# Zandwinning in de Nederlandse kustzone 2013-2017 en biologische productie in de westelijke Waddenzee, een modelstudie

AG Brinkman

Rapport C087/12



IMARES Wageningen UR

Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies

Opdrachtgevers: Rijkswaterstaat Dienst Noordzee
Postbus 5807
2280 HV Rijswijk

en

Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier
Postbus 250
1700 AG Heerhugowaard

Publicatiedatum: Juli 2012

IMARES WAGENINGEN UR

**IMARES** is:

- een onafhankelijk, objectief en gezaghebbend instituut dat kennis levert die noodzakelijk is voor integrale duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van de zee en kustzones;
- een belangrijke, proactieve speler in nationale en internationale mariene onderzoeksnetwerken.


P.O. Box 68
1970 AB IJmuiden
Phone: +31 (0)317 48 09 00
Fax: +31 (0)317 48 73 26
E-Mail: imares@wur.nl
www.imares.wur.nl

P.O. Box 77
4400 AB Yerseke
Phone: +31 (0)317 48 09 00
Fax: +31 (0)317 48 73 59
E-Mail: imares@wur.nl
www.imares.wur.nl

P.O. Box 57
1780 AB Den Helder
Phone: +31 (0)317 48 09 00
Fax: +31 (0)223 63 06 87
E-Mail: imares@wur.nl
www.imares.wur.nl

P.O. Box 167
1790 AD Den Burg Texel
Phone: +31 (0)317 48 09 00
Fax: +31 (0)317 48 73 62
E-Mail: imares@wur.nl
www.imares.wur.nl



© 2012 IMARES Wageningen UR



IMARES is onderdeel van Stichting DLO
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16



De Directie van IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van IMARES; opdrachtgever vrijwaart IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming.


Foto cover: ©Bert Brinkman

# Inhoudsopgave


Samenvatting ..... 5

Dankwoord ..... 7

1 Inleiding ..... 9

2 Probleembeschrijving ..... 11
- 2.1 Nieuwe zandwinactiviteiten ..... 11
- 2.2 Overige zandwinactiviteiten (naar Harezlak et al, 2012c) ..... 12
- 2.3 Vraagstelling ..... 13

3 Data en methoden ..... 15
- 3.1 Modelleringstrategie ..... 15
- 3.2 EcoWasp: een integraal ecosysteemmodel voor de Waddenzee ..... 16
- 3.3 Gebruikte basisgegevens ..... 17
- 3.4 Datacontrole en data-aanvulling ..... 22
- 3.5 Juiste data als randcondities, periode 1976-nu ..... 22
- 3.6 Modelkwaliteit ..... 22

4 Preparatie van tijdreeksen voor randvoorwaarden Noordzee en IJsselmeer 2008-2022 ..... 23
- 4.1 Inleiding ..... 23
- 4.2 Gebruikte methodiek ..... 23

5 Preparatie van tijdreeksen voor de slibcondities in de Waddenzee ..... 27
- 5.1 Inleiding ..... 27
- 5.2 Gebruikte methodiek ..... 27

6 Resultaten ..... 29
- 6.1 Inleiding ..... 29
- 6.2 Effecten volgens de Kaderrichtlijn Water: de T0-berekening ..... 29
- 6.3 De autonome toestanden GR0 en GZ0 en de toestand zonder zandwinning T0 33
- 6.4 De scenario's voor de RWS-zandwinning GR1, GR1a, GR3, GR3a en GR4 en de autonome toestand GR0 ..... 37
- 6.5 De scenario's voor de HHNK-zandwinning GZ3 en GZ4 en de autonome toestand GZ0 ..... 45
- 6.6 Reproductie en groei: twee mechanismen die beïnvloed worden bij de zandwinscenario's RWS en HHNK ..... 51
- 6.7 Afname biomassa filtreerders en de daling van het fytoplanktongehalte in elk voorjaar ..... 54

6.8 Spreiding binnen de westelijke Waddenzee ..... 58
6.9 Resumé ..... 58

7 Discussie en samenvatting ..... 61
7.1 Inleiding ..... 61
7.2 Algemene methodiek: een effectketenmodel ..... 61
7.3 Koppeling van modules in keten ..... 62
7.4 Beoordeling resultaten ..... 64
7.5 Het gemiddelde beeld voor de Waddenzee ..... 68
7.6 Modelmosselen, voedselbeschikbaarheid en de 'zero nett-growth isocline' ..... 69
7.7 Interpretatie in termen van vogelvoedsel ..... 71
7.8 Verbetermogelijkheden van het EcoWasp-model en de datavoorziening ..... 72
7.9 Resumé ..... 73

Referenties ..... 75

Kwaliteitsborging ..... 77

Verantwoording ..... 77

Bijlage A Validatie van model met meetresultaten Waddenzee ..... 79
A1 Chloride ..... 80
A2 Slib ..... 82
A3 Extinctiecoëfficiënt ..... 85
A4 Silicaat ..... 87
A5 Nitraat ..... 89
A6 Fosfaat ..... 91
A7 Chlorofyl-a ..... 93
A8 Fractie zaadmosselen ..... 95

Bijlage B Preparatie van tijdreeksen voor randvoorwaarden 2008-2022 ..... 97
B1 Inleiding ..... 97
B2 Gebruikte methode ..... 97
B3 Resultaten Randvoorwaarden ..... 103

Bijlage C Preparatie van slibtijdreeksen voor de Waddenzee 2008-2022 ..... 107
C.1 Inleiding ..... 107
C.2 Gebruikte methodiek ..... 107
C.3 Resultaten Waddenzee ..... 108

# Samenvatting

Ten behoeve van de kustveiligheid wordt jaarlijks zand gesuppleerd om de basiskustlijn en het kustfundament in stand te houden c.q. te versterken. Verwacht wordt dat er over een periode van 5 jaar in totaal 124 miljoen $m^3$ zand gesuppleerd dient te worden. Het zand hiervoor zal gewonnen worden in een aantal wingebieden langs de Nederlandse kust tussen de -20 m-lijn en de 12 mijlsgrens. De zandwinning wordt uitgevoerd in het kader van de reguliere kustverdediging (Rijkswaterstaat, RWS, periode 2013-2017, 84 miljoen $m^3$) en in het kader van het programma Zwakke Schakels (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, HHNK, in 2013 en 2014, 40 miljoen $m^3$).
De voorgenomen zandwinning voor het Hoogheemraadschap moet plaats vinden in de periode 2013-2014, die voor Rijkswaterstaat in de periode 2013-2017.

Bij de zandwinning komt slib vrij dat ook tot in de Waddenzee verspreid wordt. In de Noordzeekustzone leidt het tot veranderde nutriënt- en algengehaltes, en samen met een ander lichtklimaat in de Waddenzee kan dat er toe leiden dat de primaire productie in het Waddensysteem verandert. Secundaire producenten die afhankelijk zijn van geïmporteerd plus lokaal geproduceerd voedsel kunnen vervolgens ook gevolgen ondervinden.

De centrale vraagstelling voor de westelijke Waddenzee luidt: wat zijn de gevolgen van de voorgenomen zandwinningen door RWS en HHNK voor een aantal ecologische sleutelprocessen in de Waddenzee.

De vragen zijn beantwoord met behulp van een modelstudie; voorafgaande modelexercities van Deltares leverden de veranderingen in de toestand aan de Noordzeeranden én die in het slibgehalte in de Waddenzee. Hierbij is gebruik gemaakt van een reeks van modellen waarbij achtereenvolgens waterbewegingen, slibtransport en nutriënttransport, primaire productie en fytoplanktongehaltes berekend zijn. Met behulp van het ecosysteemmodel EcoWasp zijn de verwachte veranderingen in de Waddenzee berekend. Dit betreft onder meer nutriëntgehaltes, fytoplanktongehaltes en de biomassa en sterfte van 'modelmosselen'. Deze laatste worden in deze studie representatief geacht voor alle filtrerende schelpdieren en worden in het rapport met 'filtreerders' aangeduid.

Bij (vrijwel) alle scenario's nemen de nutriëntgehaltes aan de Noordzeeranden toe als gevolg van de zandwinning, en de fytoplanktongehaltes nemen af. De relatieve groottes van die veranderingen verschillen enigszins, maar liggen jaargemiddeld toch in het algemeen rond het 1 à 2%-niveau, zowel voor nutriënt als voor fytoplankton.

Allereerst is berekend wat de toestand in de Waddenzee zou zijn zónder enige zandwinning, dus zónder de voorgenomen zandwinningen van RWS en HHNK, en ook zonder de zandwinningen die nu al gepleegd worden zoals die voor de Tweede Maasvlakte en andere projecten. De enige verandingen in de tijd zijn dan die welke in overeenstemming zijn met de verwachte ontwikkelingen volgens de Kaderrichtlijn Water (KRW). Deze achtergrondtoestand is met T0 aangeduid, en betreft dus uitsluitend effecten als gevolg van een verdergaande reductie van nutriëntenemissies.
Volgens de berekeningen resulteert deze verdergaande nutriëntenreductie in een jaargemiddelde teruggang van de biomassa aan filtreerders van 11 à 12% in 2021 vergeleken met die in 2008. Het jaargemiddelde fytoplanktongehalte is dan volgens dezelfde berekeningen ongeveer 7% lager.

Vervolgens is berekend wat de effecten zijn volgens de autonome ontwikkelingen bij beide zandwinactiviteiten, dat is de toestand als gevolg van alle zandwinningen ánders dan de betreffende voorgenomen winningen. De voorgenomen zandwinning voor het Hoogheemraadschap (HHNK) moet plaats vinden in de periode 2013-2014, die voor Rijkswaterstaat (RWS) in de periode 2013-2017, met als zwaartepunt de jaren 2015 en 2016. Hierbij is voor het autonome RWS-zandwinningscenario

aangenomen dat er al een voorkeurs-HHNK-zandwinning gepleegd wordt, en is voor het autonome HHNK-zandwinningscenario verondersteld dat er al een voorkeurs-RWS-zandwinning plaatsvindt. De beide autonome toestanden zijn dus niet identiek.
Ten opzichte van de T0 wordt voor beide autonome toestanden (GR0 voor de RWS-winningen en GZ0 voor de HHNK-winningen) maximaal een achteruitgang van 7 à 8% verwacht in filtreerderbiomassa; deze minimumwaarden worden in de voorzomer bereikt. Over het hele jaar gemiddeld bedraagt die maximale achteruitgang 4 à 4.5 % gedurende een periode van 7 jaar (2011-2018). Het fytoplanktongehalte neemt jaargemiddeld maximaal 2.5 à 3 % af in 2011, maar gedurende de periode 2012-2018 bedraagt dat percentage ongeveer 1.5%. De oorzaak van die verminderde respons is gelegen in de respons van filtreerders op het voedselaanbod en de optredende terugkoppelingsmechanismen.

Tenslotte is het effect van de verschillende zandwinscenario's berekend ten opzichte van de autonome toestanden GR0 (RWS) en GZ0 (HHNK).

Bij de RWS-zandwinning wordt over een periode van 5 jaar (2013-2017) zand gewonnen waarbij de verschillen tussen de scenario's de locatie (zeewaarts GR3, of landwaarts GR1) en zandwinmethode (diep GR4, ondiep GR1 en GR3) betreft. In alle scenario's wordt in de jaren 2013-2017 10, 14, 21, 22 respectievelijk 19 $Mm^3$ zand gewonnen. Er zijn twee extra scenario's GR1a en GR3a waarbij met ingang van 2015 jaarlijks 8 $Mm^3$ minder zand gewonnen; de overige kenmerken zijn die van de scenario's GR1 respectievelijk GR3.

Afhankelijk van het scenario is de maximale momentane afname van de filtreerderbiomassa bij de RWS-zandwinning bijna 2% (scenario's GR1 en GR4), het GR3-scenario levert een maximale momentane afname van ongeveer 1.3%. Voor de scenario's GR1a en GR3a met een gereduceerde winning vanaf 2015 wordt een maximale momentane afname van 1.3 respectievelijk 0.8% berekend.
Jaargemiddeld bedragen deze waarden 1% (GR1 en GR4), 0.74% (GR3), en 0.66% (GR1a) en 0.43% (GR3a).
Het GR3-scenario met zandwinning op grotere afstand tot de kust dan de scenario's GR1 en GR4 levert een geringere afname in het fytoplanktongehalte in de NZ-kustzone én een ongeveer de helft kleinere toename in de lichtuitdoving in de Waddenzee.

Bij de HHNK-zandwinning wordt over een periode van 2 jaar (2013-2014) zand gewonnen waarbij de verschillen tussen de onderzochte scenario's de locatie (zeewaarts GZ3, of landwaarts GZ4) betreft.

De berekende maximale momentane afname van de filtreerderbiomassa bij de HHNK-zandwinning is 1.3% (scenario GZ3 met zeewaarts gelegen winlocatie) cq 1.7% (GZ4 met landwaarts gelegen winlocatie). Jaargemiddeld bedragen deze waarden 0.74% en 1.1% voor GZ3 respectievelijk GZ4.

Bij alle scenario's cumuleren de effecten op met name de filtreerderbiomassa van jaar tot jaar. Dit wordt veroorzaakt doordat niet alleen de individuele massa van de schelpdieren beïnvloed wordt, maar ook de reproductie en daarmee de aantallen dieren.
De reden voor de afname in filtreerderbiomassa is tweeledig: de lagere fytoplanktonbiomassa in het voorjaar heeft tot gevolg heeft dat de individuele biomassa van filtreerders wat daalt; de fytoplanktontoename in de zomermaanden kan dat blijkbaar niet compenseren. Door die lagere individuele biomassa neemt ook de hoeveelheid filtreerderbiomassa die voor reproductie wordt gebruikt iets af waardoor het aantal filtreerders wat afneemt. Beide processen (lagere individuele biomassa en iets geringere reproductie en daarmee aantallen) zijn ongeveer van gelijk belang. Juist de afname van de individuele massa van de dieren in de winterperiode heeft gevolgen voor de aantalsontwikkelingen in het eropvolgende jaar.

Daar waar de berekende afname in de filtreerderbiomassa zich afspeelt in een periode van 3 à 4 jaar (RWS-scenario) cq 1 à 1.5 jaar (HHNK-scenario) neemt het herstel naar de autonome toestand veel meer tijd in beslag. Volgens de berekeningen is bij de RWS-scenario's de toestand in 2022 nog niet genormaliseerd, en bij de HHNK-scenario's duurt het herstel tot ongeveer 2018, al is ook dan de toestand nog niet precies gelijk aan die onder de autonome omstandigheden.
Het herstel van de filtreerderbiomassa verloopt dus langzamer dan de achteruitgang. Dat heeft deels te maken met de intrinsieke tijdconstante voor de groei- en sterfteprocessen van de filtreerders -deze is in de orde van een of twee jaar- maar ook met het herstel van de voorjaarsfytoplanktongehaltes in de NZ-kustzone en de troebelheid in de Waddenzee: ook deze waarden zijn in 2022 volgens de Deltaresberekeningen nog niet weer helemaal op het niveau van de autonome toestanden.

In situaties met zandwinning is in het voorjaar de primaire productie wat lager dan zonder zandwinning, maar deze wordt in de zomermaanden juist iets hoger. Als totaal neemt de bruto primaire productie iets toe, de netto primaire productie neemt licht af; de verschillen liggen op of onder het 1%-niveau. Jaargemiddeld neemt de algenbiomassa iets toe, maar binnen een jaar wordt berekend dat in het voorjaar de algenbiomassa afneemt ten gevolge van de zandwinactiviteiten, en in de zomermaanden vindt een toename plaats. Die toename is over het algemeen groter dan de afname in het voorjaar.

De vertraagde daling in filterfeederbiomassa heeft ook tot gevolg dat de filtratiedruk in het systeem pas na verloop van enige tijd daalt. Door de verminderde filtratiedruk wordt ook de verliespost graas voor het fytoplankton kleiner. Hierdoor kan het fytoplanktongehalte weer stijgen, ook bij een nog aanwezige zandwinning. In het begin reageert het fytoplanktongehalte relatief sterk op de zandwinactiviteiten, na enige tijd is echter de reactie van het fytoplanktongehalte minder sterk dan die van de filtreerderbiomassa.

# Dankwoord

Jenny Cremer (IMARES) heeft zorg gedragen voor de gevraagde databasewerkzaamheden.
De Waterbase-helpdesk (Rijkswaterstaat) is zeer behulpaam geweest bij het leveren van al de gevraagde waterkwaliteitsdata.
Rob Dekker (NIOZ) stelde Balgzand-monitoringdata ter beschikking om in het model de schelpdiersterfte te kunnen afregelen.
Liesbeth van der Vlies (IMARES) verzorgde de definitieve opmaak.

# 1 Inleiding

Ten behoeve van de kustveiligheid wordt jaarlijks zand gesuppleerd om de basiskustlijn en het kustfundament in stand te houden c.q. te versterken. Verwacht wordt dat er over een periode van 5 jaar in totaal 124 miljoen $m^3$ zand gesuppleerd dient te worden. Het zand hiervoor zal gewonnen worden in een aantal wingebieden langs de Nederlandse kust tussen de -20 m-lijn en de 12-mijlsgrens.

Het te winnen zand bevat slib waarvan een deel zich verspreidt waardoor op andere locaties het doorzicht verminderd wordt. De lagere doordringing van zonlicht kan effecten hebben op de algengroei, wat weer effect kan hebben op de groei van schelpdieren in het gebied. Ook kan het hogere slibgehalte de opname van voedsel door schelpdieren verminderen.

Daarnaast zal een veranderde algengroei in de kustzone consequenties hebben voor de gehaltes aan opgeloste nutriënten aan de randen van de Waddenzee, dan wel de verdeling van nutriënten tussen de opgeloste en particulaire toestand aldaar.

Zowel een veranderd slibgehalte ín de Waddenzee als veranderde condities aan de Noordzeezijde zullen gevolgen hebben voor de productiviteit van de Waddenzee. Om tot een kwantitatieve inschatting van die effecten te komen zijn kwantitatieve modelberekeningen ingezet.

Ook nu al vinden zandwinactiviteiten plaats in de Nederlandse kustzone. Om de effecten van de nieuw uit te voeren winningen berekeningen in het juiste perspectief te plaatsen is tevens nodig de situatie te kennen, waarbij alleen de natuurlijke ontwikkelingen een rol spelen zonder dat enige zandwinning plaatsvindt.

Om de effecten te berekenen is voor de Waddenzee het EcoWaspmodel gebruikt. Het is een stofstroommodel waarin nutriëntcycli, primaire en secundaire productie en mineralisatie gemodelleerd is. Ruimtelijk is het een compartimentenmodel waarbij uitwisseling met de Noordzee, toevoer vanuit het IJsselmeer en uitwisseling tussen de compartimenten plaats vindt. Het effect van getijden is verdisconteerd. Het model bevat een uitgebreide beschrijving van bodemprocessen, wat van belang is in een relatief ondiep systeem als de Waddenzee.

# 2 Probleembeschrijving

## 2.1 Nieuwe zandwinactiviteiten

Er zijn twee zandwinactiviteiten voorzien; een voor Rijkwaterstaat (in dit rapport steeds met RWS aangeduid) en een voor het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (aangeduid met HHNK). In beide gevallen wordt in principe zand tot maximaal 2 meter diep gewonnen op locaties buiten de -20 m-lijn. Voor deails wordt verwezen naar Harezlak et al (2012a-c).

De RWS-zandwinactiviteiten zullen plaats vinden ten behoeve van reguliere kustsuppleties (RWS) en strekken zich uit over de periode 2013-2017 (Tabel 1
Tabel 1 en Tabel 2).

*Tabel 1 Zandwinning Rijkswaterstaat (RWS). Te winnen zand in miljoenen m3/jaar*

| Jaar | voor 1-jan-2013 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | vanaf 1-jan-2018 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| GR0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| GR1 | 0 | 10.15 | 14.49 | 20.91 | 22.24 | 18.65 | 0 |
| GR1a | 0 | 10.15 | 14.49 | 12 | 14.2 | 10.6 | 0 |
| GR3 | 0 | 10.15 | 14.49 | 20.91 | 22.24 | 18.65 | 0 |
| GR3a | 0 | 10.15 | 14.49 | 12 | 14.2 | 10.6 | 0 |
| GR4 | 0 | 10.15 | 14.49 | 20.91 | 22.24 | 18.65 | 0 |

*Tabel 2 Omschrijving van de RWS-zandwinactiviteiten*

| naam | Omschrijving |
|---|---|
| GR0 | Autonoom |
| GR1 & GR1a | RWS landwaarts ondiep, met vrijwaringszone van 900 m (meegenomen in coordinaten wingebieden). GR1a is een gereduceerde vorm van GR1: vanaf 2015 wordt jaarlijks ongeveer 8 $Mm^3$ minder zand gewonnen |
| GR3 & GR3a | RWS zeewaarts ondiep. GR3a is een gereduceerde vorm van GR3: vanaf 2015 wordt jaarlijks ongeveer 8 $Mm^3$ minder zand gewonnen |
| GR4 | RWS diep (2 km) |

Uit Tabel 1 is duidelijk dat de maximale winning in de jaren 2015-2016 plaats vindt. De verschillen tussen de scenario's betreffen met name de winlocaties. Voor de scenario's GR1a en GR3a zijn de locaties identiek aan de scenario's GR1 respectievelijke GR3, maar betreft het een kleiner zandvolume.

De HHNK-zandwinactiviteiten zullen plaats vinden ten behoeve van de "Zwakke Schakels Noord-Holland" (ZS N-H) en zijn geconcentreerd in de jaren 2013-2014 (Tabel 3 en Tabel 4). Het verschil tussen de scenario's GZ3 en GZ4 betreft de winlocatie.

*Tabel 3 Zandwinning Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK). Te winnen zand in miljoenen m3/jaar*

| Naam | Hoeveelheden zand (Mm3) | | |
|---|---|---|---|
| | voor 1-jan-2013 | 1-jan-2013 t/m 31-dec-2014 | vanaf 1-jan-2015 |
| GZ0 | 0 | 0 | 0 |
| GZ3 | 0 | 40 | 0 |
| GZ4 | 0 | 40 | 0 |

*Tabel 4 Omschrijving van de HHNK-zandwinactiviteiten*

| | |
|---|---|
| GZ0 | Autonoom |
| GZ3 | ZSs NH zeewaarts (diep) |
| GZ4 | ZSs NH landwaarts (diep) noord |

## 2.2 Overige zandwinactiviteiten (naar Harezlak et al, 2012c)

Naast de voorgenomen zandwinningen zoals hierboven beschreven is vindt nog een aantal zandwinactiviteiten plaats. Deze activiteiten zijn uitgebreid toegelicht in Harezlak et al. (2012c). Samenvattend geldt dat de komende jaren zand zal worden gewonnen ten behoeve van de laatste fase van de Tweede Maasvlakte, de Westerschelde Containerterminal (20 $Mm^3$), de commerciële zandwinners (LaMer, circa 25 $Mm^3$ ophoogzand/jaar), en ter versterking van de zwakke schakels in Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK). Tijdens de winning van dit zand zal slib vrijkomen dat zich netto in noordoostelijke richting langs de kust zal verplaatsen. De loswallen kunnen nog niet expliciet gemodelleerd worden. In plaats hiervan zijn ze wel in de combinatie achtergrond en autonoom meegenomen door de calibratie op metingen. In de volgende alinea's worden de actviteiten kort toegelicht; in Tabel 5 is een overzicht gegeven.

