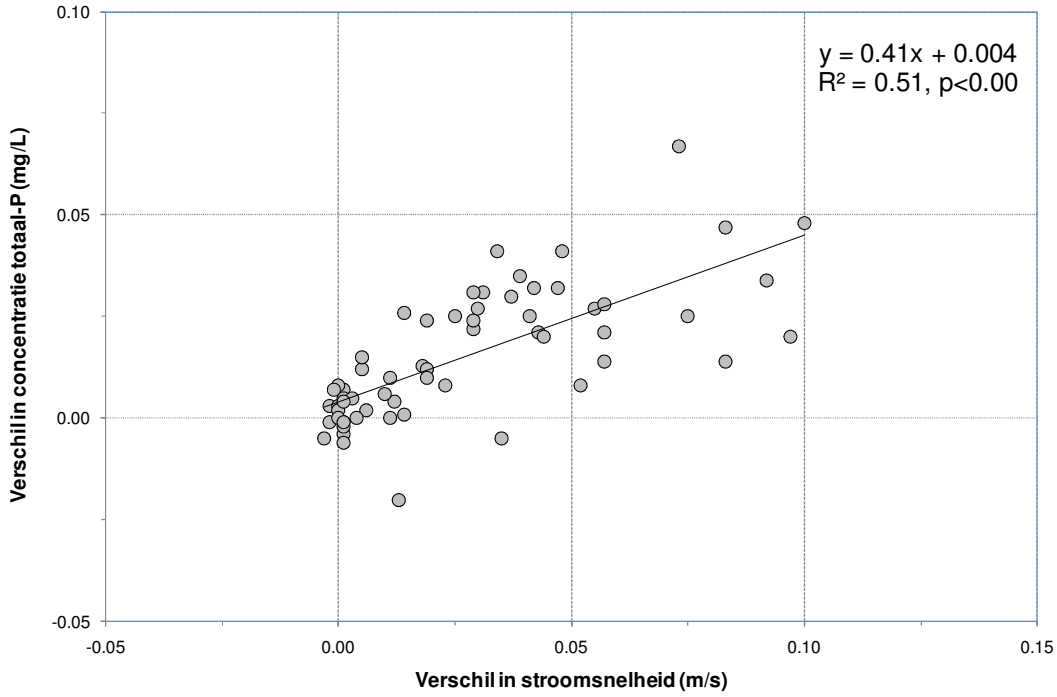
Figuur 3. Vergelijking van het gemiddelde waterpeil in de Hellmaten als gevolg van de scenario's voor de periode 2036-2065 vs. de periode 1976-2005 (in m verschil). Het waterpeil is genomen nabij de uitlaat voor zowel de scenario's als de periode 1976-2005. Het waterpeil op elk tijdstip van de scenario's is vervolgens vergeleken met het corresponderende tijdstip van de periode 1976-2005 (dus: 1/1/2036 vs. 1/1/1976, 2/1/2036 vs. 2/1/1976, …, 31/12/2065 vs, 31/12/2005). Vervolgens is de afwijking gemiddeld voor elke 1^{e} helft (= 1 januari tot 30 juni) en 2^{e} helft (= 1juli tot 31 december) van elk gemodelleerd jaar. Het gemiddelde verschil tussen beide seizoensverschillen is -0.019 m ± 0.006; de grote verschillen in de periode juli-decemebr worden duss gecompeneerd door de kleinere verschillen in de periode januari-juni, en W+ heeft gemiddeld slechts een iets lager peil.



Figuur 4. Vergelijking van het gemiddelde grondwaterpeil van de scenario's van de periode 2036-2065 vs. de periode 1976-2005 (in m verschil). Het grondwaterpeil is bepaald in hetzelfde willekeurig gekozen landbouwgebied in de Hellematen voor zowel de scenario's als de periode 1976-2005. Het grondwaterpeil op elk tijdstip van de scenario's is vervolgens vergeleken met het corresponderende tijdstip van de periode 1976-2005. Vervolgens is de afwijking gemiddeld voor elke 1^{e} helft (= 1 januari tot 30 juni) en 2^{e} helft (= 1juli tot 31 december) van elk gemodelleerd jaar. Het gemiddelde verschil tussen beiden seizoensverschillen is -0.086 m ± 0.013.



Figuur 5. Vergelijking van de gemiddelde totale N en P concentraties op hetzelfde punt nabij de uitlaat tussen de scenario's van de periode 2036-2065 vs. de periode 1976-2005. De totale N en P concentratie op elk tijdstip van de scenario's is hierbij vergeleken met het corresponderende tijdstip van de periode 1976-2005. Vervolgens is de afwijking gemiddeld voor elke 1e helft (= 1 januari tot 30 juni) en 2e helft (= 1juli tot 31 december) van elk gemodelleerd jaar. Het gemiddelde verschil tussen beiden seizoensverschillen totaal-N is 0.238 mg/L ± 0.088, en het gemiddelde verschil tussen beiden seizoensverschillen totaal-P is -0.015 mg/L ± 0.002.



Figuur 6. Het gemiddelde verschil in elke 1e helft (= 1 januari tot 30 juni) en 2e helft (= 1juli tot 31 december) van elk gemodelleerd jaar in stroomsnelheid tussen scenario G en W+ (m/s) vergeleken met het gemiddelde verschil in elke 1e helft en 2e helft van hetzelfde jaar in totaal-P concentratie op hetzelfde punt tussen scenario G en W+. Het gekozen punt ligt op ± 2km voor de uitlaat in de hoofdwatergang. In de analyse zijn alle punten met een verschil in stroomsnelheid < 0.005 m/s buiten beschouwing gelaten in het berekenen van de seizoensgemiddelde stroomsnelheid.