*Maasvlakte-2*
Voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte wordt uitgegaan van: 2008 t/m 2010: in werkelijkheid gewonnen hoeveelheden; 2011- 2012 hoeveelheden die door Havenbedrijf Rotterdam en Rijkswaterstaat zijn gepland; 2013 - 2018 jaarlijks gelijke hoeveelheden zodat uiteindelijk het vergunde totaal van 275 $Mm^3$ bereikt wordt.

*Zandwinning ten behoeve van ophoogzand*
Voor de zandwinning ten behoeve van ophoogzand worden voor de jaren 2008 t/m 2010 de in werkelijkheid gewonnen hoeveelheden gebruikt, voor 2011 wordt de geplande hoeveelheid (9 $Mm^3$) en na 2011 wordt uitgegaan van een continue winning van 25 $Mm^3$ per jaar voor de jaren 2012 t/m 2017, in overeenstemming met de vergunde hoeveelheden.

*Westerschelde Container Terminal*
Voor de winning van WCT wordt een totale hoeveelheid van 20 $Mm^3$ gewonnen over de periode 2013-2015, zie Tabel 5.

*Versterking zwakke schakels Noord-Holland*
Voor de zandwinning ten behoeve van de versterking van de zwakke schakels Noord-Holland wordt uitgegaan van een winning van 20 $Mm^3$ gelijkmatig verdeeld over 2013 en 2014.

*Andere activiteiten*
Tussen 2008 en 2011 zijn ook andere initiatieven (Zandmotor, versterking zwakke schakels Zuid-Holland) ook meegenomen met de in werkelijkheid gewonnen hoeveelheden.

*Tabel 5 Overzicht van gepleegde dan wel geplande zandwinningen tot en met 2018*

| | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MV-2 (Maasvlakte-2) | 0 | 77.8 | 91.4 | 18.9 | 30 | 9.5 | 9.5 | 9.5 | 9.5 | 9.5 | 9.5 |
| LaMER (Ophoogzand) | 11.9 | 11.1 | 9.1 | 9 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 0 |
| W.C.T. (Westerschelde) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 11 | 6 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | | | | | | | | |
| Als autonome toestand voor de RWS-scenario's. De verwachte winning waar mee gerekend wordt bij de scenario's bedraagt de dubbele hoeveelheid in 2013-2014. | | | | | | | | | | | |
| HHNK Zwakke schakels | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | | | | | | | | |
| Als autonome toestand voor de HHNK-scenario's | | | | | | | | | | | |
| RWS | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10.15 | 14.5 | 20.9 | 22.2 | 18.6 | 0 |

## 2.3 Vraagstelling

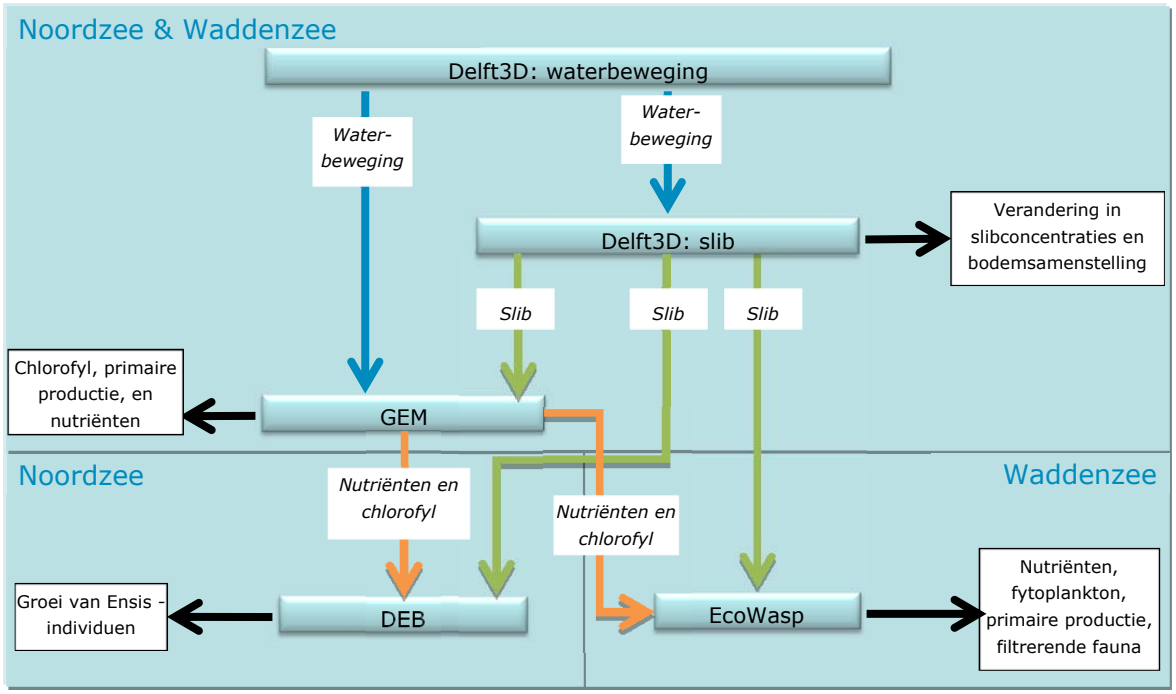
De centrale vraagstelling voor de westelijke Waddenzee luidt: wat zijn de gevolgen van de zandwinning voor een aantal ecologische sleutelprocessen in de Waddenzee. Dit betreft vooral de primaire productie en de hoeveelheid schelpdieren in de Waddenzee, alsmede een schatting van de hoeveelheid voedsel die geproduceerd wordt voor secundaire consumenten, waaronder alle mogelijke predatoren vallen, van garnalen tot vogels.

# 3 Data en methoden

## 3.1 Modelleringstrategie

De processen die in deze studie moeten worden onderzocht en gekwantificeerd zijn gevarieerd en ingewikkeld. Op dit moment bestaat geen numeriek model dat in staat is om die processen volledig en aaneengesloten te reproduceren. In plaats daarvan moet een combinatie van numerieke modellen sequentieel worden gebruikt, waarin de uitvoer van het ene model de invoer van het andere wordt.

In de gekozen aanpak is eerst een waterbewegingsmodel gebruikt om de transportvelden te berekenen. De uitkomsten worden gebruikt om de slibvelden te berekenen; en als laatste worden de nutriënt- en fytoplanktongehaltes berekend. De uitkomst van het slibmodel en het nutriënt+fytoplanktonmodel wordt uiteindelijk gebruikt om het effect van de zandwinning op schelpdieren te kwantificeren. De relaties tussen de verschillende modellen zijn in Figuur 1 weergegeven.




*Figuur 1 Samenhang van numerieke modellen die gebruikt zijn om het effect van zandwinning op de ecologie van de zuidelijke Noordzee en Waddenzee te kwantificeren*

### 3.1.1 Het waterbewegingsmodel

Een waterbewegingsmodel is noodzakelijk om het transportpatronen van slib en nutriënten te berekenen. Het model is gebaseerd op het Delft3D-FLOW softwaresysteem en dekt de zuidelijke Noordzee (Zuno) en Waddenzee. Er wordt gebruik gemaakt van de "domein-decompositie"-techniek, waardoor verschillende ruimtelijke resoluties tegelijk gebruikt kunnen worden. De toepassing die in deze studie is gebruikt wordt vaak Zuno-DD benoemd. De transportvelden worden, in tijd en ruimte, gestuurd door getij, wind en rivierlozingen.

### 3.1.2 Het slibmodel

De slibconcentraties worden berekend met behulp van het Delft3D-WAQ softwaresysteem. Dit model maakt gebruik van de berekende transportvelden (3.1.1). In het 3D-model worden slibdeeltjes 'geproduceerd' in de beoogde zandwingebieden volgens het geplande zandwinprogramma en vervolgens getransporteerd. Daarbij vindt een zich steeds herhalend proces van bezinking en resuspensie plaats, waarbij ook een deel van de slibdeeltjes in de bodem kan achterblijven. Bezinking vindt plaats als gevolg van dichtheidsverschillen tussen de vaste deeltjes en de vloeistof, en resuspensie vindt plaats als gevolg van stroming en golfwerking.

### 3.1.3 Het nutriënttransport- en primaire-productiemodel GEM

Het GEM-Noordzeemodel is gebaseerd op het generieke softwaresysteem Delft3D-ECO. Het GEM-model beschrijft onder meer het stoftransport, de nutriënten- en zuurstofhuishouding, de primaire productie, chlorofyl, samenstelling van het fytoplankton en het onderwaterlichtklimaat.
Het model maakt gebruik van vooraf berekende transportvelden (3.1.1) en slibconcentraties (3.1.2) om het lichtklimaat in de waterkolom te berekenen.
Voorafgaand de scenarioberekeningen is het GEM-model gecalibreerd om de geobserveerde hoeveelheden (nutriënten, chlorofyl, detritus, etc.) langs de Nederlandse kust en Waddenzee zo goed mogelijk weer te geven.

### 3.1.4 Het EcoWasp-model

Voor de ecologische toestand van de Waddenzee is het ecosysteemmodel EcoWasp toegepast. Het model gebruikt –na enige omrekening- slibconcentraties van het slibmodel (voor de toestand ín de Waddenzee) en nutriënt- en algenconcentraties van het GEM-model (voor de toestand in de Noordzeekustzone als randvoorwaarden) om (onder andere) de biomassa van mosselen in de Waddenzee te berekenen. De toevoer van nutriënten en organisch materiaal vanuit het IJsselmeer, de uitwisseling tussen Waddenzee en Noordzee, de watertemperatuur en de globale straling zijn sturende grootheden voor de modelberekeningen. In het model wordt een "modelmossel" als 'standaard'-schelpdier beschouwd. Bepalend voor de draagkracht is immers met welke intensiteit het fytoplankton begraasd kan worden.

Omdat EcoWasp de pijler is van de voorliggende rapportage wordt dit model in de volgende sectie (3.2) nader toegelicht. Vervolgens wordt ook verklaard hoe de GEM-variabelen in de Noordzee-kustzone zijn getransformeerd naar EcoWasp-randcondities (hoofdstuk 4) alsook op welke wijze de berekende slibgehaltes zijn gebruikt (hoofdstuk 5).

## 3.2 EcoWasp: een integraal ecosysteemmodel voor de Waddenzee

Het bestaande ecosysteemmodel (EcoWasp) is toegepast. Hierin worden stofstromen van nutriënt-algen-filtreerder met inbegrip van remineralisatieprocessen beschreven. Het model berekent onder meer wat de biomassa van schelpdieren in het systeem kan zijn, evenals hun activiteit (zoals filtratiesnelheden, groeisnelheden, reproductie).

Voor een uitgebreide modelbeschrijving en beschrijving van de toepassing wordt verwezen naar Brinkman (1993a) en Brinkman & Smaal (2004). In Figuur 2 is een beknopt overzicht gegeven. Een overzicht van de schematisatie van de westelijke Waddenzee is gegeven Figuur 3. De toevoer van nutriënten en organisch materiaal vanuit het IJsselmeer, de uitwisseling tussen Waddenzee en Noordzee (geschetst in in Figuur 4 en Figuur 5), de watertemperatuur en de globale straling zijn sturende grootheden voor de modelberekeningen. Het als 'standaard'-schelpdier oftewel "modelmossel" wordt in

de rapportage filtreerder genoemd om verwarring met 'echte' mosselen te voorkomen. De sterke terugkoppeling van de schelpdierontwikkeling op de algengehaltes is een van de redenen waarom dit model beter geschikt is voor deze studie dan andere modellen waarin deze ontwikkeling van filtreeders ontbreekt. Omdat bepalend voor de draagkracht is met welke intensiteit het fytoplankton begraasd kan worden, kan via een andere biomassa-specifieke filtratiesnelheid een vertaling naar andere schelpdiersoorten plaats vinden; maar dat is in deze exercitie niet gedaan.

Omdat EcoWasp zowel groei (verandering van individuele grootte) als sterfte (verandering van aantallen) van schelpdieren berekent kan ook geschat worden hoeveel sterfte er plaatsgevonden heeft in termen van biomassa en opgesplitst naar grootte van de filtreerders. Door te veronderstellen dat sterfte een synoniem is voor predatie door andere organismen kan de voedselopname door andere organismen ook gekwantificeerd worden, gespecificeerd naar grootte van deze 'modelmosselen'.

## 3.3 Gebruikte basisgegevens

### 3.3.1 Meteorologische data

Gebruik is gemaakt van de dagelijkse KNMI-data voor vliegveld De Kooij te Den Helder (www.knmi.nl). Gebruikt zijn de dagelijkse globale instraling (J $m^{-2}$ per dag, omgerekend naar W $m^{-2}$), de daggemiddelde windsnelheid (m $s^{-1}$) en de windrichting.

### 3.3.2 Nutriëntdata

De gehaltes in het IJsselmeer en de Noordzee zijn afkomstig uit het waterkwaliteitsmonitoring-programma van Rijkswaterstaat, evenals de data in de Waddenzee die als vergelijkingsmateriaal zijn gebruikt, en de watertemperaturen voor de Waddenzee. Brinkman (2008) analyseerde trends in deze data. De uitkomsten uit deze analyse, aangevuld met nieuwe data, zijn gebruikt.

### 3.3.3 Toevoerdebieten en uitwisseling tussen de compartimenten en met de Noordzee

Gegevens over de toevoer van water vanuit het IJsselmeer zijn eveneens van Rijkswaterstaat afkomstig (www.waterbase.nl).
De uitwisseling met de Noordzee evenals de instroom vanuit de Noordzee is gebaseerd op Ridderinkhof (1988), maar de getalswaarden zijn aangepast na afregeling van berekende saliniteitsdata met gemeten waarden (bijlage A1).
De uitwisseling tussen de compartimenten en die met de Nordzee en de in- en uitstroom is constant verondersteld voor de gehele simulatieperiode.

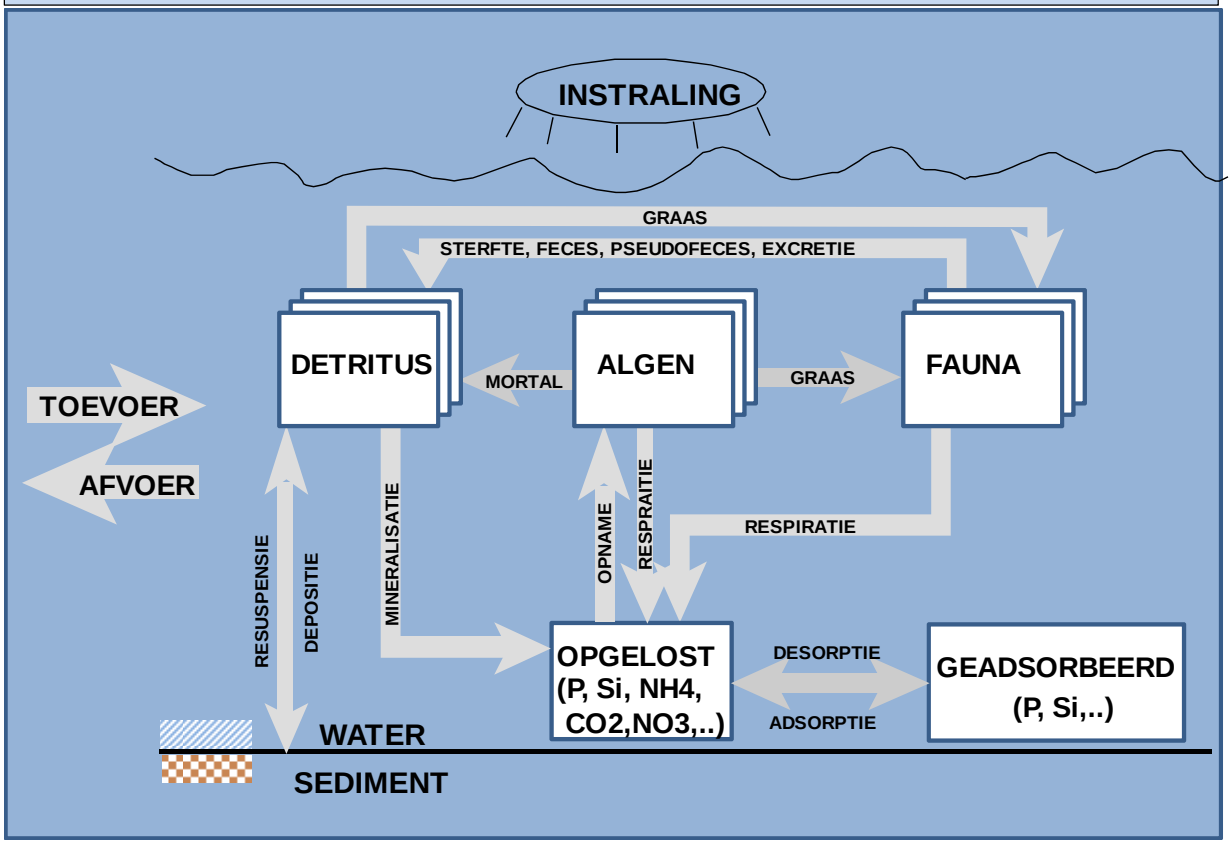
### 3.3.4 Beschikbare jaren

De meeste data zijn beschikbaar voor de periode 1976-2008. Afhankelijk van de variabele zijn soms ook voor de jaren 2009 en een deel van 2010 al gegevens beschikbaar. Meteorologische data zijn beschikbaar tot "gisteren".

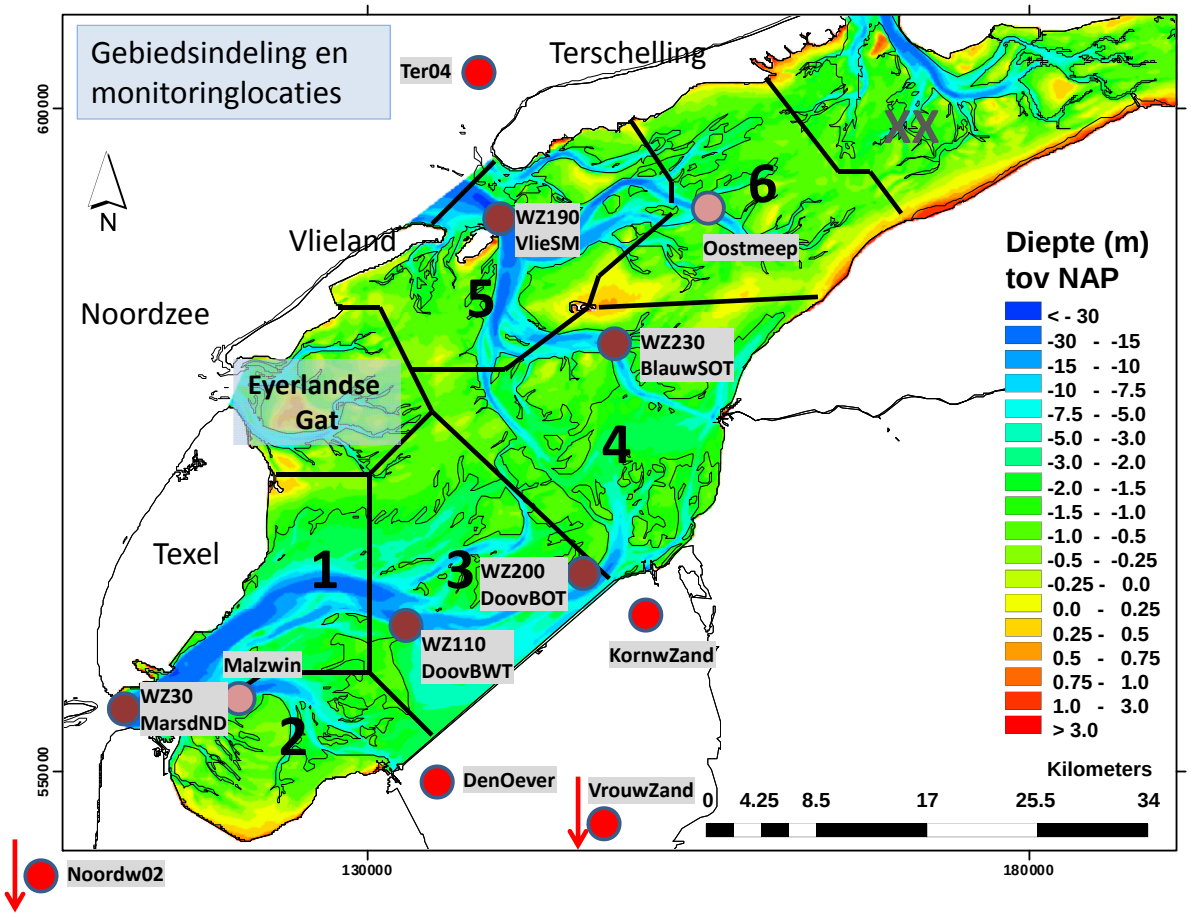
In het EcoWasp-model is een aantal ecosysteemprocessen beschreven: primaire productie door fytoplankton en fytobenthos, begrazing van deze algen door dieren en remineralisatie van afgestorven organisch materiaal. Hiermee komen weer nutriënten vrij die door de algen gebruikt worden voor hernieuwde groei. Er vindt toevoer plaats van nutriënten en andere stoffen via instroming (advectie) of via uitwisseling (dispersie). Er is ook een sedimentcompartiment; materiaal kan bezinken of opwervelen waardoor er een opslag van met name afgestorven organisch materiaal kan plaatsvinden (voorraadvorming). Door afbraakprocessen komen ook in de bodem nutriënten vrij, die deels aan bodemmateriaal kunnen adsorberen. Ook dit geadsorbeerde materiaal is een voorraad waaruit geput wordt in perioden waarin er in de waterkolom een tekort bestaat.

Van de dieren in het model wordt grootte en aantal beschreven. Er is per diersoort een aantal cohorten onderscheiden, van larven (klasse 1) tot adulten (laatste klasse). Bij de voortplanting wordt de eerste klasse gevuld en de overige klassen schuiven alle één op, waarbij de voorlaatste klasse met de laatste wordt samengevoegd. In het model kan het aantal klassen variëren, al naar nodig wordt geacht. Voor kleine dieren die zich vaak voortplanten kan één enkele klasse gekozen worden; de dieren hebben dan automatisch een vaste grootte en hiermee gaat de beschrijving voor die dieren over in een 'ouderwets' biomassamodel. Worden meerdere cohorten (klassen) verondersteld, dan neemt na de reproductie binnen elk cohort het aantal dieren voortdurend af, hetzij door 'gewone' sterfte hetzij door predatie.

In de modeltoepassingen komen drie soorten algen voor (diatomeeën, niet-diatomeeën en benthische diatomeeën) en "mosselen" als enige faunasoort. In de rapportage wordt dit consequent "filtreerder" genoemd.



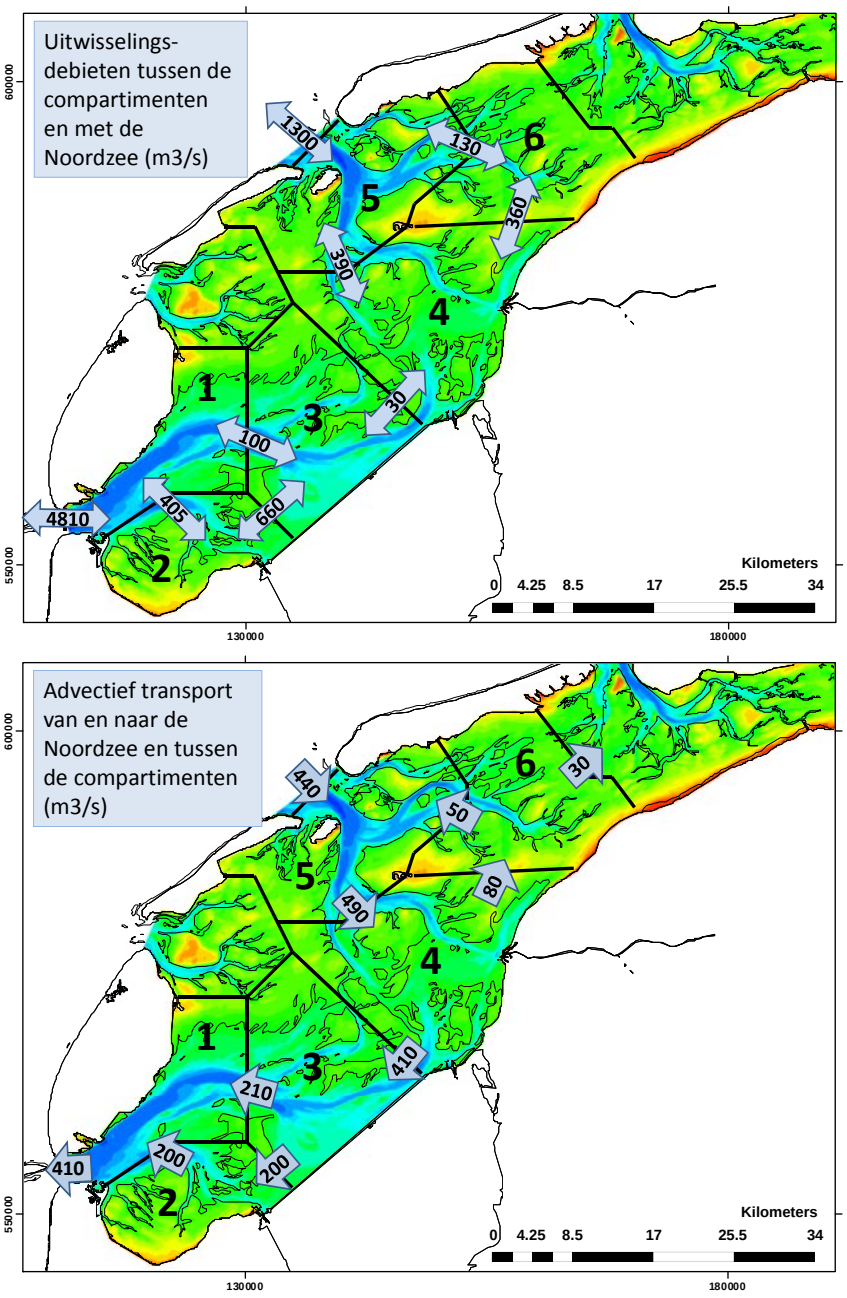

*Figuur 2* *Schematisch overzicht en korte beschrijving van het EcoWasp-model. Voor een uitgebreidere toelichting wordt verwezen naar Brinkman (1993a) en Brinkman & Smaal (2004).*



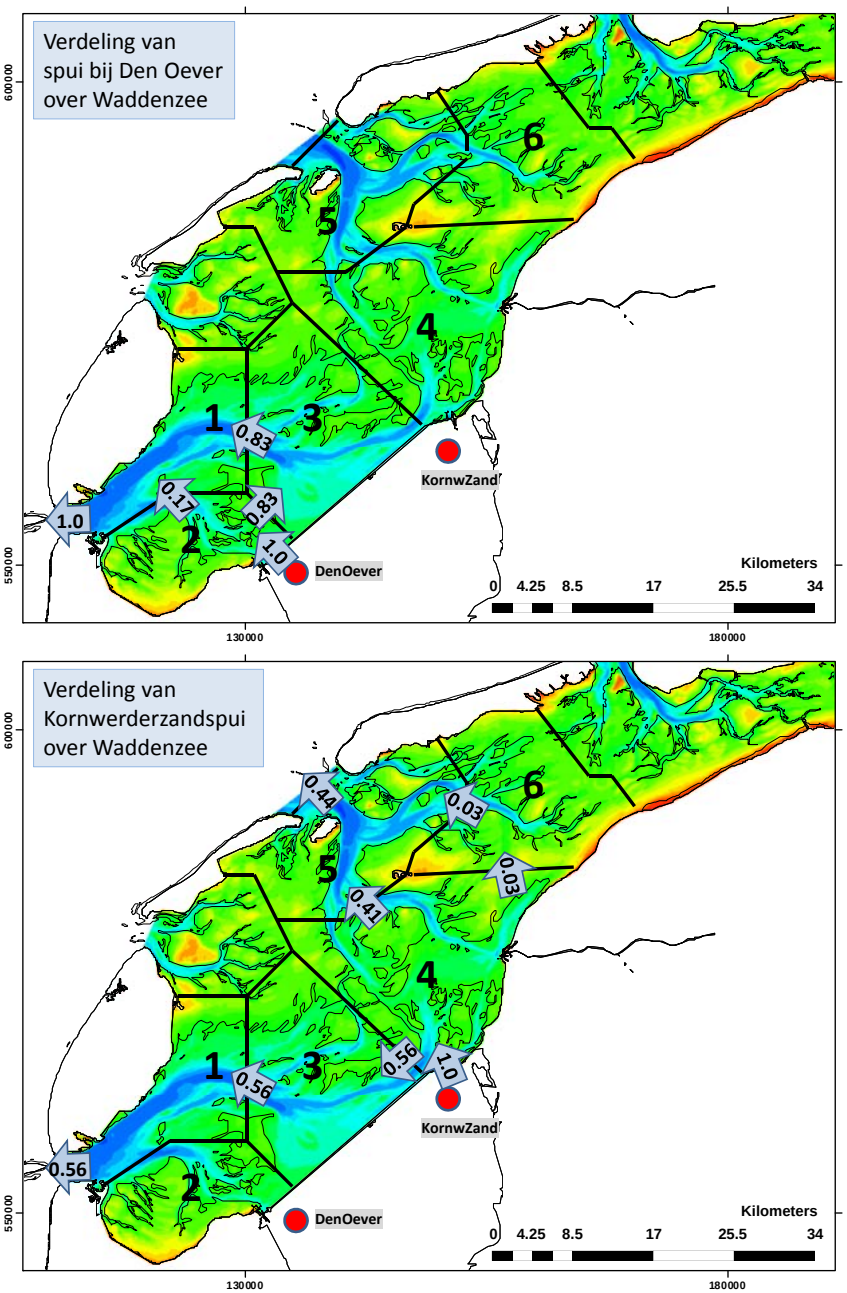

*Figuur 3* *Schematisatie van de westelijke Waddenzee in het EcoWasp-model, getekend in een dieptekaart van de westelijke Waddenzee (data RWS). Elk compartiment (1-6) bevat een droogvallend deel (deelcompartimenten 1-6), een sublitoraal deel (tot 5 m diepte, deelcompartimenten 7-12) en een dieper deel (de geulen, beneden 5 m diepte, deelcompartimenten 13-18). Compartiment nummer 1 bevat aldus de deelcompartimenten 1, 7 en 13, compartiment 2 de deelcompartimenten 2, 8 en 14, etc… tot nr 6 met deelcompartimenten 6, 12 en 18. Deze nummering van deelcompartimenten en monitoringlocaties komt in een aantal figuren met model- en meetresultaten aan de orde.*

*De donkerrode cirkels geven de reguliere monitoringlocaties van Rijkswaterstaat aan, lichtrood betreft de locaties Oostmeep en Malzwin waar een beperkte dataset beschikbaar is. De helderrode cirkels geven de monitoringlocaties weer die de randvoorwaarden betreffen. Het Eyerlandse Gat (tussen Texel en Vlieland) en het wad ten oosten van het Terschellinger wantij vallen buiten het modelgebied. Afkortingen: WZ30/MarsdND= Marsdiep Noord; WZ110/DoovBWT= Doovebalg West; WZ200/DoovBOT= Doovebalg Oost; WZ190/VieSM= Vliestroom; WZ230/BlauwSOT= Blauwe Slenk Oost; DenOever= Den Oever; KornwZand= Kornwerderzand; Noordw02= Noordwijk02, 2 km uit de kust; Ter04= terschelling 04, 4 km uit de kust.*

*De gebieden 1-3 samen vormen het Marsdiepbassin; de gebieden 4-6 het Vliebassin.*




*Figuur 4* *Overzicht van de gebruikte transportkarakteristieken, getekend in een dieptekaart van de westelijke Waddenzee (data RWS), legenda zie Figuur 3. Boven: de uitwisselingsdebieten tussen de compartimenten en met de aangrenzende Noordzee; onder: advectief transport over de compartimentsgrenzen. Alle waarden in $m^3 s^{-1}$.*




*Figuur 5* *Overzicht van de verdeling van IJsselmeerspui, getekend in een dieptekaart van de westelijke Waddenzee (data RWS), legenda zie Figuur 3. Boven: Den Oever, onder: Kornwerderzand. De getallen geven de fracties weer die toegekend worden aan de betreffende advectieve termen. Bijvoorbeeld: van elke $m^3$ bij Den Oever neemt de advectieve term van compartiment 2 naar 3 met 0.83 $m^3$ toe. Is die advectieve term negatief (van 3 naar 2), dan neemt die met dat bedrag af.*

## 3.4 Datacontrole en data-aanvulling

De beschikbare monitoringdata van Rijkswaterstaat zijn gecontroleerd op correctheid en consistentie en ook op uitschieters. Waar mogelijk zijn data aangevuld: de bestanden bevatten van een reeks (totaal, vast, opgelost) in de meeste gevallen twee van de drie getallen, waardoor de derde berekend kan worden. Voor fosfaat en stikstof bestaat de reeks uit meer componenten dan de drie die hier genoemd zijn, maar ook hierbij is daar waar mogelijk de datareeks aangevuld.

## 3.5 Juiste data als randcondities, periode 1976-nu

De monitoringdata voor de randen tonen hiaten; en dat geldt met name voor de data voor het IJsselmeer. Gegevens voor de locaties vlak bij de spuisluizen van Den Oever en Kornwerderzand zijn beschikbaar voor de periode tot aan 1993. De relaties tussen deze data en die op locatie Vrouwenzand, centraal in het IJsselmeer, zijn geanalyseerd, en deze relaties zijn gebruikt om voor de periode 1993-nu de randcondities te schatten.

## 3.6 Modelkwaliteit

Er is voor deze studie vrijwel geheel gebruik gemaakt van de parameterinstellingen zoals die eerder al gebruikt is geweest (Smit et al, 2011). Voor een aantal toestandsgrootheden zijn modelberekeningen en meetwaarden met elkaar vergeleken, zie bijlage A. Omdat voor de huidige studie al de randvoorwaarden opnieuw gecontroleerd en deels gecorrigeerd zijn zullen de uitkomsten op onderdelen wat kunnen afwijken van de resultaten die in (Smit et al, 2011) zijn gepresenteerd.

# 4 Preparatie van tijdreeksen voor randvoorwaarden Noordzee en IJsselmeer 2008-2022

## 4.1 Inleiding

Door Deltares is voor de berekening van de scenario's (hoofdstuk 2) een aantal tijdseries aangeleverd voor de periode 2008-2022, berekend met het GEM (sectie 3.1.3). Dit betreft één serie die de verwachte ontwikkeling beschrijft aan de randen volgens de Kaderrichtlijn Water (KRW), zonder dat daarbij zandwinning van enige betekenis plaatsvindt (T0). Daarnaast is een tweetal series geleverd waarmee de autonome toestanden beschreven wordt voor elk van de twee hoofdscenario's (zandwinning door Rijkswaterstaat (GR0) respectievelijk die door het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (GZ0)). Daaraan gekoppeld zijn berekeningen die elk weergeven wat de relatieve veranderingen van die autonome toestanden zijn bij de mogelijke scenario's.

## 4.2 Gebruikte methodiek

Omdat het GEM-model van Deltares met andere variabelen rekenen dan EcoWasp moeten de uitkomsten van de GEM-berekeningen voor de Noordzeekustzone worden vertaald naar randvoorwaarden voor EcoWasp.
Dit is als volgt gedaan:

(i) Uit de randvoorwaarden voor de Noordzee en het IJsselmeer (meetwaarden volgens het Rijkswaterstaat-monitoringprogramma) is een dataset gemaakt die gelijk is voor ál de jaren 2008-2022: er is geen verandering én er vindt ook geen zandwinning plaats. Deze toestand, die B00 is genoemd, is alleen nodig voor de constructie van de overige randvoorwaarden-tijdseries, en wordt in het rapport alleen gebruikt als referentietoestand.

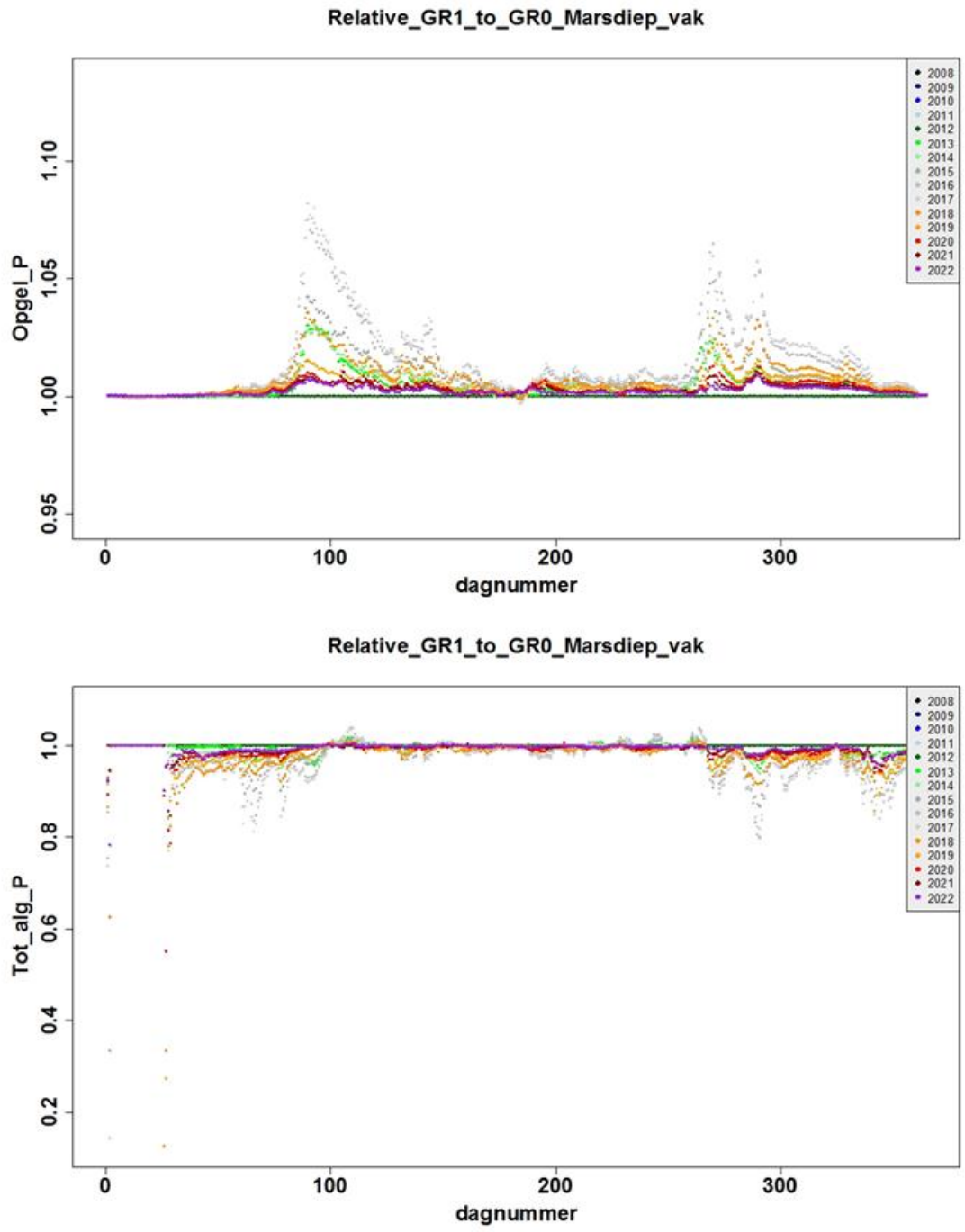
(ii) Met de GEM-dataset T0 zijn de veranderingen berekend voor de periode 2008-2022 zoals die verwacht worden indien alleen de KRW in aanmerking wordt genomen en zandwinning geheel afwezig is. Dit betreft dus alleen een afname in nutriëntbelasting (N en P).

(iii) Met de GEM-datasets GR0 en GZ0 zijn de randvoorwaarden voor de autonome toestanden berekend voor de periode 2008-2022 voor respectievelijk de RWS-scenario's en de HHNK-scenario's. De autonome toestand GR0 bevat een verwachte zandwinning volgens de HHNK-voorkeursvariant en de autonome toestand GZ0 bevat een verwachte zandwinning volgens de RWS-voorkeursvariant.

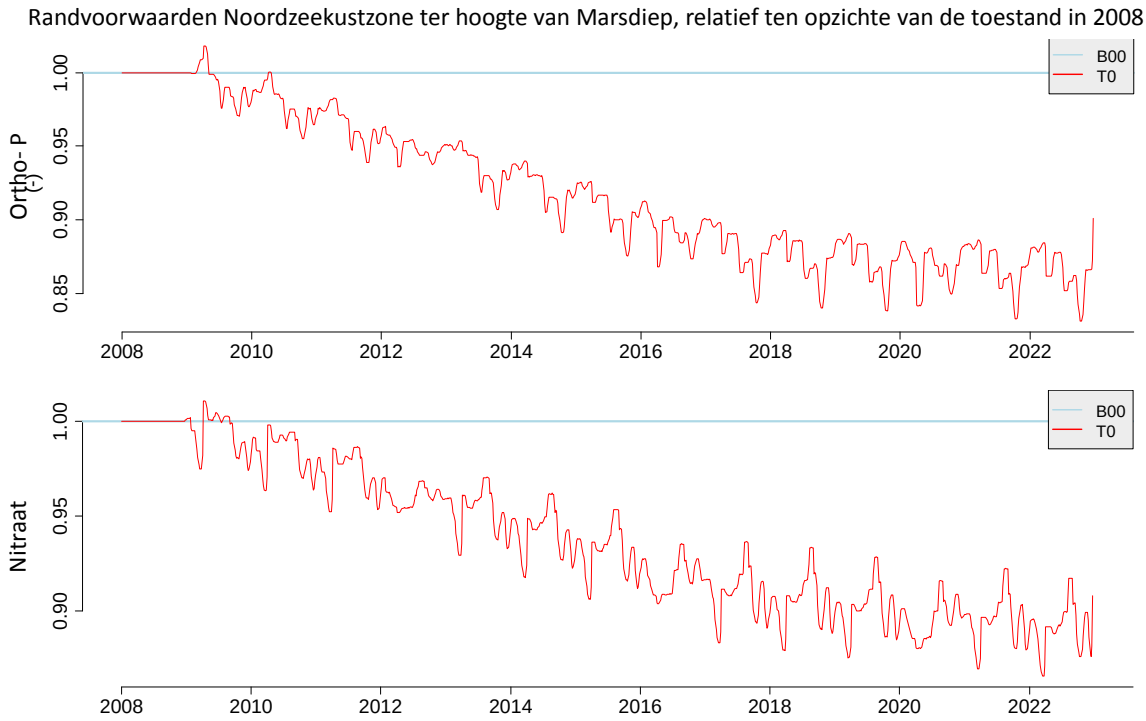
(iv) Met de GEM-datasets GRi en GZi zijn de randvoorwaarden voor de verschillende scenario's berekend.

In Figuur 6 is een voorbeeld gegeven van de veranderingen voor het scenario GR1 ten opzichte van de autonome toestand (GR0) voor het opgeloste anorganische fosfaat en het algen-gebonden fosfaat nabij het Marsdiep, zoals berekend met het GEM. Hieruit wordt bijvoorbeeld duidelijk dat in voor- en najaar het algengehalte in de Noordzeekustzone daalt, en het fosfaatgehalte juist stijgt. In de zomermaanden wordt dit niet teruggevonden. Het fosfaatpatroon wordt ook voor anorganisch stikstof gevonden.

In Figuur 7 is een voorbeeld gegeven van veranderingen in de condities in het IJsselmeer: de daling van het nitraat- en het ortho-fosfaatgehalte in de jaren vanaf 2008.




*Figuur 6* *Relatieve verandering per jaar bij scenario GR1 ten opzichte van de autonome toestand (GR0), uitgezet voor de dag in elk jaar 2008-2022. Locatie Marsdiep_vak, dat is de Noordzeekustzone bij het Marsdiep. Boven: ortho-fosfaat (totaal opgelost anorganisch fosfaat), onder het totaal gehalte aan algen-gebonden P. Merk op dat, waar het algen-P-gehalte daalt in het begin en aan het eind van het jaar ten opzichte van de autonome toestand, het fosfaatgehalte juist stijgt.*




*Figuur 7* *Relatieve veranderingen in nutriëntgehaltes in de kustzone ter hoogte van het Marsdiep als gevolg van de natuurlijke ontwikkelingen alleen: de gevolgen volgens de KaderRichtlijn Water (KRW). Boven: ortho-fosfaat, onder: nitraat. Deze verhoudingen zijn precies zo aangehouden voor de toevoer vanuit het IJsselmeer. Elk jaartal geeft het begin van dat jaar aan.*

# 5 Preparatie van tijdreeksen voor de slibcondities in de Waddenzee

## 5.1 Inleiding

De situatie in de Waddenzee zelf verandert eveneens door de zandwinning. De veranderingen in de lichtcondities moeten in overeenstemming zijn met de veranderingen die Deltares berekend heeft voor de gehaltes aan zwevend slib.

EcoWasp berekent zelf de gehaltes aan zwevend materiaal. Dit gebeurt aan de hand van relaties tussen maximale stroomsnelheid van het water, windsnelheid en -richting (cq strijklengte) en de resuspensie van bodemmateriaal. Windsnelheid en -richting betreffen KNMI-data (zie 3.3.1), maximale stroomsnelheden zijn rekendata die met een stromingsmodel zjn berekend (beschreven in Brinkman & Bult, 2003) en per compartiment gemiddeld. De bodemsamenstelling speelt tevens een rol, en is hierin een gegeven: die is berekend aan de hand van de sedimentatlas voor de Waddenzee (RIKZ, 1998; Zwarts et al, 2003). De bezinksnelheid van deeltjes is een eigenschap van elk type materiaal, en is niét afhankelijk van wind of stroomsnelheid. De winddata betreffen dagcijfers en daarmee wordt een snelle fluctuatie van zwevend materiaal gesimuleerd. De procesparameters zijn afgesteld aan de hand van de Rijkswaterstaat-monitoringdata, dusdanig dat de berekende gemiddelde gehaltes overeenkomen met de meetwaarden. Zie ook bijlage A2 voor een vergelijking tussen meet- en berekende data.