5 Discussie

In dit onderzoek hebben we geprobeerd om de gevolgen van klimaatverandering door te rekenen voor een imaginaire, gemiddelde veenweidepolder op basis van twee klimaatscenario's. De modelberekeningen laten een relatief klein verschil zien in waterpeil tussen de scenario's en de huidige situatie -zelfs in het extreme W+ scenario. Dit suggereert dat het waterpeil niet veel zal veranderen vergeleken met de huidige situatie. Sommige auteurs verwachten dat de inlaat van gebiedsvreemd water in Nederlandse polders zal gaan toenemen om de extra verdamping en droogteperiodes als gevolg van klimaatverandering te kunnen compenseren (Besse-Lotoskaya en Verdonschot, 2010). Onze modelresultaten suggereren echter dat het inlaten van gebiedsvreemd water niet noodzakelijkerwijs hoeft toe te nemen om het waterpeil in polders op peil te kunnen blijven houden. Dit zal ook sterk afhangen van de betekenis van kwel en wegzijging in een specifieke polder (vgl Vermaat en Hellmann, 2010). Aangezien de inlaat van gebiedsvreemd water in Nederland geassocieerd wordt met een verslechtering van de waterkwaliteit (door extra toevoer van nutriënten, zwavel, of harder water; Smolders et al., 2010), is dit een positieve uitkomst wat betreft waterkwaliteit- en biodiversiteitindicatoren.

Het gemodelleerde grondwaterpeil verschilt weinig tussen scenario G en de huidige situatie, maar het is aanzienlijk groter in het W+ scenario, en dan vooral in het najaar. Hoewel deze daling in grondwaterpeil tot maximaal zo'n 50 cm – mv fors is, is het waarschijnlijk geen groot probleem voor het huidige landgebruik en lijken hiervoor dus geen grote aanpassingen nodig. In het Nederlandse veenweidegebied vindt reguliere veeteelt veelal plaats bij een grondwaterstand van 60 cm -mv, en is bedrijfsvoering zeker niet meer mogelijk bij grondwaterstanden hoger dan 35 cm -mv (Van der Ploeg et al., 2001). In beide scenario's zijn de grondwaterstanden meestal niet veel hoger dan in de huidige situatie en zijn problemen met vernatting dus niet direct te verwachten. Wel is de grondwaterstand in scenario W+ in het najaar dus aanzienlijk lager dan in de huidige situatie. Een dergelijke, lagere grondwaterstand in het najaar zou mogelijk nadelig kunnen uitpakken voor landbouw bijvoorbeeld doordat de grasgroei geremd zou kunnen worden door watergebrek. Dit zou echter ook weer voordelen kunnen bieden doordat boeren in het najaar beter het land op kunnen en mest uitrijden. Zelfs in scenario W+ zijn de verschillen in grondwaterstand dus niet zo extreem en langdurig dat hiermee grote problemen zijn te voorzien. Het huidige land(bouw)gebruik zal daarom waarschijnlijk niet veel te hoeven veranderen als gevolg van klimaatverandering in de komende 50 jaar.

Veenoxidatie (mineralisatie) kan echter wel degelijk flink toenemen. Schothorst (1977) liet al zien dat langere periodes van (zomer)droogtes veenoxidatie aanzienlijk kunnen versnellen. Een dergelijk verhoogde veenoxidatie kan serieuze gevolgen hebben voor het veenweidegebied. Bij veenoxidatie komen –naast nutriënten als stikstof en fosfaat- de broeikasgassen koolstofdioxide (CO_2) en lachgas (N_2O) vrij. De broeikasgassen hebben uiteraard een negatieve invloed op klimaatverandering. De vrijgekomen nutriënten vormen een belasting voor het oppervlaktewater en hebben een mogelijk negatief effect op waterkwaliteit en biodiversiteit (Woestenburg, 2009). Het modelleren van de extra nutriënten die vrijkomen als gevolg van de verhoogde mineralisatie zijn echter in het geheel niet meegenomen in deze studie, en binnen deze studie valt daarom geen voorspelling te doen over het effect daarvan op de waterkwaliteit.

Een ander gevolg van veenoxidatie is de gerelateerde bodemdaling (Schothorst, 1977; Woestenburg, 2009). Gezien de maatschappelijke kosten (m.b.t. waterbeheer,

veiligheid en infrastructuur) wordt deze bodemdaling als een groot probleem gezien (Woestenburg, 2009). Het opvallende lagere grondwaterpeil in de nazomer in het W+ scenario kan de huidige problemen met bodemdaling verslechteren en aanzienlijke kosten met zich mee brengen.