Deltares heeft zevendaagse data aangeleverd voor de slibgehaltes voor elk scenario. Per scenario zijn in EcoWasp niet de berekende slibgehaltes zélf aangepast, maar de veranderingen zijn verdisconteerd in het effect: een door Deltares berekende toename van het slibgehalte met y% levert een y% hogere bijdrage van het slib aan de lichtuitdovingscoëfficiënt op. Omdat naast slib ook detritus en algen bijdragen aan de lichtuitdoving leveren resulteert y% toename van het slibaandeel niet dezelfde toename in de totale uitdovingscoëfficiënt op. De Deltares-data zijn dus steeds omgezet naar relatieve veranderingen ten opzichte van de toestand zónder enige zandwinning.

## 5.2 Gebruikte methodiek

De EcoWasp-berekeningen voor de westelijke Waddenzee betreffen zes compartimenten met elk drie deelcompartimenten: getijdenplaten, sublitorale gedeeltes (tot -5m NAP) en diepere delen (geulen, onder -5 m NAP). Deze indeling is door Deltares gebruikt om karakteristieke slibgehaltes te berekenen uit hun fijnmazige slibberekeningen; voor elk van de 18 gebiedsdelen is aldus een getal aangeleverd, per zeven dagen en voor elk scenario.

Deltares leverde tijdreeksen met absolute waarden voor de slibgehaltes in de Waddenzee voor:

(i) 2008-2012: zónder zandwinning (T0)
(ii) 2008-2012: alleen de bestaande zandwinningen
(iii) 2012-2022: scenario's RWS.
    a. Het autonome scenario GR0, dit bevat al een zandwinning volgens de HHNK-plannen
    b. De zandwinscenario's GR1-GR4: de extra zandwinningen volgens de RWS-plannen
(iv) 2012-2022: scenario's HHNK
    a. Het autonome scenario GZ0, dit bevat al een zandwinning volgens de RWS-plannen
    b. De zandwinscenario's GZ3-GZ4: de extra zandwinningen volgens de HHNK-plannen

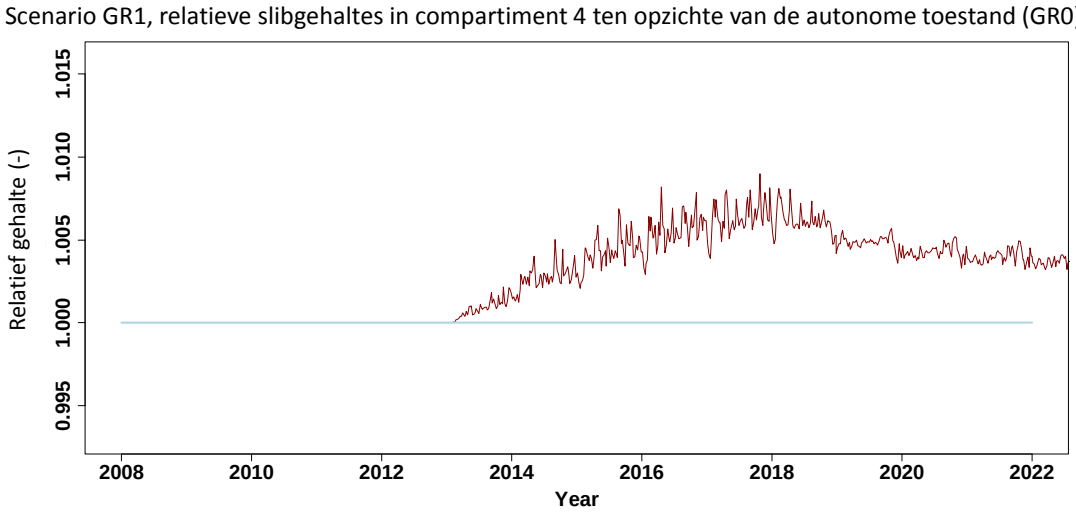
De absolute waarden voor elk van de scenario's zijn gedeeld door de absolute waarden voor de T0-tijdreeks (waarin dus géén zandwining plaatsvindt).

Dit levert de volgende relatieve tijdreeksen op:

(i) de onveranderde toestand B00 en de toestand zonder zandwinning T0. De slibgehaltes zoals door EcoWasp berekend worden blijven onveranderd; ergo, de tijdreeksen voor B00 en T0 bevatten uitsluitend waarden 1.0.

(ii) De absolute slibgehaltes voor ál de scenario's, zowel de beide autonome toestanden GZ0 en GR0, als de zandwinscenario's GZi en GRi voor de periode 2008-2022, zijn gedeeld door de T0-waarden. Dat levert tijdreeksen op die waarden >1.0 bevatten (er is meer slib in de waterkolom dan zonder zandwinning).

De constructie van de tijdreeksen voor GRx en GZx is daarmee voltooid; de gevonden relatieve waarden voor elk van de sub-compartimenten worden door EcoWasp steeds ingelezen. In Figuur 8 is een voorbeeld gegeven.




*Figuur 8* *Slibberekening Waddenzee voor compartiment 4 (zie Figuur 3); Rijkswaterstaat-scenario GR1. Verhouding tussen slibgehaltes in scenario GR1 en de autonome toestand GR0. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*

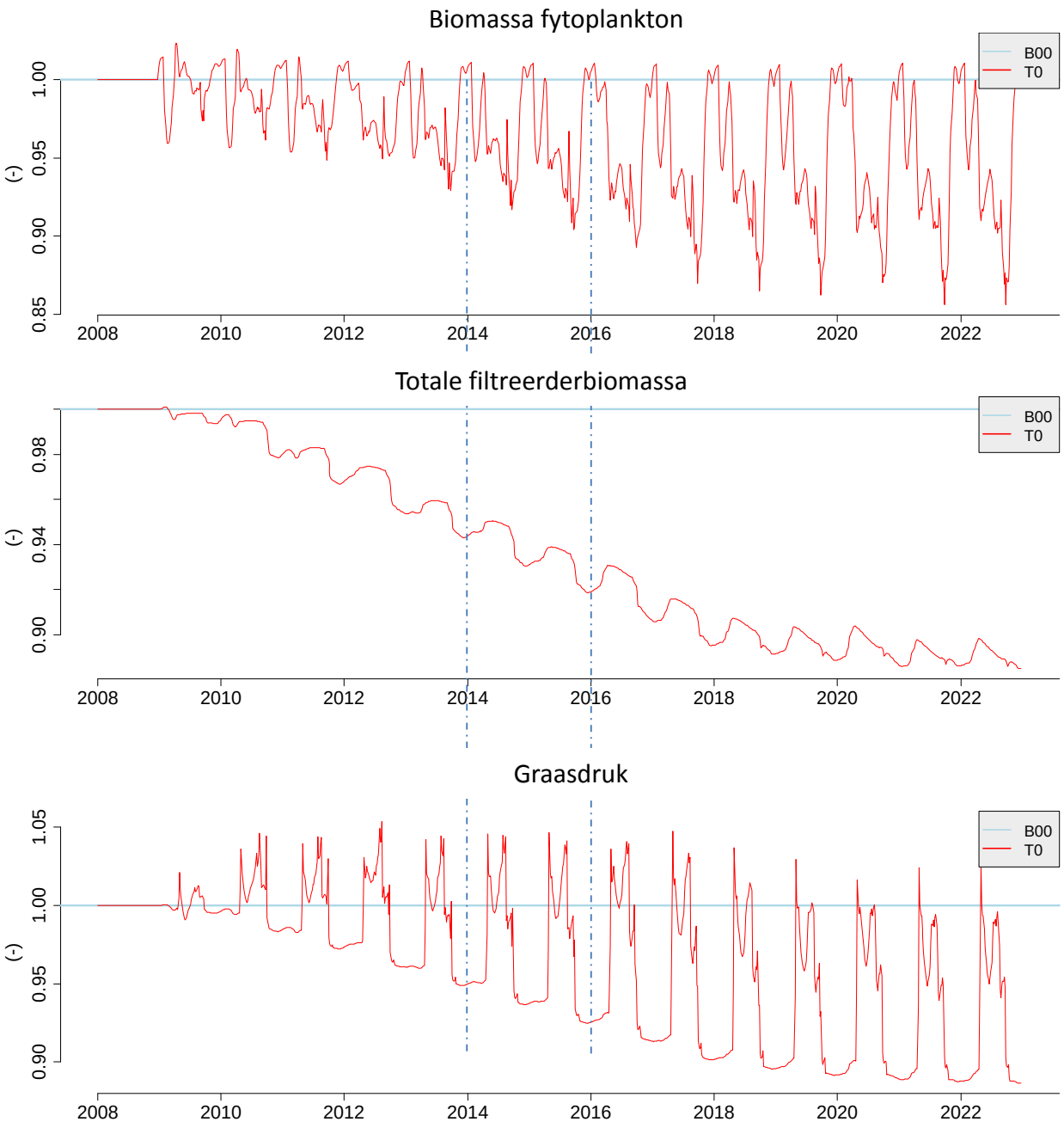
# 6 Resultaten

## 6.1 Inleiding

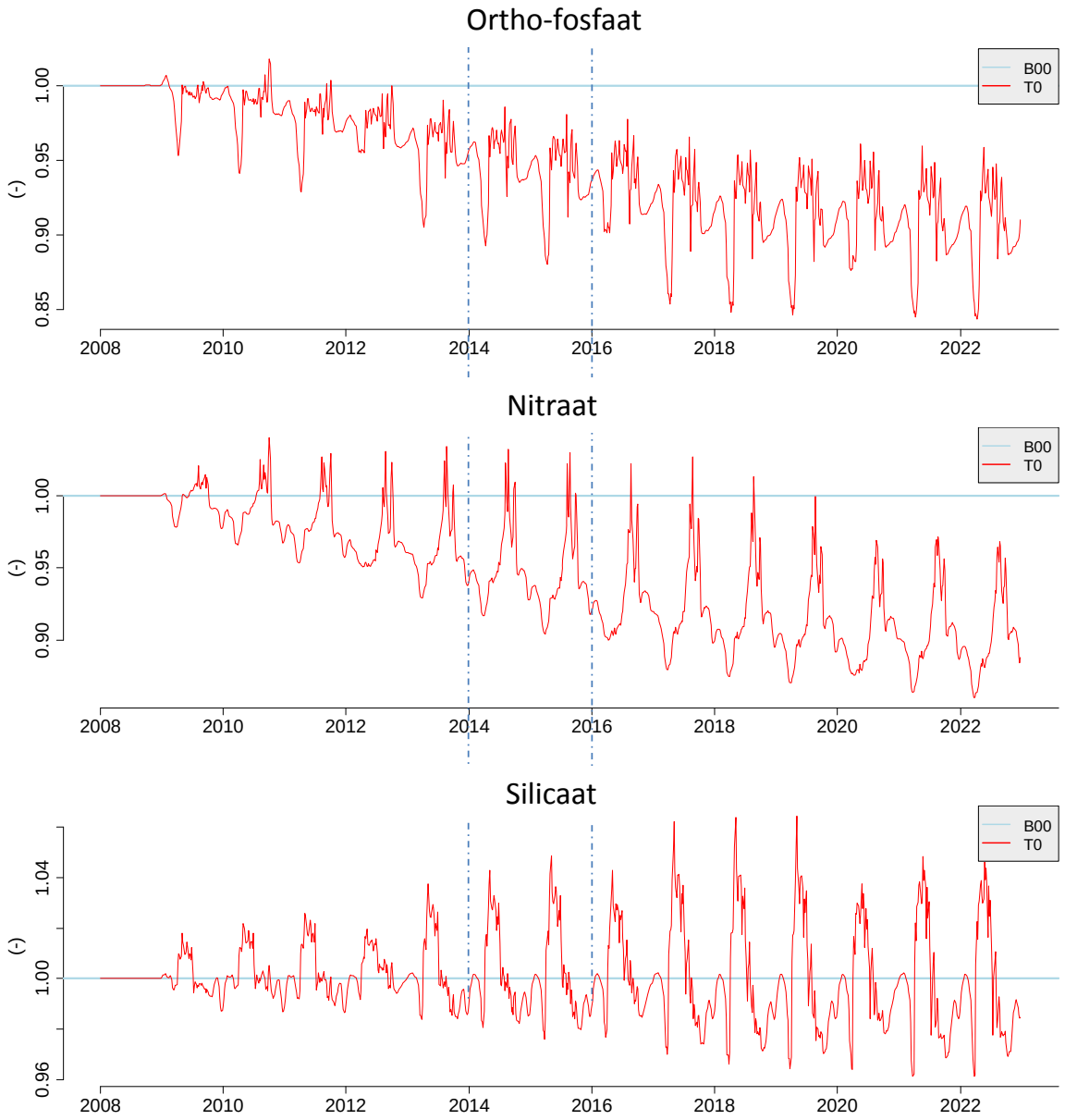
Bij de presentatie van de modelresultaten worden naast een aantal absolute uitkomsten vooral *relatieve* veranderingen ten opzichte van de toestand in 2008 dan wel de autonome toestanden besproken. Ook is de bespreking beperkt tot die onderdelen die gebruikt kunnen worden als toetssteen voor het functioneren van het ecosysteem, zoals de hoeveelheid aanwezige schelpdieren of de primaire productie. Hoewel het model voor elk van de 18 subcompartimenten resultaten genereert is er tevens voor gekozen systeembrede gemiddelden of totalen te behandelen, en maar beperkt in te gaan op details per (sub-)compartiment.

## 6.2 Effecten volgens de Kaderrichtlijn Water: de T0-berekening

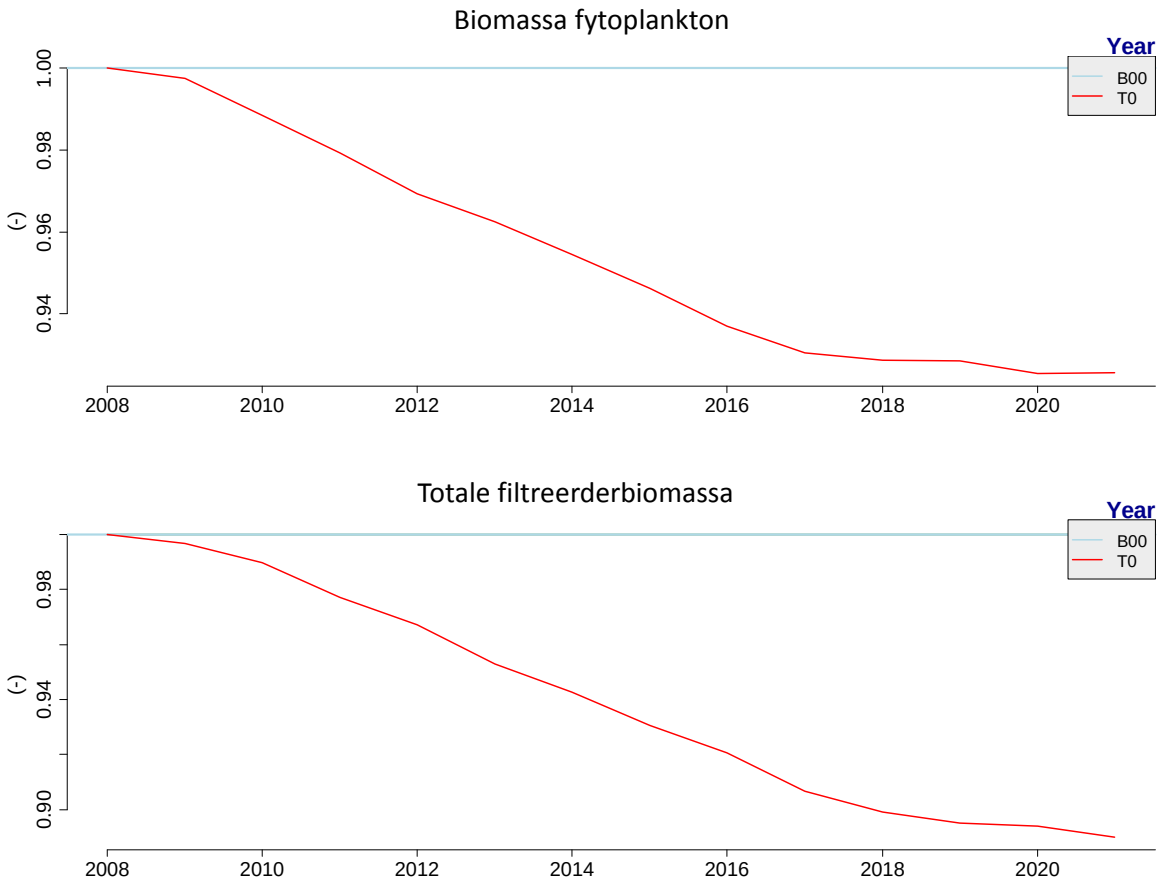
Allereerst zijn de veranderingen die optreden als gevolg van de KaderRichtlijn Water (KRW) van belang. Hierbij is zandwinning afwezig, en speelt alleen de verwachte afname van nutriëntbelasting een rol. In Figuur 9 en Figuur 10 is geïllustreerd wat de verwachte veranderingen voor fytoplankton en filtrerende fauna zijn. De stippellijnen markeren de winters van 2013/2014 en 2015/2016.
Daar waar de fytoplanktonbiomassa in de westelijke Waddenzee relatief onveranderd is in de T0-situatie (de wintermaanden) is de graasdruk relatief laag omdat de filtreerderbiomassa ook relatief laag is. In de zomermaanden vindt het omgekeerde plaats en moet de graasdruk relatief groot zijn.
In Figuur 11 is de jaargemiddelde verandering voor fytoplankton en filtrerende fauna aangegeven, waar duidelijk wordt dat die voor de fauna (-~12% in 2022) groter is dan voor het fytoplankton (-~8% in 2022). De reden daarvoor is dat weliswaar de groeiomstandigheden voor het fytoplankton verslechteren door de lagere nutriëntentoevoer, maar dat tevens de verliesfactor graas afneemt. Dit beeld is standaard: het hoogste trofische niveau vertoont de meest directe respons op veranderingen in de nutriëntbelasting.
Daar waar het fosfaat- en nitraatgehalte dalen in de simulatieperiode (Figuur 10) neemt het silicaatgehalte vooral toe: omdat fosfaat ook de diatomeeënbloei negatief beïnvloedt wordt de vraag naar silicaat minder waardoor relatief de [Si] stijgen. Dit patroon is vooral zichtbaar aan het eind van de voorjaarsbloei.




*Figuur 9* *De gevolgen volgens de verwachte KRW-ontwikkelingen voor fytoplankton, filtreerderbiomassa en graasdruk door de filtreerders op het fytoplankton. B00 is de toestand in 2008, T0 geeft de relatieve verandering ten opzichte van de 2008-situatie weer voor de westelijke Waddenzee volgens de modelberekeningen. De stippellijnen markeren de winters van 2013/2014 en 2015/2016. Daar waar de fytoplanktonbiomassa in de westelijke Waddenzee relatief onveranderd is in de T0-situatie (dat is in de wintermaanden) is de graasdruk relatief laag omdat de filtreerderbiomassa ook relatief laag is. In de zomermaanden vindt het omgekeerde plaats en is de graasdruk relatief groot. De jaartallen geven het begin van het jaar aan.*



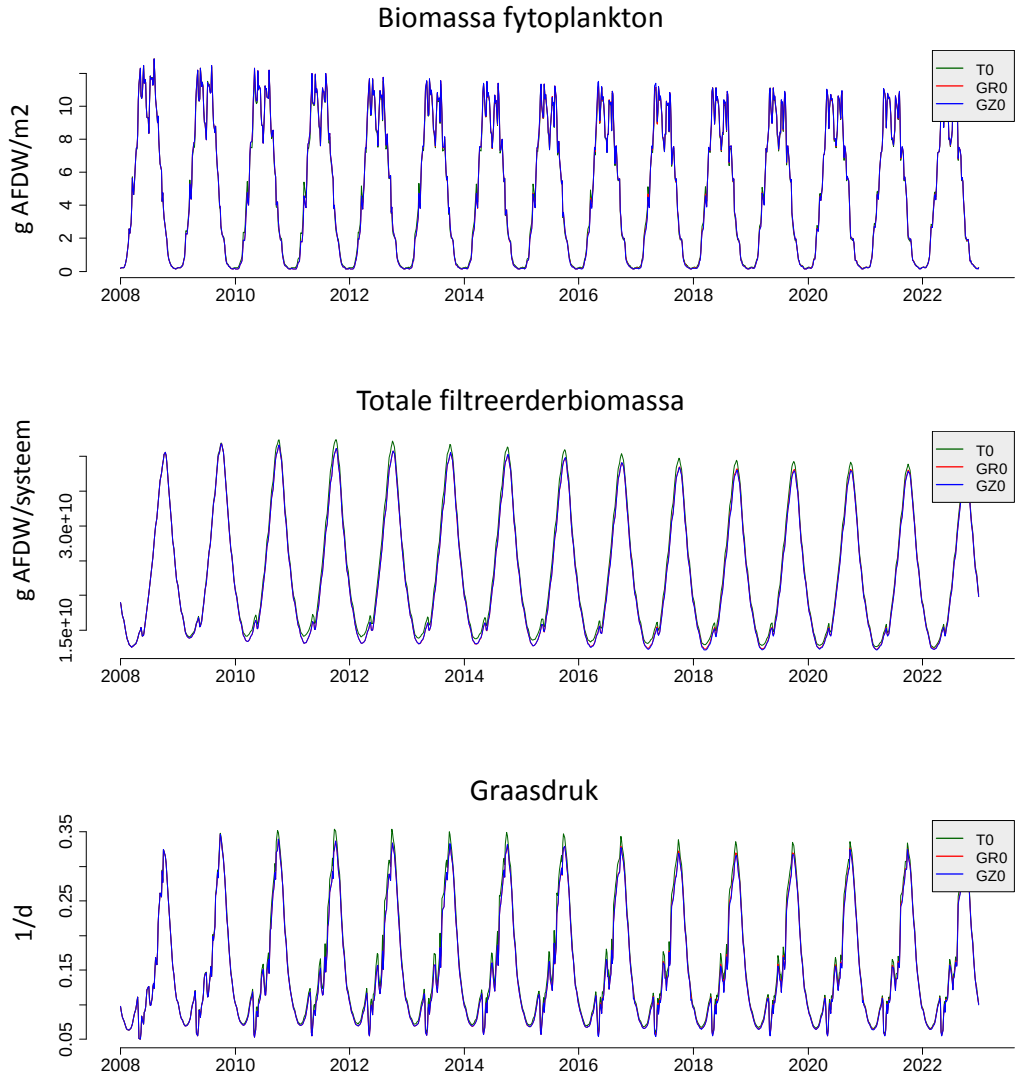

*Figuur 10* *De gevolgen volgens de verwachte KRW-ontwikkelingen voor het anorganische opgeloste fosfaat, nitraat en opgelost silicaat. B00 is de toestand in 2008, T0 geeft de relatieve verandering ten opzichte van de 2008-situatie weer voor de westelijke Waddenzee volgens de modelberekeningen. De stippellijnen markeren de winters van 2013/2014 en 2015/2016. Daar waar het fosfaat- en nitraatgehalte dalen in de simulatieperiode neemt het silicaatgehalte vooral toe: omdat fosfaat ook de diatomeeënbloei negatief beïnvloedt wordt de vraag naar silicaat minder waardoor relatief de [Si] stijgen. Dit patroon is vooral zichtbaar aan het eind van de voorjaarsbloei. De jaartallen geven het begin van het jaar aan.*