Het model is ook gebruikt om het effect van klimaatverandering op de fluxen van stikstof en fosfaat voor de gemiddelde Nederlandse polder te bepalen. De gesimuleerde concentraties in scenario G bleken weinig te verschillen met de stikstof en fosfaatconcentraties in de huidige situatie, en klimaatverandering lijkt dan ook in dit scenario niet voor grote veranderingen in de nutriëntenconcentraties te gaan zorgen. In scenario W+ laten de nutriëntenconcentraties echter een 'tegenstrijdig' beeld zien; de stikstofconcentratie gaat omhoog terwijl de fosfaatconcentratie omlaag gaat. Aangezien de veranderingen in neerslag- en verdampingspatroon grofweg hetzelfde effect op beide nutriënten zouden moeten hebben, zal het trendverschil tussen stikstof en fosfaat dus in waterkwaliteits processen moeten liggen. Hoewel het waterkwaliteitsgedeelte van het model zeer complex is en meerdere waterkwaliteitsprocessen hierin een rol kunnen spelen, lijkt het waarschijnlijk dat een verminderde stroomsnelheid in het W+ scenario zorgt voor een verhoogde sedimentatie van (geadsorbeerde) fosfaat en hiermee de fosfaatconcentratie omlaag drukt. Verrassenderwijs lijkt de verminderde stroomsnelheid als gevolg van een verminderde neerslag en verhoogde verdamping in het W+ scenario dus een 'fosfaat-val' te kunnen veroorzaken, waarbij sedimentatie van (geadsorbeerde) fosfaat de totale fosfaatconcentratie omlaag kan brengen. Tegelijkertijd stijgt de totaal N concentratie bij W+ in de meeste zomers, hoewel het contrast tussen G en W+ kleiner is dan bij P. We suggereren dat dit het gevolg is van een toenemende aanvoer (mineralisatie), gekoppeld aan verminderde afvoer via het uitgeslagen water, terwijl de meest N in opgeloste vorm voorkomt (als nitraat en ammonium). Wel moet benadrukt worden dat in SOBEK de denitrificatie in de waterbodem niet meegenomen wordt. Dit zou tot een systematische overschatting van de concentratie in de waterlaag kunnen hebben geleid, met name in sloten waar de doorstroming beperkt is, zoals bijvoorbeeld in de Nieuwe Keverdijkse Polder (vgl fig 2).

Voor de praktijk van het waterbeheer trekken we hier de volgende conclusies:

1. Met name het W+ klimaatscenario zal tot veranderingen in grondwaterpeil en nutrientendynamiek leiden, en waarschijnlijk tot sterkere bodemdaling en mineralisatie in de nazomer. Onder het G-scenario verandert er echter weinig;
2. In het W+ klimaatscenario zal 's zomers de totaal- Pconcentratie in het oppervlaktewater afnemen, terwijl de totaal N concentratie vermoedelijk toeneemt. Dit kan gevolgen hebben voor de plantengroei in de sloten;
3. De voorziene veranderingen in waterpeil lijken niet noodzakelijkerwijs tot een grootschalige verandering in het landgebruik te leiden.

Literatuur

Barnard, R., Leadley, P.W. & Hungate, B.A. (2005). Global change, nitrification, and denitrification: a review. *Global Biogeochemical Cycles, 19*.

Besse-Lotoskaya, A. & Verdonschot, P. (2010). Hoe kwetsbaar zijn onze waterecosystemen voor klimaatverandering? *H_2O, 43*(14/15), 27-29.

Dias, A.T.C., Hoorens, B., Van Logtestijn, R.S.P., Vermaat, J.E. & Aerts, R. (2010). Plant species composition can be used as a proxy to predict methane emissions in peatland ecosystems after land-use changes. *Ecosystems, 13*, 526–538

Janse, J.H. & Van Puijenbroek, P.J.T.M. (1998). Effects of eutrophication in drainage ditches. *Environmental Pollution, 102*(Sl), 547-552

KNMI (2006). *Klimaat in de 21ste eeuw; vier scenarios voor Nederland'.* KNMI, De Bilt.

Nol, L., Verburg, P.H., Heuvelin, G.B.M. & Molenaar, K. (2008). Effect of land cover data on nitrous oxide inventory in fen meadows. *Journal of Environmental Quality, 37*, 1209-1219.

Nykänen, H., Alm, J., Silvola, J., Tolonen, K. & Martikainen, P. (1998). Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. *Global Biogeochemical Cycles, 12,* 53-69.

Schothorst, C.J. (1977). Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands. *Geoderma ,17*, 265- 291.

Schrier-Uijl, A., Kroon, P.S., Leffelaar, P.A., Van Huissteden, J.C., Berendse, F., Van Veenendaal, E.M. (2010). Methane emissions in two drained peat agro-ecosystems with high and low agricultural intensity. *Plant and Soil, 329,* 509-520.

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

Van Acker, J.B.M. &Moens, R.P. (2000). *Karakteristieke respons van regionale systemen.* Commissie WB21 – Thema 6. Commissie Waterbeheer 21e eeuw. Grontmij Advies & Techniek en ALTERRA – Research Instituut voor de Groene Ruimte. Houten/Wageningen.

Van Beek, C.L. (2007). *Nutrient losses from grassland on peat soil.* Proefschrift Wageningen Universiteit, Alterra Scientific Contributions 18, 120 pp.

Van Beek, C.L., Van der Salm, C., Plette, A.C.C. & Van de Weerd, H. (2009). Nutrient loss pathways from grazed grasslands and the effects of decreasing inputs: experimental results for three soil types. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 83,*99-110.

Van den Hurk, B., Klein Tank, A.,Lenderink, G., Van Ulden, A., Van Oldenborgh, G.J., Katsman, C., Van den Brink, H., Keller, F., Bessembinder, J., Burgers, G., Komen, G., Hazeleger, W. & Drijfhout, S. (2006). *KNMI Climate Change Scenarios 2006 for the Netherlands.* KNMI Scientific Report WR 2006-012006.

Van der Ploeg, B., Van den Berg, L.M., Borgstein, M.H., Van den Ham, A., De Poel, K.R., Leopold, R. & Schrijver, R.A.M. (2001). *Groene Hart met landbouw naar een hoger peil?* Over de vraag of verhoging van waterpeil kan samengaan met verhoging van ruimtelijke kwaliteit. LEI, Den Haag.

Van Strien, A. J., T. Van der Burg, W.J., Rip, R.C.W. & Strucker (1991). Effects of mechanical ditch management on the vegetation of ditch banks in Dutch peat areas. *Journal of Applied Ecology, 28*(2), 501-513

Verhoeven, J.T.A., Arheimer, B., Yin, C. & Hefting, M.M. (2006). Regional and global concerns over wetlands and water quality. *TRENDS in Ecology and Evolution, 21*(2), 96-103.

Vermaat, J.E. & Hellmann, F. (2010). Covariance in water- and nutrient budgets of Dutch peat polders: what governs nutrient retention? *Biogeochemistry, 99,* 109-126.

WLDelft (2009). *SOBEK 2.11.002 - User's Guide*. Delft: WL | Delft Hydraulics part of Deltares.

Woestenburg, M .(2009). *Waarheen met het veen? Kennis voor keuzes in het westelijk veenweidegebied.* Uitgeverij Landwerk.

Bijlage A

Tabel 5. Hydrologische modelfuncties.

Process:	Functie:
Continuity equation	$q_{lat} = dA_f/dt + dQ/dx$ Where: q_{lat} = lateral discharge (m^2/s) A_f = wetted area (m^2) Q = discharge (m^3/s) t = time (s) x = distance (m)
Momentum equation	$dQ/dt + d(Q^2/A_f)/dx + g \times A_f \times dh/dx + (g \times Q \times \|Q\|)/C^2 \times R \times A_f) + W_f \times \tau_{wi}/\rho_w = 0$ Where: Q = discharge (m^3/s) A_f = wetted area (m^2) t = time (s) x = distance (m) g = gravity acceleration (= 9.81m/s2) h = water level (m) C = Chézy coefficient (m½/s) R = hydraulic radius (m) W_f = flow width (m) τ_{wi} = wind shear stress (N/m2) ρ_w = water density (= 1000 kg/m3)
Hydralic radius	$R = A_f / O$ Where: R = hydraulic radius (m) A_f = wetted area (m^2) O = wetted perimeter (m)
Wind shear stress	$\tau_{wi} = - \rho_{air} + C_{wi} + u_{wi} + \phi_{wi}$ $C_{wi} = a_{wi,1} + a_{wi,2} \times u_{wi}$ Where:

Process:	Functie:
	τ_{wi} = wind shear stress (N/m2) ρ_{air} = density of air (kg/m3) C_{wi} = wind friction coefficient awi,1 = 0.0005010 (-) awi,2 = 0.0000610 (s/m) u_{wi} = wind velocity (m/s) ϕ_{wi} = angle between the wind direction and the local channel direction (degrees)
Evaporation	Actual evaporation = Potential evaporation = crop factor x reference evaporation (i.e. Makkink) NOTE: crop factor differs per land use type and per 10 days of each month
Surface run-off	$q_t = q_{t-1} \times e^{-\alpha\Delta t} + (I + S)(1 - e^{-\alpha\Delta t})$ Where: q_t = surface run-off at time t (m/d) q_{t-1} = surface run-off at time t-1 (m/d) Δt = time step (d) α = reaction factor (d^{-1}) I = infiltration (m/d) S = seepage / percolation (m/d) NOTE: Surface run-off occurs only if either the groundwater reaches the surface level OR the precipitation excess exceeds the infiltration capacity, AND the storage capacity of land is consequently exceded
Groundwater drainage	$q_t = q_{t-1} \times e^{-\alpha\Delta t} + (I + S)(1 - e^{-\alpha\Delta t})$ Where: q_t = groundwater drainage (m/d) q_{t-1} = groundwater drainage at time t-1 (m/d)

Process:	Functie:
Infiltration from open water into soil of field	Δt = time step (d) α = reaction factor (d^{-1}) I = infiltration (m/d) S = seepage / percolation (m/d) $q_t = q_{t-1} \times e^{-\alpha\Delta t} + (I + S)(1 - e^{-\alpha\Delta t})$ Where: q_t = infiltration from open water at time t (m/d) q_{t-1} = infiltration from open water at time t-1 (m/d) Δt = time step (d) α = reaction factor (d^{-1}) I = infiltration (m/d) S = seepage / percolation (m/d) NOTE: Infiltration from open water into the soil of fields occurs only if the groundwater level has become lower than the water level.

Bijlage B

Tabel 6. Belangrijke aannames modelparameters hydrologische functies.

Modelparameter:	**Value:**
Cross section type	Trapezium
Chezy	45 m½/s
Storage capacity on land	5 mm/m^2
Infiltration capacity	5 mm/hr
Reaction factor surface run-off	5 d^{-1}
Reaction factor groundwater drainage	0.7 d^{-1}
Reaction factor infiltration from open water	0.05 d^{-1}
Pump capacity	3600^3 hr^{-1}

Bijlage C

Tabel 7. Functies van de gebruikte waterkwaliteitsprocessen (aangepast uit de handleiding van SOBEK 2.11.002; WL-DELFT, 2009).