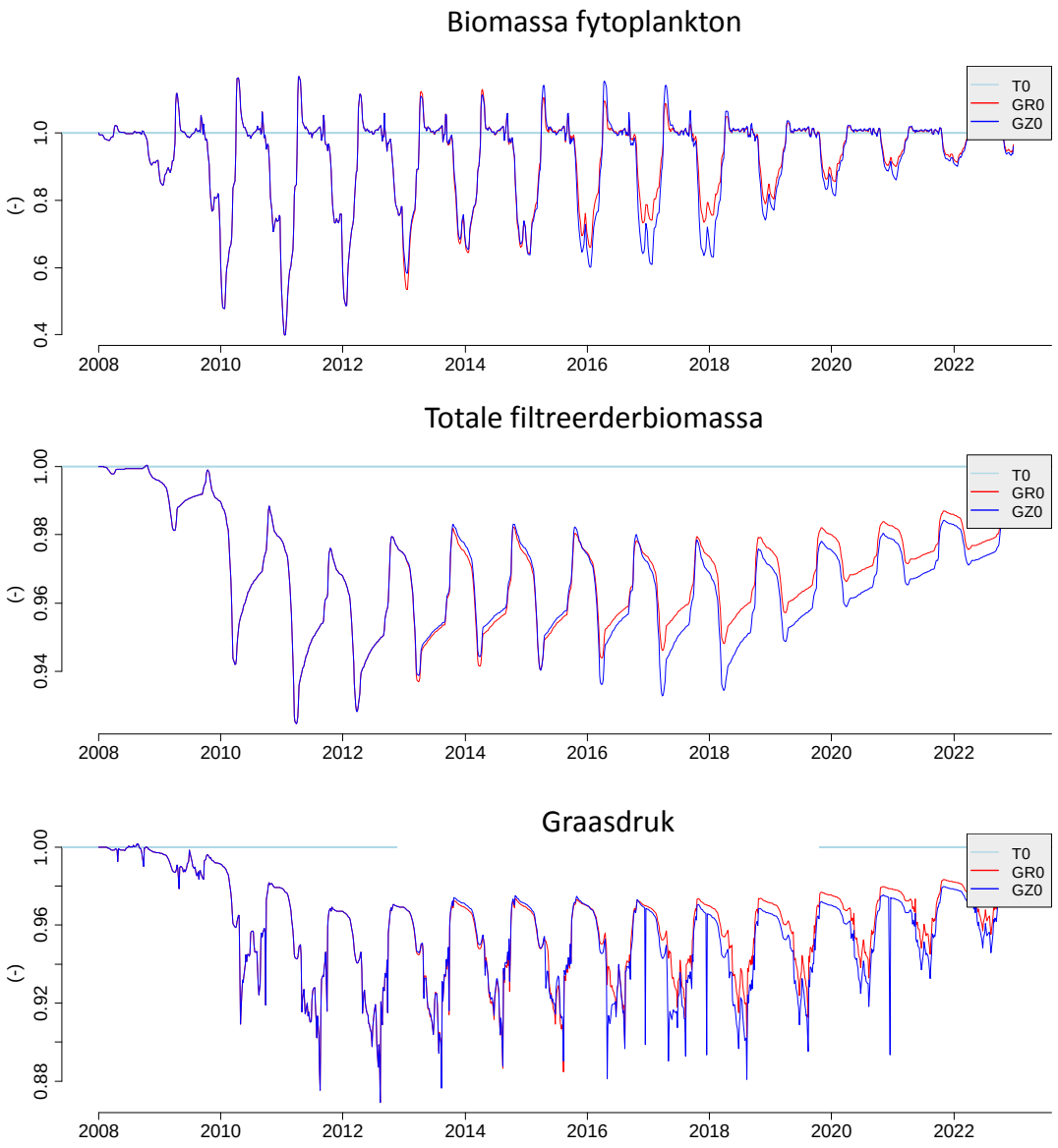

*Figuur 11 De jaargemiddelde relatieve gevolgen volgens de verwachte KRW-ontwikkelingen. B00 is de toestand in 2008, T0 geeft de relatieve verandering ten opzichte van de 2008-situatie weer voor de westelijke Waddenzee volgens de modelberekeningen.*

## 6.3 De autonome toestanden GR0 en GZ0 en de toestand zonder zandwinning T0

Vervolgens zijn de verschillen tussen de T0 en elk van beide autonome toestanden GR0 (RWS) en GZ0 (HHNK) geïllustreerd. In Figuur 12 zijn het fytoplanktongehalte, de totale filtreerderbiomassa en de som van alle filtreerdersterfte en de graasdruk door de filtreerder gegeven. In Figuur 13 zijn de veranderingen ten opzichte van het T0-scenario gegeven. Door al de andere zandwinningen daalt de filtreerderbiomassa volgens de modelberekeningen met ongeveer 6% maximaal. Het laagste niveau wordt steeds in het voorjaar bereikt. Het fytoplanktongehalte is vooral in de winter- en voorjaarsperiode lager.



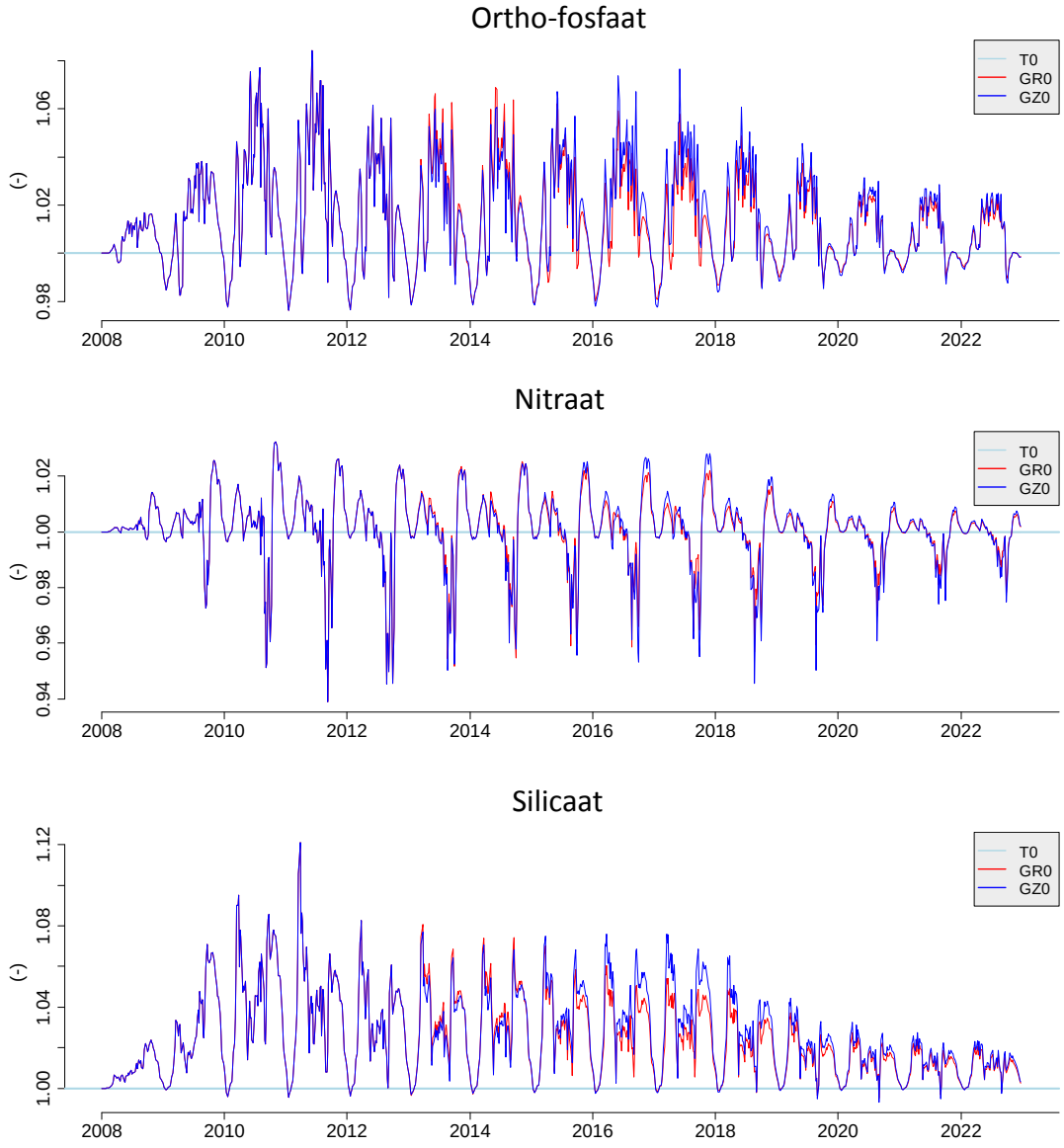

*Figuur 12 Biomassa van fytoplankton (g AFDW $m^{-2}$), filtreerderbiomassa (g AFDW/systeem, $10^{10}$ gram= 10 miljoen kg, ≈50 Mkg vlees ≈150 à 200 Mkg vers; AFDW=asvrije droge massa) en graasdruk door de filtrerende schelpdieren op het fytoplankton ($d^{-1}$) voor het KRW-scenario (T0) en de beide autonome toestanden GR0 (rood) en GZ0 (blauw), Periode 2008-2022. Alhoewel nauwelijks zichtbaar, voor de jaren 2008-2012 bestaan er verschillen tussen GZ0/GR0 en T0, maar niet tussen GZ0 en GR0. Ook in de zandwinperiode (vanaf 2013) is de absolute afwijking tov T0 nauwelijks zichtbaar op deze absolute schaal. Merk op dat de schaal voor de filtreerderbiomassa niet bij 0 begint. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*




*Figuur 13 Biomassa fytoplankton, filtreerderbiomassa en graasdruk door de filtrerende schelpdieren op het fytoplankton voor de beide autonome toestanden GR0 (rood) en GZ0 (blauw) ten opzichte van het KRW-scenario (T0). Periode 2008-2022. Merk op dat voor de jaren 2008-2012 geen verschillen bestaan tussen GZ0 en GR0. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*

In de winter betreft dit absoluut gezien een klein verschil, maar in het voorjaar als de voorjaarsbloei van het fytoplankton op gang komt zijn die verschillen in absolute zin veel groter. Later in het seizoen wordt steeds een hoger fytoplanktongehalte berekend, wat het gevolg is van een groter nutriëntaanbod. Dit wordt mogelijk als gevolg van de geringere nutriëntvraag bij de voorjaarsbloei. In Figuur 14 zijn de veranderingen in de systeemgemiddelde nutriëntgehaltes weergegeven ten opzichte van de T0-situatie.

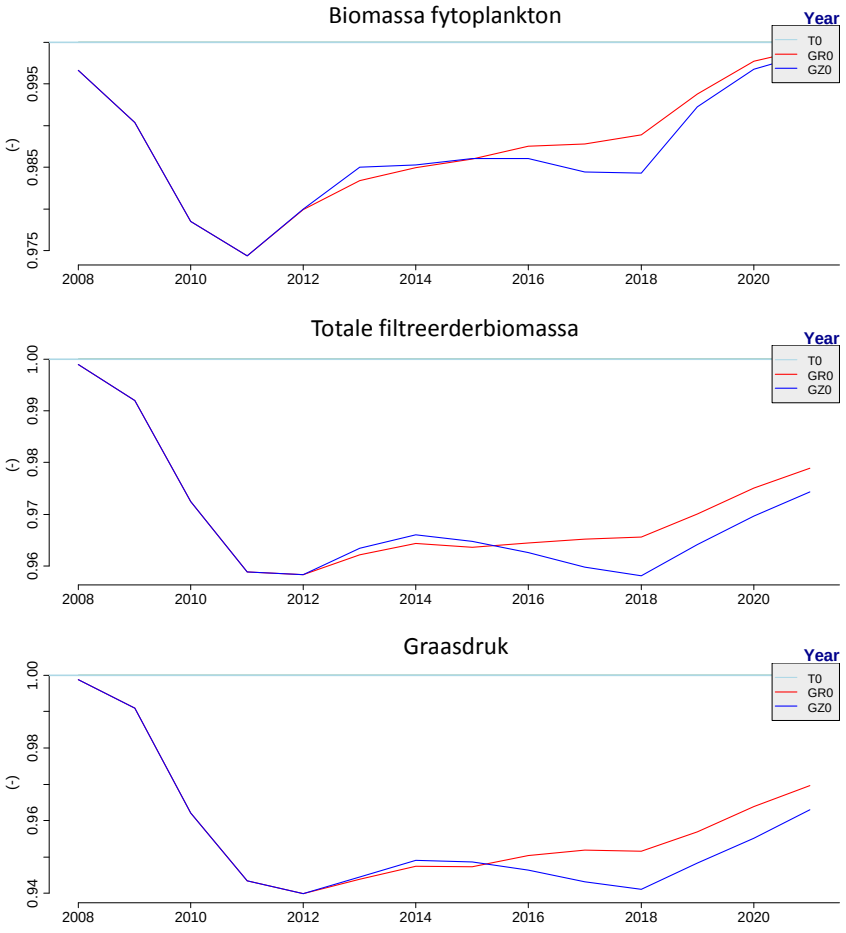
Het patroon voor GR0 en GZ0 is in grote lijnen gelijk, wat ook niet verwonderlijk is omdat het grootste deel van de variatie veroorzaakt wordt door de andere zandwinningen (zie sectie 2.2) in de simulatieperiode. De invloed van de extra zandwinning is ten opzichte van die veranderingen betrekkelijk gering. Toch is een verschil tussen de autonome toestand voor GR0 en GZ0 duidelijk. Voor de autonome toestand bij de HHNK-winningen (GZ0) wordt vanaf 2015 een wat lagere filtreerderbiomassa berekend, een kleinere som van alle filtreerdersterfte, een lagere graasactiviteit, een iets lager fytoplanktongehalte en een iets hogere gemiddelde fosfaatconcentratie.




*Figuur 14 Het gemiddelde gehalte in de westelijke Waddenzee van ortho-fosfaat, nitraat en silicaat voor de beide autonome toestanden GR0 (rood) en GZ0 (blauw) ten opzichte van het KRW-scenario (T0). Periode 2008-2022. Merk op dat voor de jaren 2008-2012 geen verschillen bestaan tussen GZ0 en GR0. De jaartallen geven het begin van het jaar aan.*

In de eerste twee jaar (2013-2014) is het omgekeerde het geval, al is dat effect minder groot. De reden hiervoor is dat in de autonome toestand GZ0 al een zandwinning GR1 is meegenomen, en in de autonome toestand GR0 een zandwinning GZ1. De eerste toestand omvat vóór 2015 een kleiner zandwinvolume en vanáf 2015 een groter zandwinvolume dan de tweede (Tabel 1 en Tabel 3).

Wat Figuur 13 ook illustreert is dat tegen 2022 het fytoplanktongehalte weer op ongeveer het T0-niveau is gekomen, maar dat dat voor de filtreerderbiomassa en filtratieactiviteit nog niet zo is. Als jaargemiddelde is dit in Figuur 15 ook weergegeven. De totale filtreerderbiomassa daalt gemiddeld met maximaal 4.5 % in de periode 2011-2018, het fytoplanktongehalte neemt met maximaal 2.5% af, en bereikt dat minimum al in 2011. Het minimum in, dat al in 2011 wordt bereikt, wordt gestuurd door de grote Maasvlaktewinning in 2010 en 2011 (zie Tabel 5).

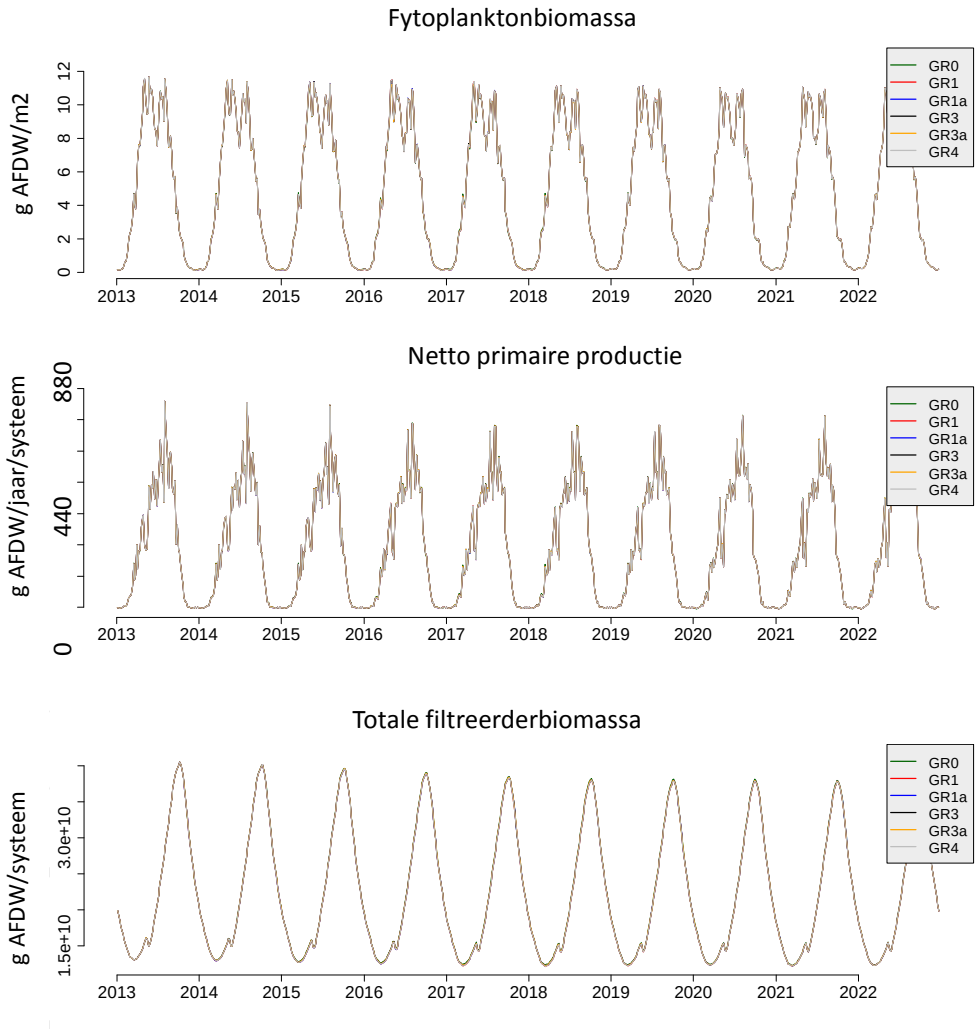



*Figuur 15 Jaargemiddelde veranderingen ten opzichte van het T0-scenario voor beide autonome scenario's GR0 en GZ0. De totale filtreerderbiomassa daalt gemiddelde met maximaal 4.5 % in de periode 2011-2018, het fytoplanktongehalte neemt met maximaal 2.5% af, en bereikt dat minimum al in 2011.*

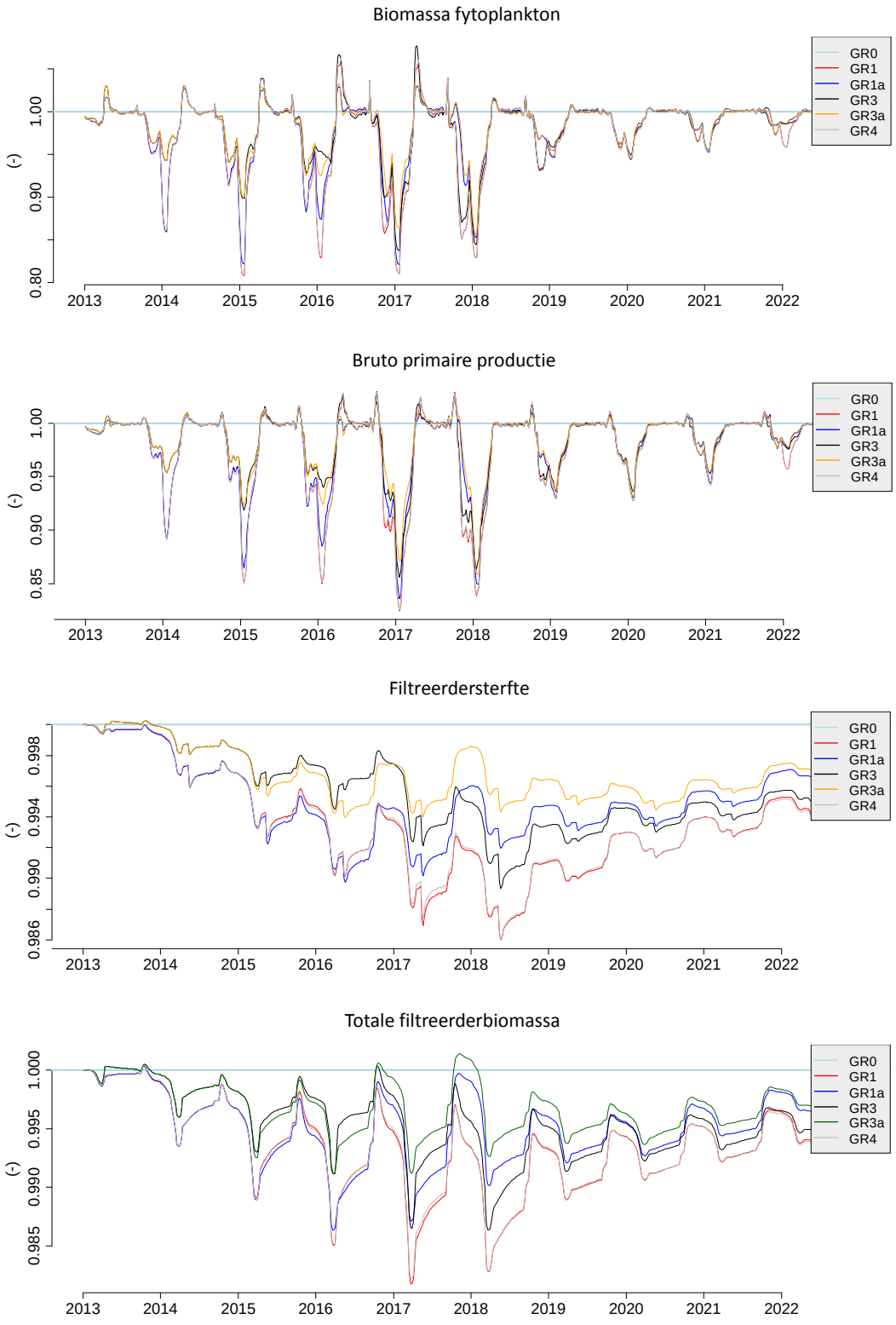
## 6.4 De scenario's voor de RWS-zandwinning GR1, GR1a, GR3, GR3a en GR4 en de autonome toestand GR0

### 6.4.1 Globaal beeld

De resultaten worden besproken door eerst de uitkomsten te presenteren die het meest relevant zijn voor de beschrijving van de zandwineffecten, en vervolgens wordt uitgelegd waaróm deze resultaten gevonden worden.
In Figuur 16 zijn berekende absolute waarden gegeven voor fytoplankton- en filtreerderbiomassa en netto primaire productie. Slechts met moeite zijn de verschillen tussen de scenarioresultaten te onderscheiden.