Proces:	Functie:
Resuspension	A zero-order resuspension flux ('fResS1DM') of 0 gDM/m2/d is assumed.
Settling AAP in inorganic matter	$Rset_{aap}$ = Rset x AAP Where: $Rset_{aap}$ = settling rate of AAP (gP/m^{-3}) Rset = settling rate of IM (gDW/m^{-3}) AAP = concentration of AAP (gP/m^{-3})
Settling algae	*Rset* = *ftau* x *Fset*/*H* *Fset* = min(*Fset'*, ((*i* x *H*)/Δt)) *Fset'* = *Fset0* + *s* x *i* *ftau* = max(0.0, (1 - $\tau/\tau c$)) Where: *Rset* = settling rate of algae (gC/m^{-3}) *Fset0* = zero order settling flux of algae (= 0 gC/m^3) *Fset* = settling flux of algae (gC/m^{-3}) *i* = concentration of algae (gC/m^{-3}) *H* = depth water column (m) *s* = settling velocity of algae (= 0 m/d) *ftau* = shearstress inhibition function (-) Δt = timestep τ = shear stress (Pa) τc = critical shear stress for settling (= 0.1 Pa)
Settling nutrients in organic matter	$Rset_n$ = *Rset* x *Con*/*Coc* $Rset_p$ = *Rset* x *Cop*/*Coc* Where: $Rset_n$ = settling rate of detritus N (gN/m^{-3}) $Rset_p$ = settling rate of detritus P (gP/m^{-3}) *Rset* = settling rate of detritus C (gC/m^{-3}) *Con* = concentration of detritus N (gN/m^{-3})

Proces:	Functie:
Settling organic matter	*Cop* = concentration of detritus P (gP/m^{-3}) *Coc* = concentration of detritus C (gC/m^{-3})
	Rset = *ftau* x *Fset*/*H* *Fset* = min(*Fset'*, ((*Cx* x *H*)/Δt)) *Fset'* = *Fset0* + *s* x *Cx* *ftau* = max(0.0, (1 - $\tau/\tau c$)) Where: *Rset* = settling rate of detritus C (gC/m^{-3}) *Fset0* = zero order settling flux of detritus C (= 0 gC/m^3) *Fset* = settling flux of detritus C (gC/m^{-3}) *Cx* = concentration of detritus C (gC/m^{-3}) *H* = depth water column (m) *s* = settling velocity of detritus C (= 0.01 m/d) *ftau* = shearstress inhibition function (-) Δt = timestep τ = shear stress (Pa) τc = critical shear stress for settling (= 0.1 Pa)
Settling inorganic matter (IM)	*Rset* = *ftau* x *Fset*/*H* *Fset* = min(*Fset'*, ((*Cx* x *H*)/Δt)) *Fset'* = *Fset0* + *s* x *Cx* *ftau* = max(0.0, (1 - $\tau/\tau c$)) Where: *Rset* = settling rate of IM (gDW/m^{-3}) *Fset0* = zero order settling flux of IM (= 0 gDW/m^3) *Fset* = settling flux of IM (gDW/m^{-3}) *Cx* = concentration of IM (gDW/m^{-3}) *H* = depth water column (m) *s* = settling velocity of IM (= 0.1 m/d) *ftau* = shear stress inhibition function (-) Δt = timestep τ = shear stress (Pa) τc = critical shear stress for settling (= 0.1 Pa)
Nutrient	*dNH4Aut* = *dMrt* x *NCRat* x *FrAut*

Proces:	Functie:
release by algal mortality	*dPO4Aut* = *dMrt* x *PCRat* x *FrAut* *dMortDetC* = *dMrt* x *FrDet*/(1 – *FrAut*) *dMortDetN* = *dMrt* x *NCRat* x *FrDet* *dMortDetP* = *dMrt* x *PCRat* x *FrDet* Where: *dNH4Aut*= ammonium autolysis flux (gN/m^3/d) *dPO4Aut*= phosphate autolysis flux (gP/m^3/d) *dMortDetC*= detritus carbon mortality flux (gC/m^3/d) *dMortDetN*= detritus nitrogen mortality flux (gN/m^3/d) *dMortDetP*= detritus phosphorus mortality flux (gP/m^3/d) *dMrt* = mortality algae (gC/m^3/d) *NCRat*= nitrogen-carbon ratio in algae (0.16) *PCRat*= phosphorus-carbon ratio in algae (0.02) *FrAut*= fraction autolysis of mortality flux (0.3) *FrDet*= fraction autolysis of mortality flux (0.7)
Nutrient uptake by algae growth	*dNH4Upt* = (*dPP* x *NCRat*) x *FracUptNH4* *dNO3Upt* = (*dPP* x *NCRat*) x (1 - *FracUptNH4*) *dPO4Upt* = (*dPP* x *PCRat*) *FracUptNH4*= *NH4*/(*NH4* + *NO3*) if: *NH4* < *NH4Crit* *FracUptNH4*= 1 if: *NH4* - *NH4Crit* > *ReqDIN* & *NH4* > *NH4Crit* *FracUptNH4*= (*NH4* - *NH4Crit* + (*NH4Crit*/(*NO3* + *NH4Crit*)) x (*ReqDIN* – *NH4* + *NH4Crit*)) if: *NH4* – *NH4Crit* < *ReqDIN* & *NH4* > *NH4Crit* *ReqDIN* = *dPP* x *NCRat* x *Delt* Where: *dNH4Upt*= ammonium uptake (gN/m^3/d) *dNO3Upt*= nitrate uptake (gN/m^3/d) *dPO4Upt*= phosphate uptake (gN/m^3/d) *dPP*= net primary production (gC/m^3/d) *FracUptNH4*= fraction of total nitrogen consumed as NH4 (-) *NH4*= ammonium concentration (gN/m^3) *NO3*= nitrate concentration (gN/m^3) *ReqDIN* = required dissolved inorganic nitrogen in one time step (gN/m^3)