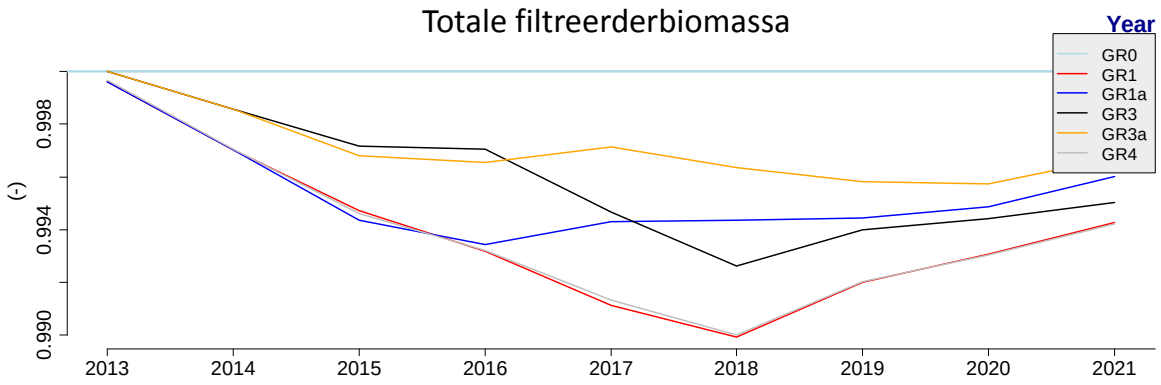



*Figuur 16 RWS-scenario's, berekende waarden voor fytoplanktonbiomassa (g $m^{-2}$) , netto primaire productie (g AFDW m-2 j-1 en filtreerderbiomassa (g AFDW in west Waddenzee, $10^{10}$ g= 10 Mkg AFDW=50 Mkg vlees =150 à 200 Mkg vers; AFDW=asvrije droge massa). Elk jaartal geeft het begin van het jaar weer.*




*Figuur 17 Veranderingen bij de RWS-scenario's GR1..GR4 ten opzichte van de autonome toestand GR0. De jaartallen geven het begin van het jaar aan.*

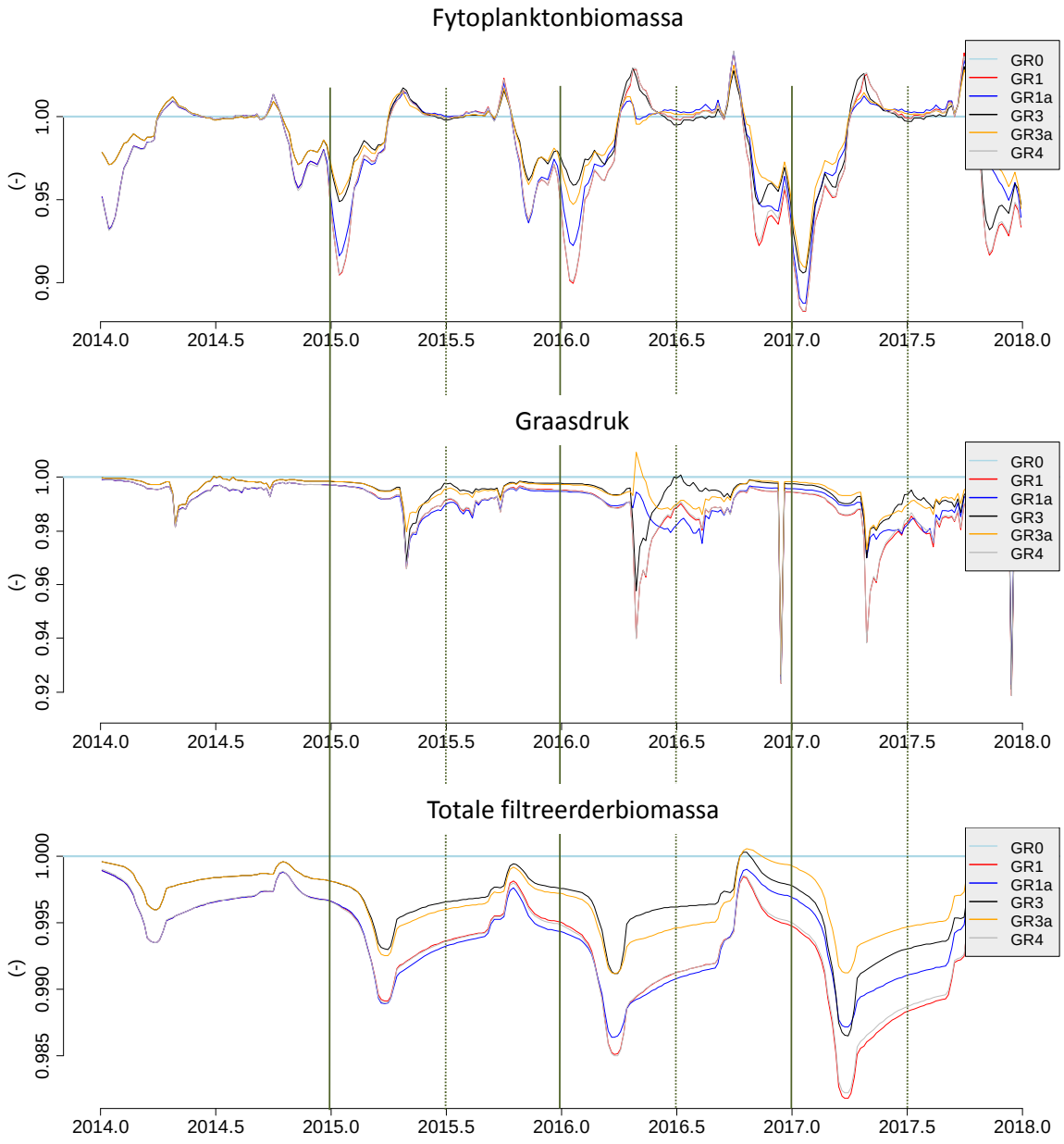
De relatieve grafieken (Figuur 17) geven meer informatie. Toegevoegd is de totale sterfte van filtreerders, en de netto primaire productie is door de bruto primaire productie vervangen. Dit laatste is gedaan omdat de netto waarden soms negatief of bijna 0 zijn, waardoor deling door (bijna) 0 kan optreden en er erg extreme pieken voorkomen in de grafieken.
De filtreerderbiomassa vertoont een maximale afname van bijna 2%, welke bereikt wordt in het voorjaar van 2017. De relatieve afname van het fytoplankton wordt al veel eerder bereikt, namelijk in 2015, duurt tot 2018 en wordt vooral in de periode in en rond de winter gevonden. Tegelijk wordt berekend dat in de zomerperiode de fytoplanktongehaltes juist wat toenemen. De afname van de filtreerderbiomassa loopt dus achter bij die van het fytoplankton, wat een gevolg is van de grotere tijdconstante van de filteerderprocessen. Voor fytoplanton is een typische tijdconstante van de orde van een week, voor schelpdieren zoals de modelmosselen is die voor individuen van de orde van maanden, voor de populatie (waarbij reproductie van belang is welke elk jaar plaats vindt) is die van de orde van 1 à 2 jaar.
De variatie van de biomassa van filtreerders van zomer naar winter wordt ook iets groter: de biomassa van de populatie reageert op de daling van het fytoplanktongehalte in de winter door lagere voorjaarsbiomassa's, en door de toename van het fytoplanktongehalte in de zomer wordt een inhaalslag gemaakt. Verschillend per scenario wordt in 2016 en 2017 de voorjaarsafname geheel of bijna geheel weer goedgemaakt.
De berekende jaargemiddelde veranderingen zijn geringer dan de maximale veranderingen, en bedragen voor de filtreerderbiomassa (Figuur 18) ongeveer 1% in 2018 voor de scenario's GR1 en GR4. Voor de gereduceerde zandwinningen GR1a en GR3a worden maximale afnames van 3 resp 5‰ berekend.




*Figuur 18 Jaargemiddelde filtreerderbiomassa voor de verschillende RWS-scenario's, relatief ten opzichte van het autonome scenario GR0.*

### 6.4.2 Detailbeeld 2014-2018

De verschillen tussen de scenario's in Figuur 17 zijn niet makkelijk te herkennen, en daarom is het zinvol alleen de periode 2014-2018 te beschouwen. In Figuur 19 zijn de relatieve waarden ten opzichte van het autonome scenario van fytoplankton, graasdruk en filtreerderbiomassa voor die periode gegeven. Nu is goed te zien dat steeds in de eerste drie maanden van elk jaar het fytoplanktongehalte verlaagd is bij elk scenario; het sterkst is dat in 2017 het geval. De verlaging van de filtreerderbiomassa volgt daarop: die is in de winterperiode al iets verlaagd, maar de grootste verlaging vindt in de periode maart-april plaats. Dit gaat gepaard met een verlaagde graasdruk in de maand(en) daaropvolgend. Tezamen met een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid (Figuur 20) resulteert dat, ondanks de verhoogde troebelheid (Figuur 8), in een (licht) verhoogd fytoplanktongehalte; dat wordt vooral in de maanden mei/juni en september gevonden.

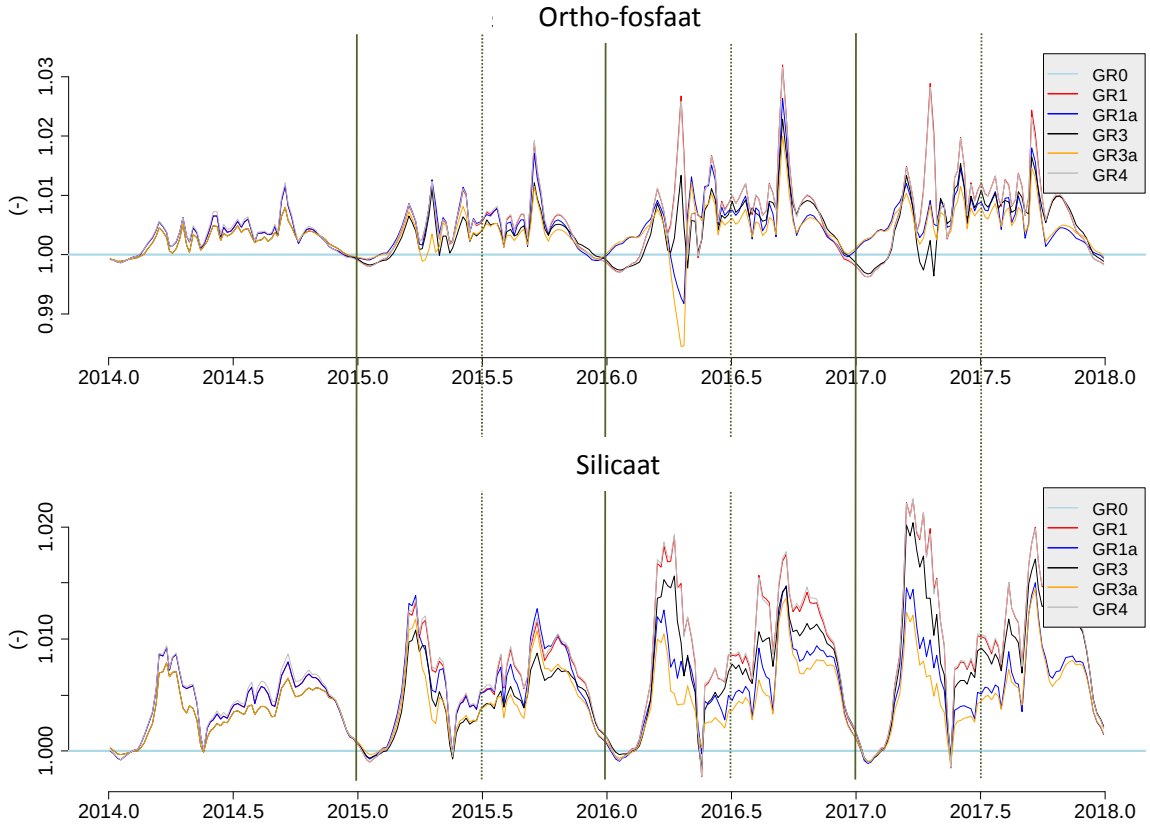



*Figuur 19 Resultaten RWS-scenariosimulaties voor de periode 2014-2018. De eerste januari van de jaren 2015-2017 is aangeven met de getrokken lijnen, en de 1e juli van die jaren met de stippellijn. Elk jaartal geeft het begin van het jaar weer.*

Dat verhoogde fytoplanktongehalte resulteert in een versterkte groei van de individuen; de nadelen uit het voorjaar worden (ten dele ) weer gecompenseerd. De verschillen tussen winter en zomer worden hierdoor vergroot, waarbij wel steeds bedacht moet worden dat de absolute verschillen vrij gering zijn, zie weer Figuur 16. Deze toenames worden óók in de maanden mei/juni en september gevonden.

Uiteindelijk wordt het effect op de filtreerderbiomassa bepaald door de combinatie van een iets veranderde individuele massa en een iets verminderde reproductie, waardoor ook de aantallen iets teruglopen. Dit wordt in sectie 6.5 nader geïllustreerd.

Het maximale effect voor de filtreerderbiomassa wordt berekend in 2017, terwijl de maximale zandwinning in 2016 is. Dit na-ijleffect heeft met de al eerder genoemde grotere tijdconstante van de filtreerderprocessen te maken.




*Figuur 20 Resultaten RWS-scenariosimulaties voor de periode 2014-2018 voor opgelost anorganisch fosfaat en opgelost silicaat. De eerste januari van de jaren 2015-2017 is aangeven met de getrokken lijnen, en de 1e juli van die jaren met de stippellijn.*

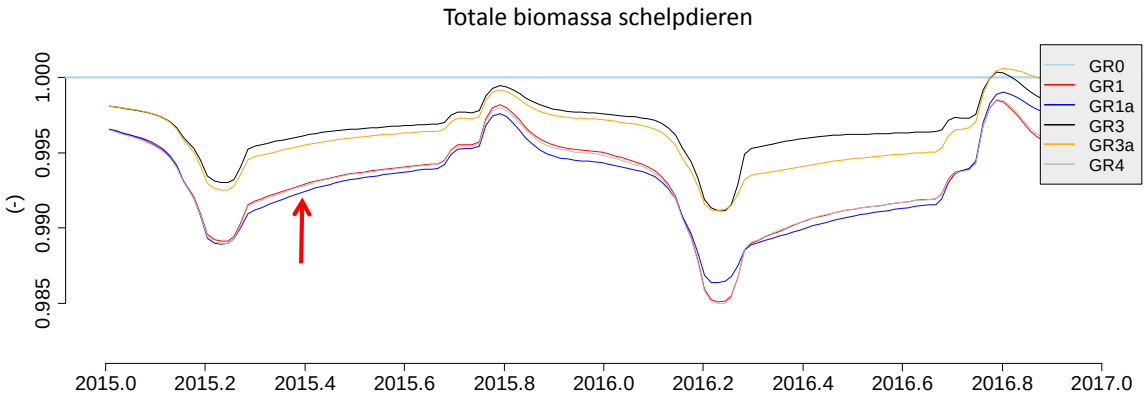
### 6.4.3 De uitloop naar 2022: fytoplankton en filtreerders vertonen verschillende karakteristieken

De simulaties berekenen ook voor 2022 nog een verminderde filtreerderbiomassa, terwijl het fytoplanktongehalte al weer terug is op het niveau van de autonome toestand (Figuur 17). De reden is dat de troebelheid inde Waddenzee ook in 2022 nog niet weer op het niveau van de autonome toestand is aangeland (zie weer Figuur 8). Dat het fytoplanktongehalte dan wél weer ongeveer het oude niveau heeft bereikt komt door de wisselwerking met de filtreerders waarvan de biomassa en daarmee hun activiteit is afgenomen tot een niveau waarop de mindere fytoplanktongroei gecompenseerd wordt door een minder verlies door begrazing. Hierop wordt later teruggekomen (sectie 7.6).

### 6.4.4 De scenario's GR1~GR1a en GR3~GR3a

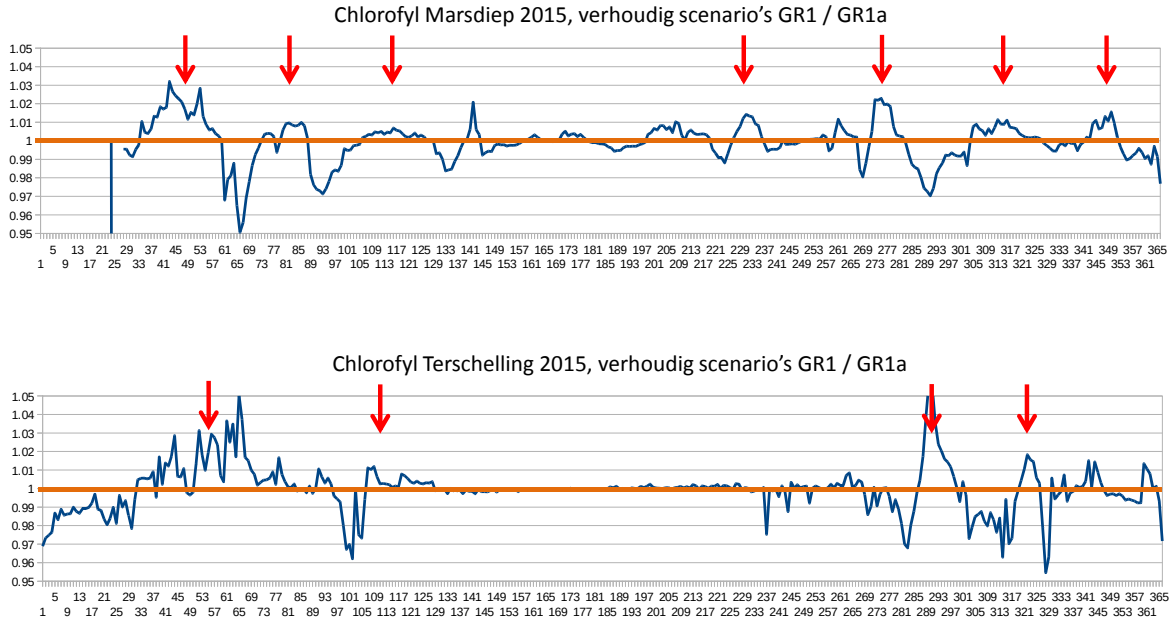
De scenarioberekeningen GR1 en GR3 zijn in een later stadium aangevuld met de scenario's GR1a en GR3a, waarbij een geringere zandwinning plaats zal vinden vanaf 2015 (zie Tabel 1). De uitkomsten van de berekeningen zijn ook in de voorgaande Figuur 19 en Figuur 20 gepresenteerd (jaren 2014-2017). Nauwkeurige bestudering levert op dat in 2015 en de eerste helft van 2016 de gereduceerde scenario's GR1a en GR3a een (iets) lagere biomassa filtreerders berekenen dan voor de oorspronkelijke scenario's

GR1 respectievelijk GR3 (de rode pijl in Figuur 21). Dit is tegendraads en daarom is het zinvol na te gaan wat daarvan de oorzaak is. Allereerst is in de periode 2015-2016 uitvergroot voor de biomassa filtreeders.

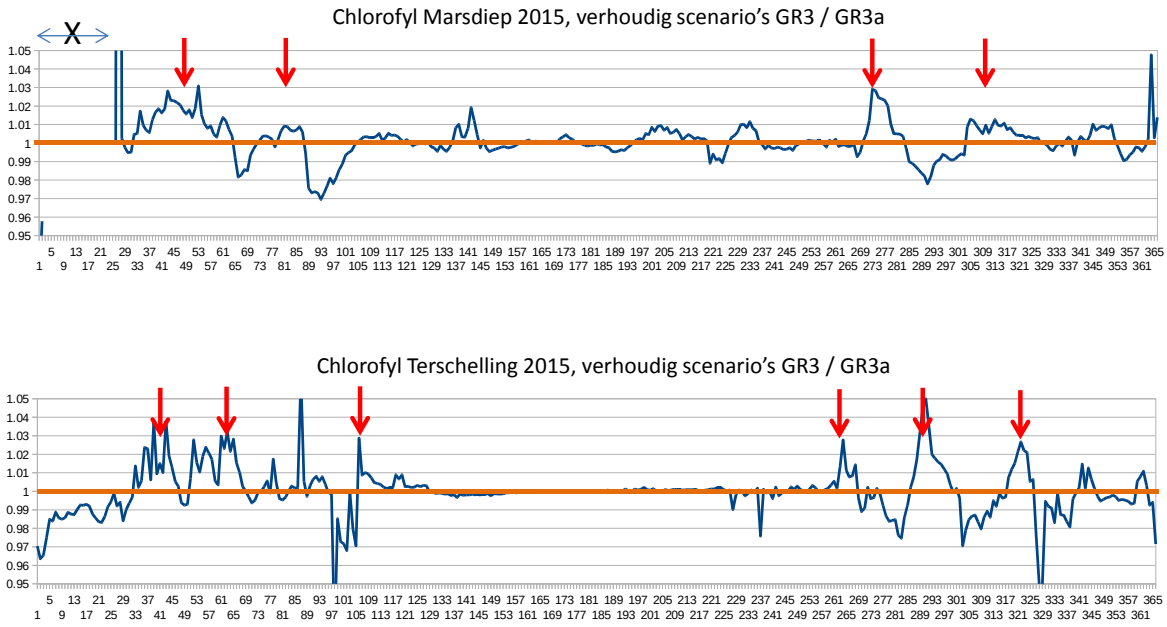



*Figuur 21* *Resultaten RWS-scenariosimulaties voor de periode 2015-2016. De rode pijl geeft aan waar de berekende biomassa aan schelpdieren voor de jaren 2015-2016 geringer is bij de gereduceerde scenario's GR1a (blauw) en GR3a (oranje-geel) dan de oorspronkelijke scenario's GR1 (rood) respectievelijk GR3 (zwart).*

De verschillen zijn gering, maar wel aanwezig. Van een groot aantal berekende karakteristieken in de Waddenzee is nagegaan of daar verschillen optraden die dit verschijnsel mogelijk zouden kunnen verklaren; echter is bij geen enkele variabele een gelijkaardig verschijnsel aangetroffen. Uiteindelijk bleek de reden te liggen in de Noordzee-randcondities: de gehaltes fytoplankton in de Noordzeekustzone




*Figuur 22* *Verhouding tussen chlorofylgehaltes bij Marsdiep en Terschelling voor de scenario's GR1/GR1a voor het jaar 2015. X-as = dag in het jaar. De rode pijlen geven de belangrijkste perioden aan waarin GR1 hogere chorofylgehaltes kent is dan GR1a. Vooral bij Terschelling wordt in het voorjaar voor GR1 meer algen berekend door voor GR1a.*




*Figuur 23 Verhouding tussen chlorofylgehaltes bij Marsdiep en Terschelling voor de scenario's GR3/GR3a voor het jaar 2015. X-as = dag in het jaar. De rode pijlen geven de belangrijkste perioden aan waarin GR3 hogere chorofylgehaltes kent is dan GR3a. Vooral bij Terschelling wordt in het voorjaar voor GR3 meer algen berekend door voor GR3a.*

bleken juist in deze periode eenzelfde karakteristiek te vertonen: waarden voor GR1 en GR3 zijn hoger dan die voor GR1a respectievelijk GR3a. De conclusie is dat de oorzaak van de verschillen gezocht moeten worden op de Noordzee en in de karakteristieken van de GEM-berekeningen. Harezlak et al (2012c) (zie Tekstblok 1) geeft voor de Voordelta een verklaring die erop neer komt dat de nutriëntopname in het betreffende gebied minder is in GR1 respectievelijk GR3 dan in GR1a en GR3a, waardoor er elders meer mogelijkheden zijn voor fytoplanktongroei. In hoeverre dit verschijnsel ook voor de Noord-Hollandse kust geldt is niet duidelijk, daarvoor is verdere detailbestudering van GEM-resultaten nodig.