Proces:	Functie:
Limitation (numerical) on primary production	*Delt* = time step for process (= d) *NCRat*= nitrogen-carbon ratio in algae (= 0.16 gN/gC) *PCRat*= phosphorus-carbon ratio in algae (= 0.02 gP/gC) *NH4Crit*= critical ammonium concentration (= 0.01 gN/m^3)
	ProdMaxGreen = Min((Max((*NO3*+*NH4*),0)/*NCRatGreen* x Δt), (Max(*PO4*,0)/ *PCRatGreen* x Δt) *ProdAct* = *dPP* If *ProdAct* > *ProdMaxGreen*: *fcPPGreen* = *ProdMaxGreen* *dcPPGreen* = *fcPPGreen* – *dPP* Else: *fcPPGreen* = *dPP* *dcPPGreen* = 0 Where: *dPP* = net primary production ($gC/m^3/d$) *PO4*= concentration of ortho phosphorus (gP/m^3) *NH* = concentration of ammonium (gN/m^3) *NO3*= concentration of nitrate (gN/m^3) *NCRatGreen*= nitrogen-carbon ratio in algae (= 0.16 gN/gC) *PCRatGreen*= phosphorus-carbon ratio in algae (= 0.02 gP/gC) Δt = timestep *fcPPGreen* = numerical maximum production of green algae (gC/m3/d) *dcPPGreen* = numerical correction production flux of green algae (gC/m3/d)
Primary production and mortality of algae (non-diatoms)	*dPP* = *RcGro* x *i* *dMrt* = *RcMrt* x *Max*((*i* – *Min*), 0) *RcGro* = *PProd* – *RcResp* *PProd* = *LimDl* x *LimNUT* x *LimRAD* x *TFGro* x *PPMax* *RcResp* = *PProd* x *GResp* + *MResp* x *TFMrt* x (1-*GResp*) *RCMrt* = *Mort* x *TFMrt* Where: *dPP* = net primary production ($gC/m^3/d$) *dMrt* = mortality algae ($gC/m^3/d$) *RcGro*= primary production minus respiration rate algae (d^{-1})

Proces:	Functie:
	PProd= gross primary production rate (d^{-1})
	RcResp= respiration rate: maintenance + growth (d^{-1})
	RcMrt= mortality rate (d^{-1})
	i = concentration algae (gC/m^3)
	LimDl= daylight limitation function (-)
	LimNUT= nutrient limitation function (-)
	LimRAD= radiation limitation function (-)
	TFGro= growth temperature function algae (-)
	TFMrt= mortality temperature function (-)
	Min= minimum level algae in mortality (= 0 $gC/m^3/d$)
	PPMax= potential maximum production rate constant algae (= 1.8 d^{-1})
	GResp= growth respiration factor (= 0.15)
	MResp= maintenance respiration factor (= 0.045 d^{-1})
	Mort= mortality rate constant (= 0.35 d^{-1})
Light efficiency function green algae/ radiation function	Rad_{sat}= TFGro x RAD_{sat} RAD_{bot}= *RAD* x $\exp^{(-ExtVL \times Depth)}$ *LimRAD* = 1 if: $RAD/RAD_{sat} > 1$ and $RAD_{bot}/RAD_{sat} > 1$ *LimRAD* = (1 + ln(RAD/RAD_{sat}) - (RAD/RAD_{sat}) x $\exp^{(-ExtVL \times Depth)}$) / *ExtVL* x *Depth* if: $RAD/RAD_{sat} > 1$ and $RAD_{bot}/RAD_{sat} < 1$ *LimRAD* = RAD/RAD_{sat} x (1 - $\exp^{-ExtVL \times Depth}$)/(*ExtVL* x *Depth*) if: $RAD/RAD_{sat} < 1$ Where: *LimRAD*= radiation limitation function (-) *RAD* = radiation at the water surface (W/m2) *RADsat* = saturation radiation value (= 30 W/m^2) *RADbot* = radiation at bottom (W/m^2) *Depth* = water depth (m) *ExtVL* = extinction coefficient (m^{-1}) *TFGro*= growth temperature function algae (-)
Nutrient limitation function	*LimNUT* = Min(*LimN*, *LimP*) *LimN* = *DIN*/(*DIN* + *KmDIN*) *LimP* = *PO4*/(*PO4* + *KmP*) *DIN* = *NH4* + *NO3*/*PrfNH4*

Proces:	Functie:
	Where: *LimNUT*= nutrient limitation function (-) *LimN* = nitrogen limitation function (-) *LimP* = phosphorus limitation function (-) *DIN* = concentration dissolved nitrogen (gN/m^3) *KmDIN*= half saturation value for dissolved nitrogen (= 0.005 gN/m^3) *KmP*= half saturation value for ortho phosphorus (= 0.001 gP/m^3) *PO4*= concentration of ortho phosphorus (gP/m^3) *NH* = concentration of ammonium (gN/m^3) *NO3*= concentration of nitrate (gN/m^3) *PrfNH4*= ammonium preference over nitrate (= 1)
Daylight function	*LimDl*= Min(*DayL*, *OptDL*)/*OptDL* Where: *LimDl*= daylight limitation function (-) *DayL*= actual day length (= 0.58 d) *OptDL* = optimum day length (= 0.58 d)
Temperature function for algae	*TDFGro* = $TCGRO^{(T-20)}$ *TFMrt* = $TCDeC^{(T-20)}$ Where: *TFGro*= growth temperature function algae (-) *TFMrt*= mortality temperature function (-) *TCGro* = temperature coefficient for growth related algae processes (1.04) *TCDec* = temperature coefficient for mortality/decay related algae processes (1.07) *T* = temperature (°C)
Sediment oxygen demand (SOD)	Rsod = (k0sod + k0sodb)/H + fox x Rmsod Rmsod = k0sod/H + (ksod x SOD)/V ksod = $ksod^{20}$ x $ktsod^{(T-20)}$ fox = 1.0 if: *Cox* >= *Coxo* fox = 0 if: *Cox* >= *Coxc* *fox* = (*Cox* – *Coxc*) /(*Coxo* - *Coxc*) if: *Coxc* < *Cox* < *Coxo*

Proces:	Functie:
	Where: Rsod = sediment oxygen demand (gO2/m^3/d) Rmsod = mineralisation rate of SOD (gO2/m^3/d) fox = oxygen inhibition function (-) k0sod = zero order sediment oxygen demand (= 0 gO2/m^3/d) k0sodb = constant "background" sediment demand (= 0 gO2/m^3/d) ksod = first order mineralisation rate (d^{-1}) $ksod^{20}$ = 1st order mineralisation rate at 20°C (= 0 gO2/m^3/d) ktsod = temperature coefficient mineralisation rate (= 1.04) H = depth water column (m) *T* = temperature (°C) V = volume of water compartment (m^3) *Cox* = oxygen concentration (g/m^3) *Coxc* = critical oxygen concentration (= 0 g/m^3) *Coxo* = optimal oxygen concentration (= 2 g/m^3) SOD = "concentration" of potential sediment oxygen demand (gO2)
Mineralisation BOD/COD	$Rmin_i = fage \times kmin_i \times Cx_i$ $kmin_i = kmin_i^{20} \times ktmin_i^{(T-20)}$ Where: *Rmin* = mineralisation rate for a BOD/COD component (gO2.m-3.d-1) *kmin* = first-order mineralisation rate (d-1) *kmin20* = first-order mineralisation rate at 20 °C (d-1) *ktmin* = temperature coefficient for mineralisation (-) *T* = temperature (°C) *fage* = aging function (-) *i* = index for CBOD5, NBOD5, CBODu, CBOD5_2, NBOD5_2, CBODu_2 and COD *Cx* = the concentration of a BOD/COD component (gO2.m-3) NOTE: *fage* schat de afbreekbaarheid van organische stof aan de hand van de ratio COD/BOD. Voor het oppervlaktewater in deze modelstudie is deze factor constant op 1 gesteld omdat het geen riool effluent is.
Mineralisation (of respectively detritus N,	*Rmin* = *k0min* x *kmin* x *Cx* if: $T > Tc$ *Rmin* = *k0min* if: $T < Tc$

Proces:	Functie:
detritus P, or detritus C)	$kmin = kmin^{20} + ktmin^{(T-20)}$ Where: *Rmin* = mineralisation rate detritus (gC/N/P /m^3b/d) *k0min*= 0th order mineralisation rate (= 0.0 d^{-1}) *kmin*= 1st order mineralisation rate (= d^{-1}) $kmin^{20}$= 1st order mineralisation rate at 20°C (= 0.1 d^{-1}) *ktmin*= temperature coefficient (= 1.05) *Cx* = nutrient concentration (gC/N/P/m^3b/d) *T* = temperature (°C) *Tc* = critical temperature (= 3°C)
Rearation / saturation oxygen concentration	$Rraer = (klrear \times (Coxs - \max(Cox, 0.0) \times 1.024^{(T-20)}))/H$ $klrear = klrear^{20} \times ktrear^{(T-20)}$ if: $klrear^{20} <= klrearmax$ $klrear^{20} = klrear^{20} \times H$ $Coxs = (14.652 - 0.41022 \times T + (0.089392 \times T)^2 - (0.042685 \times T)^3) \times (1 - Ccl/10^5)$ Where: *Rrear* = reaeration rate (?) *klrear* = reareation transfer coefficient in water (d^{-1}) $klrear^{20}$ = reareation transfer coefficient at 20°C (= 0.35 m/d) *ktrear* = temperature coefficient (= 1.024) *klrearmax* = max. transfer coefficient for temperature limitation function (= 1000 m/d) *Coxs*= satured oxygen concentation (g/m^3) *Cox*= oxygen concentration (g/m^3) *T* = temperature (°C) *Ccl* = chloride concentration (g/m^3) *H* = waterdepth (m)
Nitrification	$Rnit = k0nit + fox \times k1nit \times Cam$ $k1nit = k1nit^{20} \times ktnit^{(T-20)}$ $k1nit = 0$ if: $T < Tc$ $fox = 1$ if: $Cox >= Coxo$ $fox = foxmin$ if: $Cox <= Coxc$ $fox = (1 - foxmin) \times ((Cox - Coxc)/(Coxo - Coxc)) + foxmin$ if: $Coxo >=$