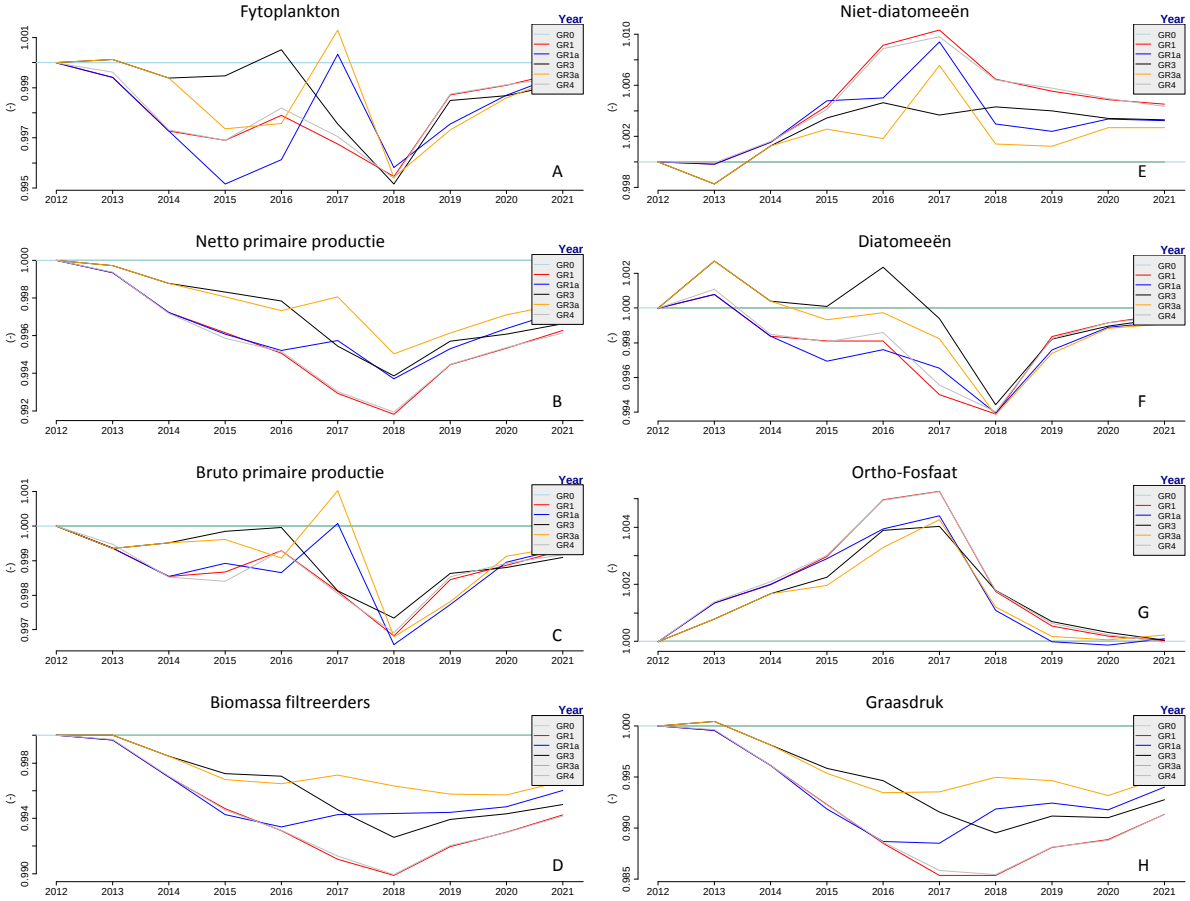
"De aanvullende scenario's, in GEM gedoopt als GR1_12M (tot en met 2014 gelijk aan GR1) en GR3_12M (tot en met 2014 gelijk aan GR3), laten vanaf 2015 een gemiddeld minder grote afname zien in jaargemiddelde primaire productie en chlorofylconcentraties dan de originele scenario's. Dit is aannemelijk omdat er vanaf 2015 in de twee extra scenario's 8 miljoen $m^3$ zand per jaar minder wordt gewonnen. Opmerkelijk is wel dat in het jaar 2015 in de vakken Voordelta 2z en de Hollandse Kustbogen de jaargemiddelde primaire productie en chlorofylconcentraties juist wat meer afnemen dan in de andere zandwinscenario's. Dit effect wordt veroorzaakt doordat in de meer zuidelijke vakken er in de scenario's GR1, GR3 en GR4 door zandwinning minder nutriënten worden opgenomen (lichtlimitatie) waardoor deze nutriënten beschikbaar zijn voor primaire productie in de meer noordelijke vakken"

*Tekstblok 1 Citaat uit Harezlak (2012c). GEM-scenarios GR1_12M en GR3_12M zijn in dit rapport GR1a en GR3a gedoopt.*

### 6.4.5 Overzicht jaargemiddelde resultaten

In Figuur 24 is een aantal jaargemiddelde resultaten weergegeven . Al de jaargemiddelde afwijkingen van het autonome scenario zijn maximaal -1 % en -1.5% voor respectievelijk de biomassa filtreerders en de daaraan gekoppelde graasdruk. Het gehalte aan opgelost anorganisch fosfaat is in 2019 weer vrijwel

op het autonome niveau, en er vindt een lichte verschuiving plaats naar iets meer niet-diatomeeën. Het totale gehalte aan fytoplankton is maximaal 0.5% beneden het autonome niveau.




*Figuur 24 Enkele jaargemiddelde resultaten voor de RWS-scenario's GR1/GR1a (rood/blauw), GR3/GR3a (zwart/oranje) en GR4 (grijs), weergegeven relatief ten opzichte van de autonome toestand GR0 (blauwgrijs ==1). Figuur D is identiek aan Figuur 18.*

## 6.5 De scenario's voor de HHNK-zandwinning GZ3 en GZ4 en de autonome toestand GZ0

### 6.5.1 Globaal beeld

De berekende absolute waarden zijn vrijwel gelijk aan die voor de RWS-scenario's, en daarom kan voor die figuren naar Figuur 16 verwezen worden.

De grafieken met de verschillen tussen de scenario's GZ3 en GZ4 en het autonome scenario GZ0 (Figuur 25) geven meer informatie.
De berekende filtreerderbiomassa vertoont een maximale afname van ongeveer 1.5%, welke bereikt wordt in het voorjaar van 2014 en 2015. De relatieve afname van het fytoplankton wordt ook in die periode bereikt. De fytoplanktonafname wordt vooral in de periode in en rond de winter gevonden, met een relatieve toename in de zomerperiode.
De afname van de filtreerderbiomassa loopt enigszins, maar niet veel, achter bij die van het fytoplankton.

Evenals bij de RWS-scenario's wordt de variatie van de biomassa van filtreerders van zomer naar winter ook iets groter: de biomassa van de populatie reageert op de daling van het fytoplanktongehalte in de winter door lagere voorjaarsbiomassa's, en door de toename van het fytoplanktongehalte in de zomer wordt een inhaalslag gemaakt.

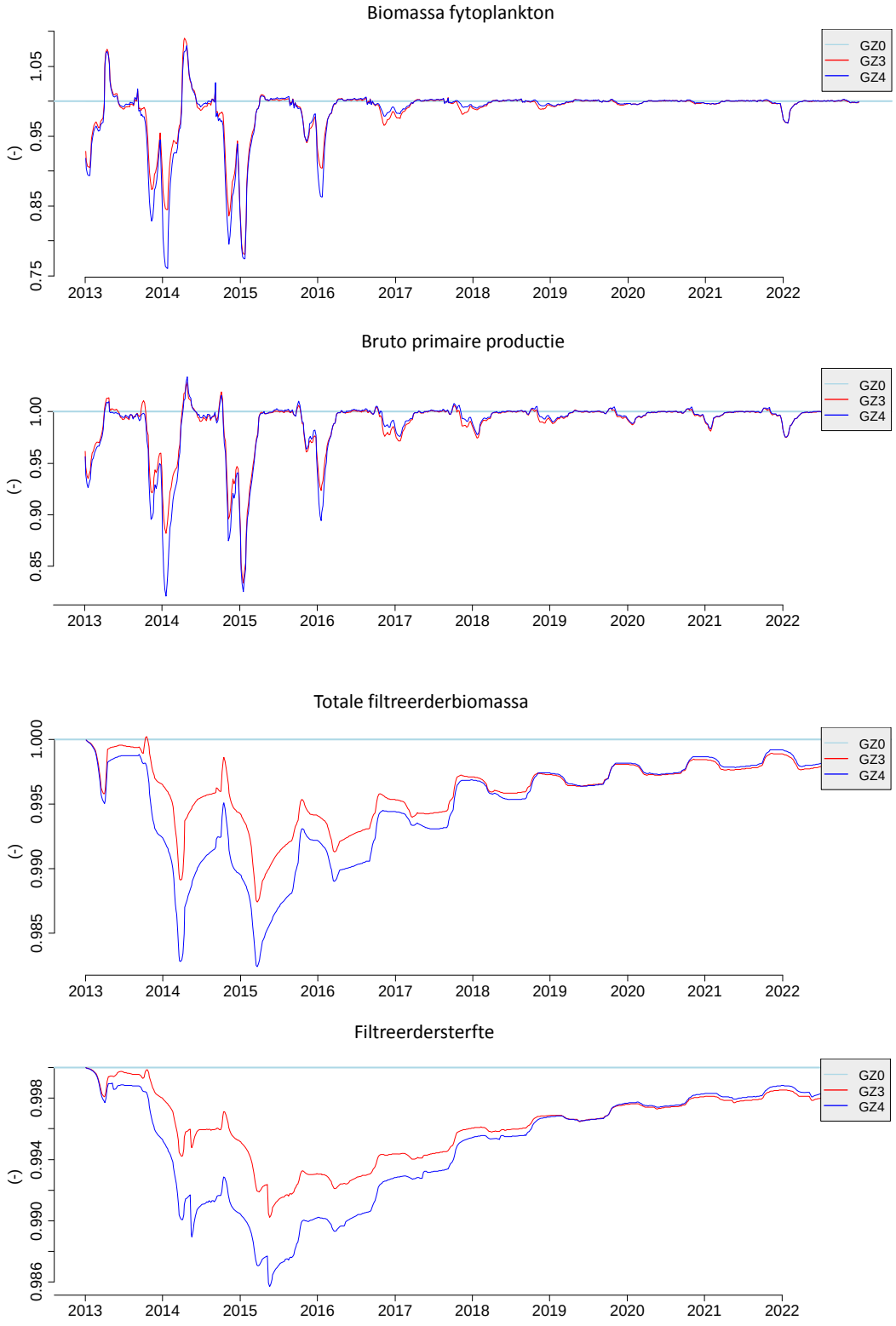
Verschillend per scenario wordt in 2015 de voorjaarsafname geheel of bijna geheel weer goedgemaakt, maar in 2016 zijn de voorjaarsverschillen te groot en blijft ook het berekende zomerniveau onder dat voor de autonome toestand.

De berekende jaargemiddelde veranderingen zijn geringer dan de maximale veranderingen, en bedragen voor de filtreerderbiomassa (Figuur 18) maximaal ruim 1% in 2015 voor het scenario GR4 en ruim 0.5% voor GZ3.

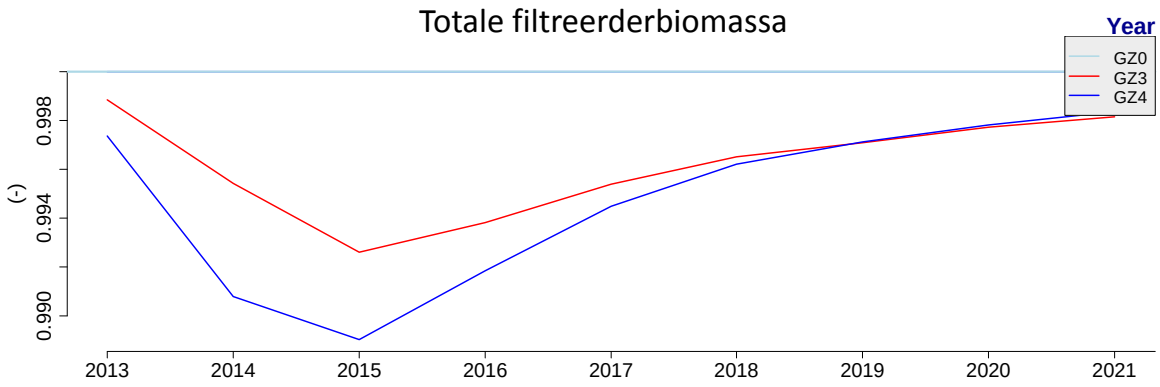
### 6.5.2 Detailbeeld 2013-2016

De verschillen tussen de scenario's kunnen nog wat in meer detail worden beschreven voor de periode 2013-2016, waarin de belangrijkste veranderingen zich voordoen.
In Figuur 27 zijn de relatieve waarden en opzichte van het autonome scenario van fytoplankton, graasdruk en filtreerderbiomassa voor die periode gegeven. Nu is goed te zien dat, evenals voor de RWS-scenario's, steeds in de eerste drie maanden van elk jaar het fytoplanktongehalte verlaagd is bij elk scenario, vooral in 2014 en 2015 is dat het geval. De verlaging van de filtreerderbiomassa volgt daarop: die is in de winterperiode al iets verlaagd, maar de grootste verlaging vindt in de periode maart-april plaats. Dit gaat gepaard met een verlaagde graasdruk in de maand(en) daaropvolgend. Tezamen met een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid (Figuur 20) resulteert dat, ondanks de verhoogde troebelheid (zie Figuur 66, bijlage C), in een (licht) verhoogd fytoplanktongehalte; dat wordt vooral in de maanden mei/juni en september gevonden.

Dat verhoogde fytoplanktongehalte resulteert in een versterkte groei van de individuen; de nadelen uit het voorjaar worden (ten dele) weer gecompenseerd. De verschillen tussen winter en zomer worden hierdoor vergroot, waarbij wel steeds bedacht moet worden dat de absolute verschillen vrij gering zijn, zie weer Figuur 16. Deze toenames worden óók in de maanden mei/juni en september gevonden.




*Figuur 25 Veranderingen van de HHNK-scenario's GZ3 & GZ4 ten opzichte van de autonome toestand GZ0. De jaartallen geven het begin van het jaar aan.*



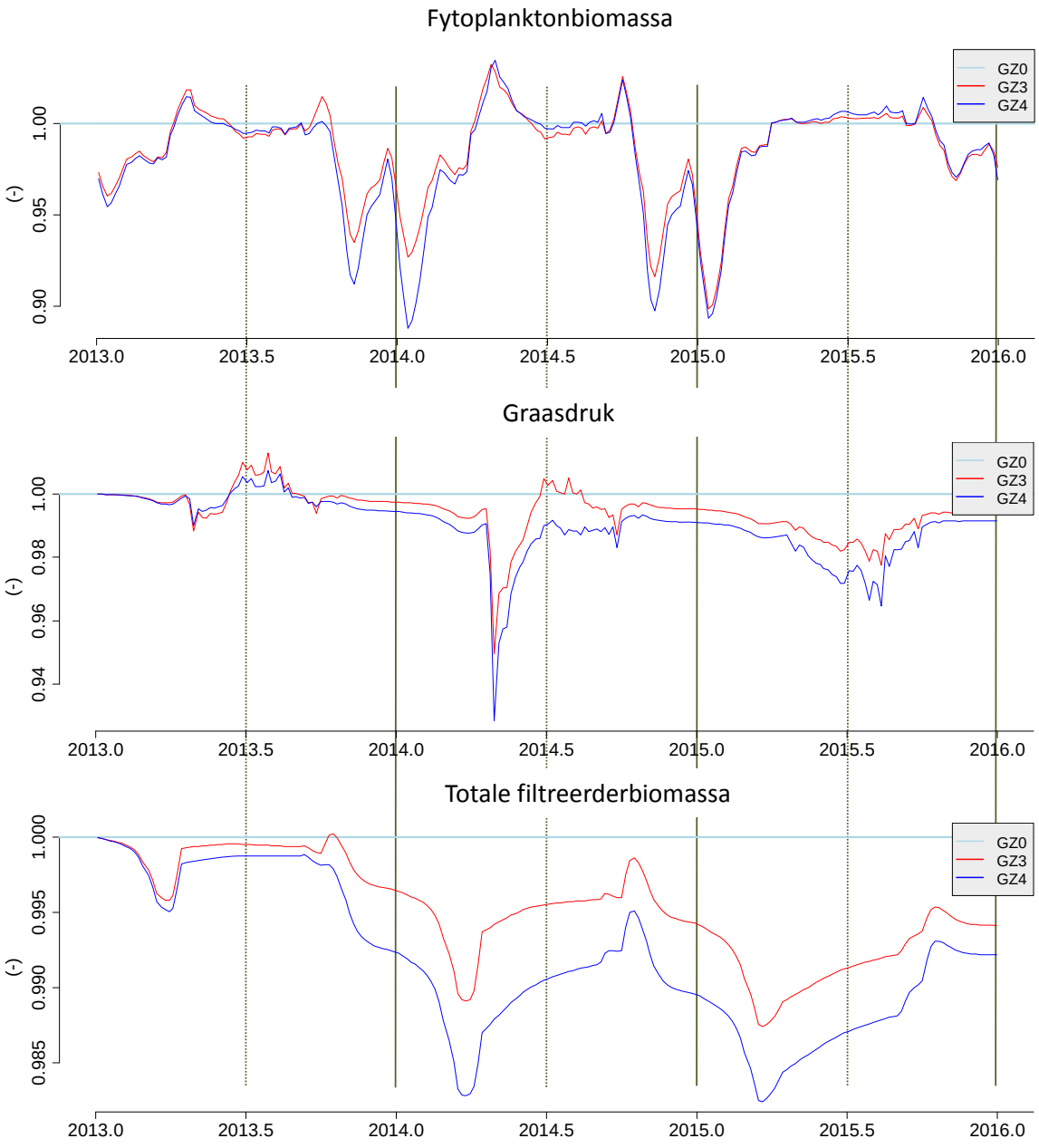

*Figuur 26 Jaargemiddelde filtreerderbiomassa voor de HHNK-scenario's GZ3 en GZ4, relatief ten opzichte van het autonome scenario GZ0.*

Uiteindelijk wordt het effect op de filtreerderbiomassa ook nu bepaald door de combinatie van een iets veranderde individuele massa en een iets verminderde reproductie, waardoor ook de aantallen iets teruglopen. Dit wordt in sectie 6.5 nader beschreven.

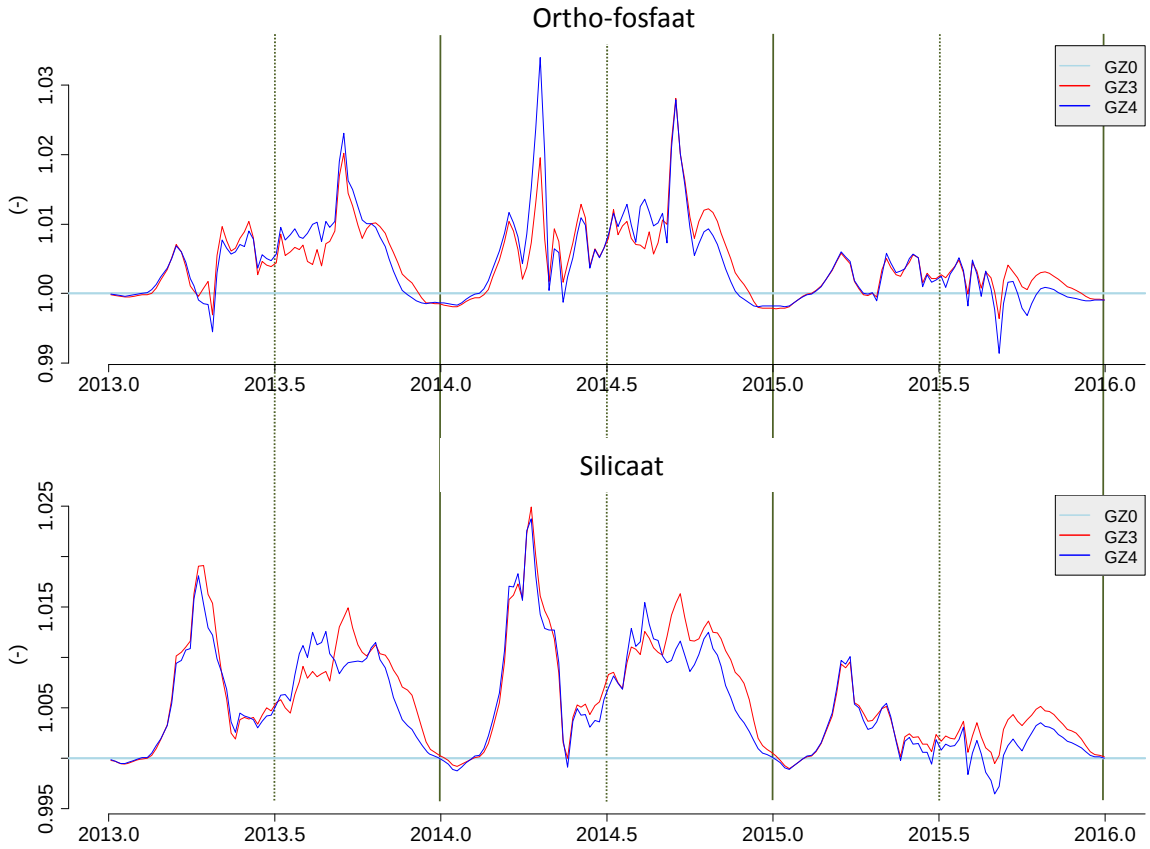
Het maximale effect voor de filtreerderbiomassa wordt berekend in 2015, terwijl de zandwinning in 2013 en 2014 plaatsvindt. Dit na-ijleffect heeft met de al eerder genoemde grotere tijdconstante van de filtreerderprocessen te maken.