Proces:	Functie:
	Cox >= *Coxc* Where: *Rnit* = nitrification rate (gN/m^3/d) *k0nit*= 0th order nitrification rate (= 0.0 gN/m^3/d) *k1nit*^{20} = 1st order nitrification rate at 20°C (= 0.1 gN/m^3/d) *ktnit*= temperature coefficient (= 1.08 gN/m^3/d) *Cam* = ammonium concentration (gN/m^3) *Foxmin*= minimal value of the oxygen limitation function (= 0.0) *T* = temperature (°C) *Tc* = critical temperature (= 3°C) *Cox* = oxygen concentration (g/m^3) *Coxc* = critical oxygen concentration (= 1 g/m^3) *Coxo* = optimal oxygen concentration (= 5 g/m^3)
Denitrification in water	*Rden* = *k0den* + *fox* x *k1den* x *Cni* *k1den* = *k1den*^{20} x *ktden*$^{(T-20)}$ if: *T* > *Tc* *k1den* = 0 if: *T* < *Tc* *fox* = 1 if: *Cox* <= *Coxo* *fox* = 0 if: *Cox* >= *Coxc* *fox* = (*Coxc* – *Cox*) /(*Coxc* - *Coxo*) (*Cox* – *Coxo*) if: *Coxo* <=*Cox* <= *Coxc* Where: *Rden* = denitrificatiesnelheid (gN/m^3/d) *k0den* = 0th order denitrification rate (= 0.0 gN/m^3/d) *k1den* = 1st order denitrification rate (gN/m^3/d) *k1den*^{20} = 1st order denitrification rate at 20°C (= 0.1 gN/m^3/d) *ktden* = temperature coefficient (= 1.045) *Cni* = nitrate concentratie (g/m^3) *T* = temperature (°C) *Tc* = critical temperature (= 2°C) *Cox* = oxygen concentration (g/m^3) *Coxc* = critical oxygen concentration (= 3 g/m^3) *Coxo* = optimal oxygen concentration (= 1 g/m^3)
Adsorption phosphate	Cpha = (Cpha' + Cphd'))/(1 + Kdph)

Proces:	Functie:
	Where: Cpha = AAP concentration (gP/m^3) Cpha' = AAP concentration after previous time step (gP/m^3) Cphd' = PO_4 concentration after previous time step (gP/m^3) Kdph = distribution coefficient (= 0.075)
Composition sediment layer S1	Not relevant as resuspension flux is zero.
Phytoplankton composition	$Calgt_1$ = *i* $Calgt_2$ = *fdm* x *i* *Calgn* = *an* x *i* *Calgp* = *ap* x *i* *Cchf* = *achfi* x *i* Where: *i* = concentration algae (gC/m^3) $Calgt_1$ = total concentration algae (gC/m^3b) $Calgt_2$ = total concentration algae (gDM/m^3b) *Calgn* = concentration organic nitrogen in algae biomass (gC/m^3b) *Calgp* = concentration organic phosphorus in algae biomass (gC/m^3b) *Cchf* = concentration of chlorophyll-a (mgChf/m^3b) *fdm* = dry matter conversion factor (= 2.5 gDM/gC) *an* = stochiometric ratio of nitrogen in organic matter (= 0.16 gN/gC) *ap* = stochiometric ratio of phosphorus in organic matter (= 0.02 gN/gC) *achfi* = stochiometric ratio of chlorophyll-a in organic matter (= 50 mgChf/gC)
Extinction coefficient of the water column (includes: extinction of visible light (370-680nm), extinction of light by POC (Dynamo & Bloom), and extinction of visible light	*ExtVL* = *ExtVlPhyt* + *ExtVlOSS* + *ExtVlISS* + *eot* + *eb* *ExtVlPhyt*= ea x *i* *ExtVlOSS*= ed x Cdetc *ExtVlISS*= es x Cim *eot*= eo x (1- SAL/SALmax) Where: *ExtVL* = total extinction coefficient (m^{-1}) *ExtVlPhyt*= extinction coefficient algae biomass (m^{-1})

Proces:	Functie:
by algae (Dynamo))	*ExtVlOSS*= extinction coefficient detritus (m^{-1})
	ExtVlISS= extinction coefficient suspended inorganic matter (m^{-1})
	eot = extinction coefficient other substances as a function of salinity (m^{-1})
	eb = background extinction coefficient (= 0.08 m^{-1})
	i = concentration algae ($gC/m^3/d$)
	Cdetc= concentration detritus C (gC/m^3)
	Cim= concentration suspended inorganic matter (gC/m^3)
	ea= extinction coefficient algae (= 0.15 m2/gC)
	ed= extinction coefficient detritus (= 0.47 m2/gC)
	es= extinction coefficient of suspended inorganic matter (= 0.01 m2/gDM)
	eo= extinction coefficient other substances as a function of relative salinity (= 0.0 m^{-1})
	SAL = salinity (= 35 g/l)
	SALmax = maximal salinity (= 34.92 g/l)
Calculation of bottom friction	$tau = tau_{wind} + tau_{flow}$
	$tau_{flow} = (\rho_1 \times g \times Velocity^2)/Chezy^2$
	$tau_{wind} = 0.25 \times \rho_1 \times Fw \times U^2_{bg.max}$
	$U_{bg.max} = (\pi \times H)/((T \times sinh(2 \times \pi \times TotalDepth)/L)$
	$Fw = 0.16 \times (Rough/((Ubg \times T)/2\pi))$
	Where:
	tau = sheer bottom stress (Pa)
	tau_{wind} = part of bottom shear stress caused by wind (Pa)
	tau_{flow} = part of bottom shear stress caused by stream velocity (Pa)
	Veloc = stream velocity (m.s-1)
	Ubg,max = orbital velocity (m.s-1)
	Rough = Nikuradse bottom roughness length scale (m)
	g = acceleration of gravity (m.s-2)
	ρ_1 = density of water (kg.m-3)
	H = wave height (m)
	T = wave period (s)
	L = wave length (m)
	Fw = wave (friction) factor (-)
Dynamic calculation of	*Depth = Volume/Surf*

Proces:	Functie:
water depth	Where: *Depth* = depth of a water segment (m) *Volume* = volume of a water segment (m^3) *Surf* = horizontal surface area of a water segment (m^2)