### 6.5.3 De uitloop naar 2022: fytoplankton en filtreerders vertonen verschillende karakteristieken

De simulaties berekenen ook voor 2022 nog een verminderde filtreerderbiomassa (-2‰), terwijl het fytoplanktongehalte al weer terug is op het niveau van de autonome toestand (Figuur 25). De reden is dat de troebelheid in de Waddenzee ook in 2022 nog niet weer op het niveau van de autonome toestand is aangeland (Figuur 66, bijlage C). Dat het fytoplanktongehalte dan wél weer ongeveer het oude niveau heeft bereikt komt door de wisselwerking met de filtreerders waarvan de biomassa en daarmee hun activiteit is afgenomen tot een niveau waarop de mindere fytoplanktongroei gecompenseerd wordt door een minder verlies door begrazing. Hierop wordt later teruggekomen (sectie 7.6).



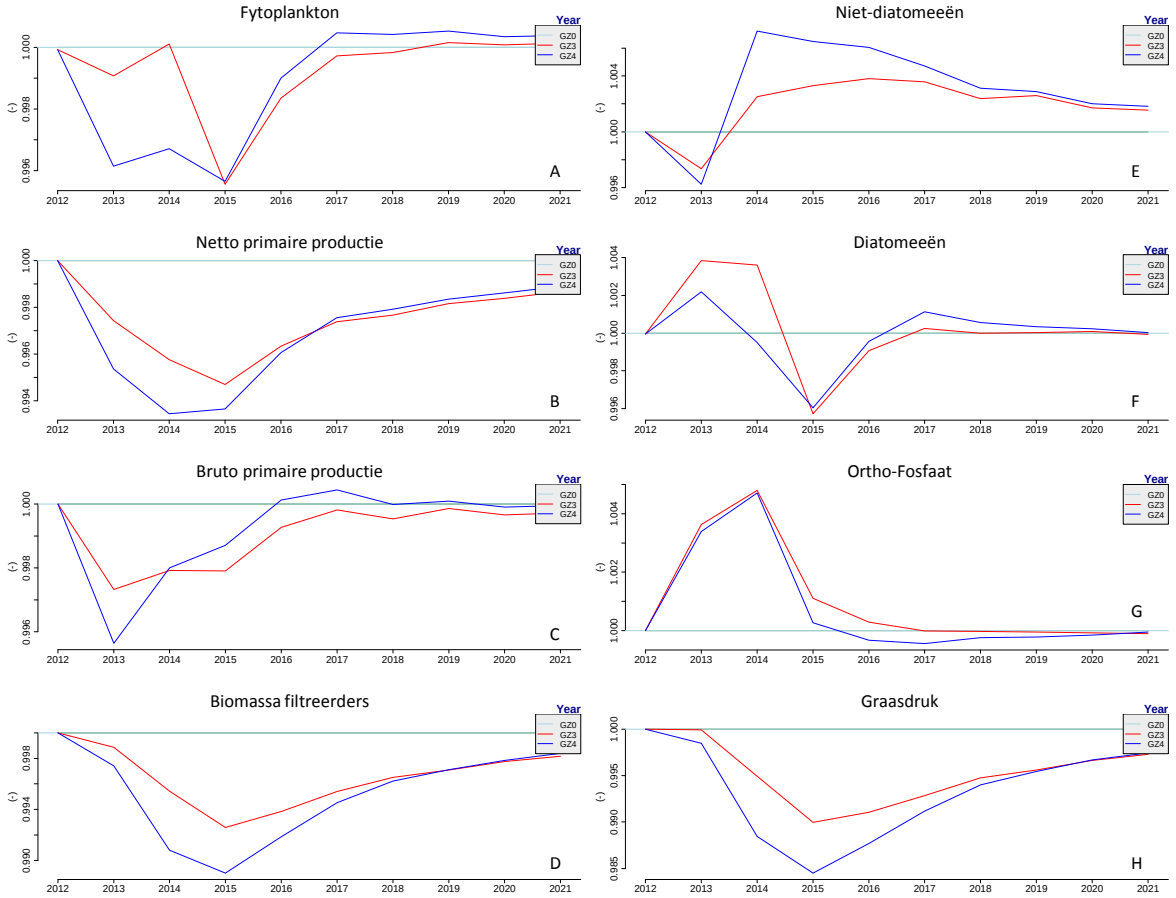

*Figuur 27 Resultaten HHNK-scenariosimulaties voor de periode 2013-2016. De eerste januari van de jaren 2014-2016 is aangeven met de getrokken lijnen, en de 1e juli van de jaren 2013-2015 met de stippellijn.*




*Figuur 28 Resultaten HHNK-scenariosimulaties voor de periode 2013-2016 voor opgelost anorganisch fosfaat en opgelost silicaat. De eerste januari van de jaren 2014-2016 is aangeven met de getrokken lijnen, en de 1e juli van de jaren 2013-2015 met de stippellijn.*

### 6.5.4 Overzicht jaargemiddelde resultaten

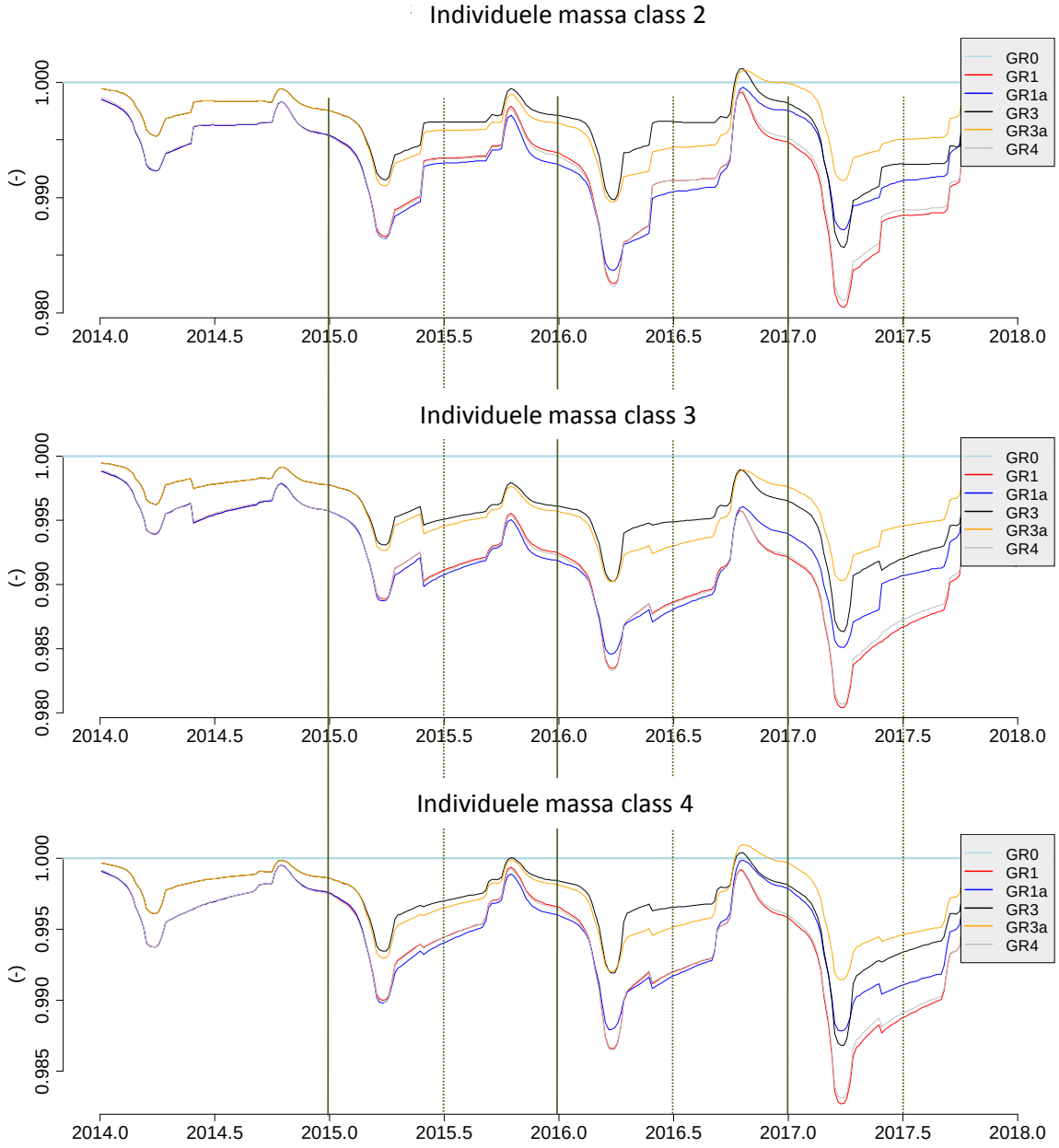
In Figuur 29 is een aantal jaargemiddelde resultaten weergegeven. Al de jaargemiddelde afwijkingen van het autonome scenario zijn klein; de biomassa filtreerders en de daaraan gekoppelde graasdruk wijken met maximaal -1 % en -1.5% nog het meest af. Het gehalte aan opgelost anorganisch fosfaat is in 2015 weer op het autonome niveau, en er vindt een lichte verschuiving plaats naar iets meer niet-diatomeeën.



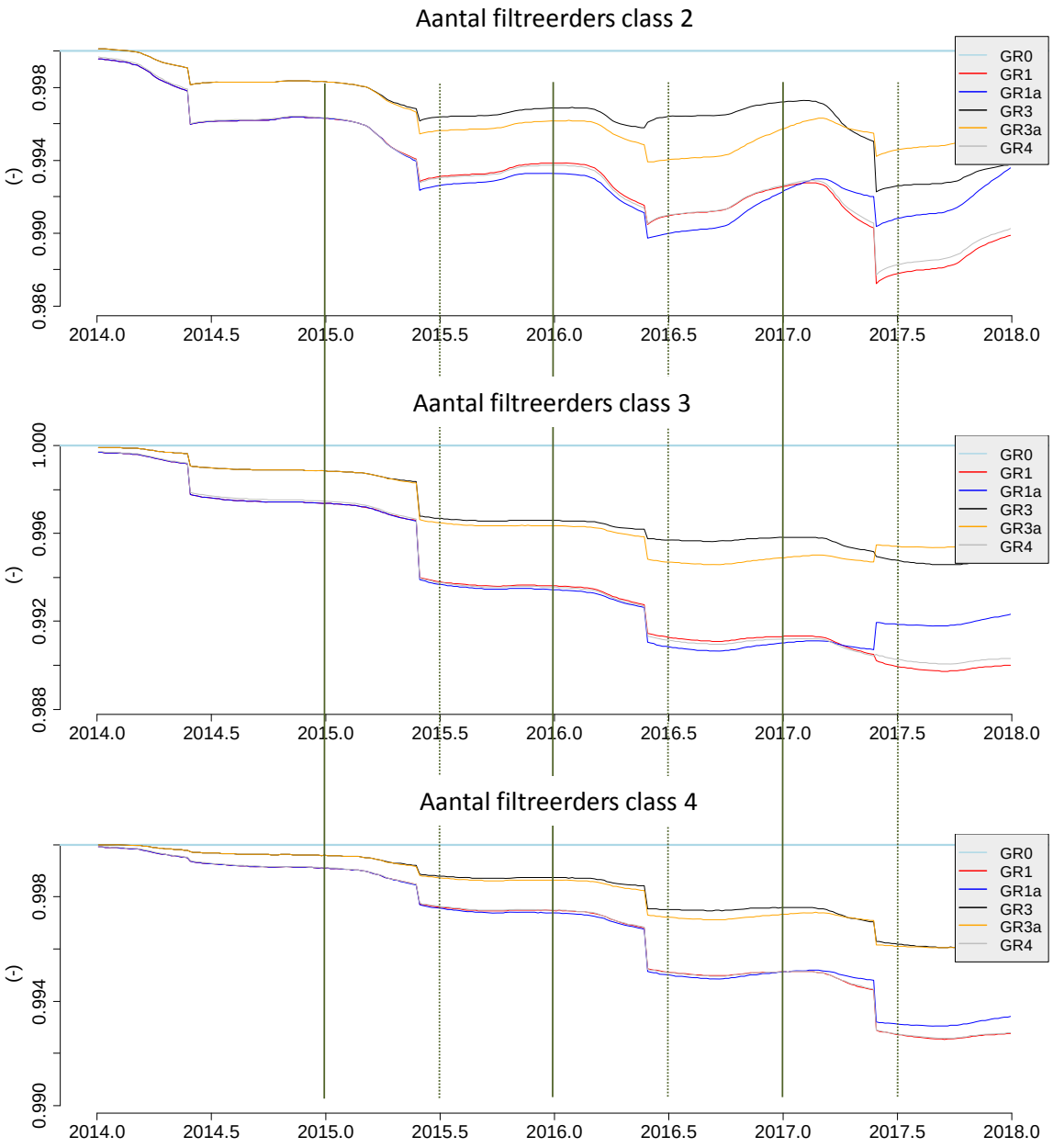

*Figuur 29 Enkele jaargemiddelde resultaten voor de HHNK-scenario's GZ3 (rood) en GZ4 (blauw), relatief ten opzichte van de autonome toestand GZ0 (grijdblauw==1). Alle karakteristieken zijn jaargemiddelden voor de gehele westelijke Waddenzee. Figuur D is identiek aan Figuur 26.*

## 6.6 Reproductie en groei: twee mechanismen die beïnvloed worden bij de zandwinscenario's RWS en HHNK

Zowel bij de scenarioberekeningen voor RWS als voor HHNK wordt een verminderde biomassa aan filtreerders berekend, met een grootste afname in de voorjaarsmaanden (april/mei). Hierbij spelen twee processen een belangrijke rol: ten eerste wordt een afname gevonden van de individuele massa van schelpdieren (Figuur 30) en ten tweede wordt een vermindering van het aantal schelpdieren gevonden (Figuur 31). Dit laatste verschijnsel is een gevolg van het eerste: de reproductie is in het model gekoppeld aan de individuele massa. Omdat juist in het voorjaar de veranderingen het sterkst negatief zijn impliceert dat een evenredige vermindering van het aantal gereproduceerde exemplaren.

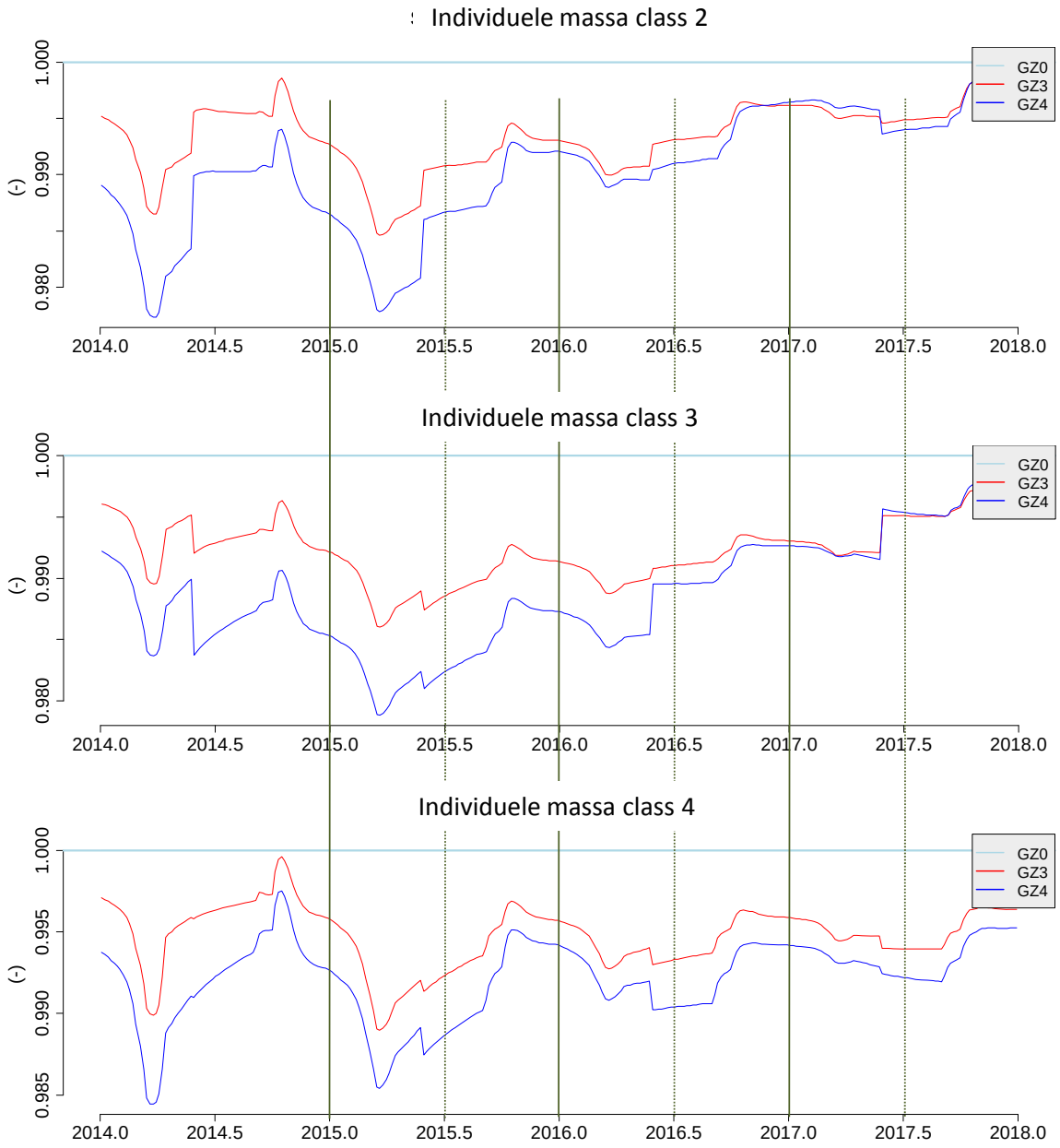



*Figuur 30 Veranderingen in individuele massa van filtreerders (klasse 2..4) bij de RWS-scenario's GR1..GR4 ten opzichte van het autonome scenario GR0.*

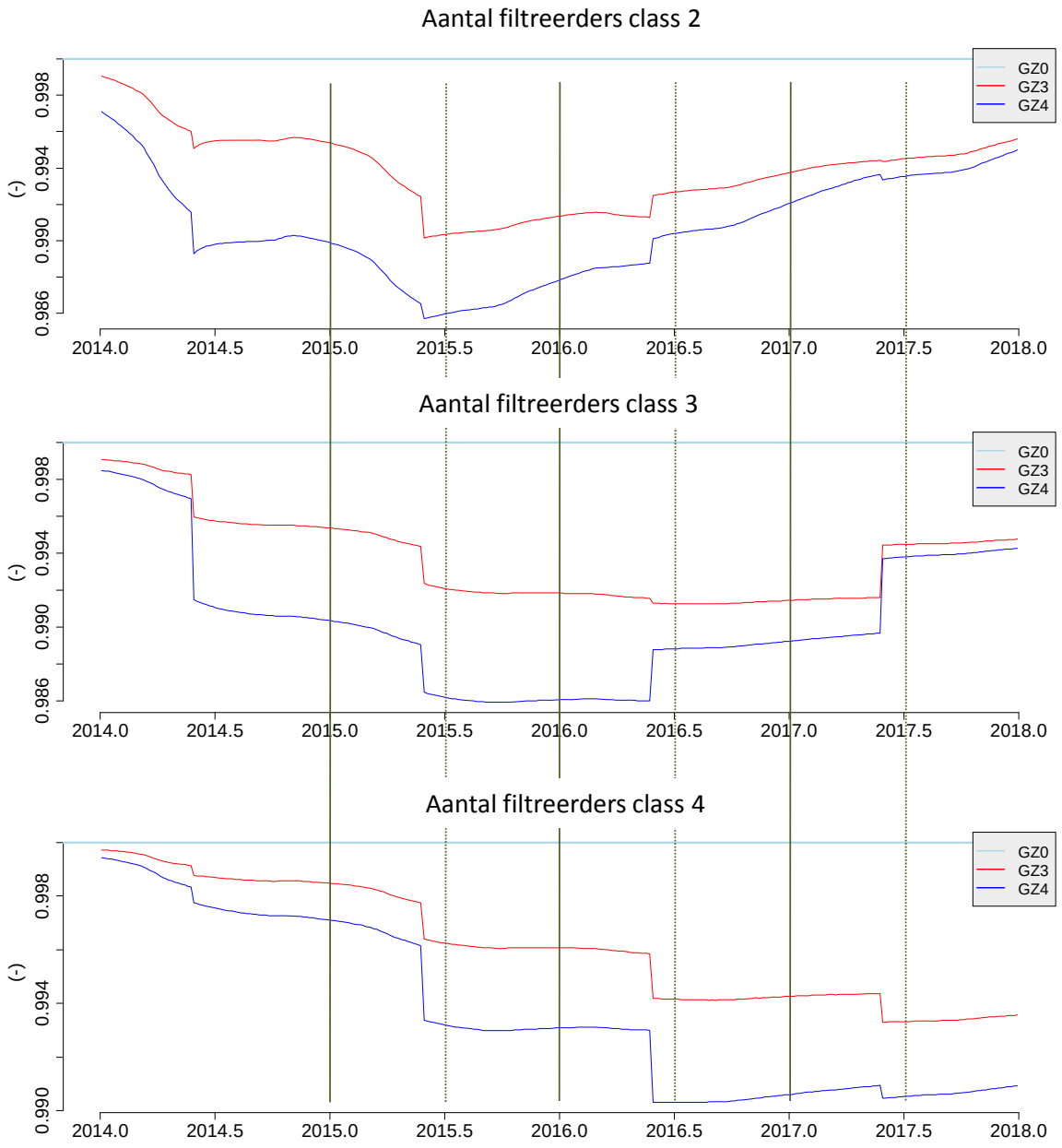



*Figuur 31 Veranderingen in aantallen filtreerders (klasse 2..4) bij de RWS-scenario's GR1..GR4 ten opzichte van het autonome scenario GR0.*

Het gevolg is dat zowel het aantal individuen wat daalt (tot ongeveer -1% eind 2017), als de individuele massa (-1.5 à -2% begin 2017). De som van de vermindering is al vermeld in sectie 6.3.1 en 6.3.2 en bedraagt ongeveer – 2%. Dat het niet precies de som massa- en aantalsvermindering is komt omdat het laagste niveau van het tweede optreedt ( van juni) als dat van de eerste als weer voorbij is (april). Ditzelfde verschijnsel wordt ook bij de HHNK-scenario's aangetroffen (Figuur 32 - Figuur 33). Bij de HHNK-scenario's is ook duidelijker dan bij de RWS-scenario's te zien dat de patronen in de aantalsveranderingen voor de drie klassen elkaar per jaar opvolgen: het minimum in klasse 2 wordt in 2015 gevonden, dat in klasse 3 in 2015-2016, en in klasse 4 in 2016-2017.



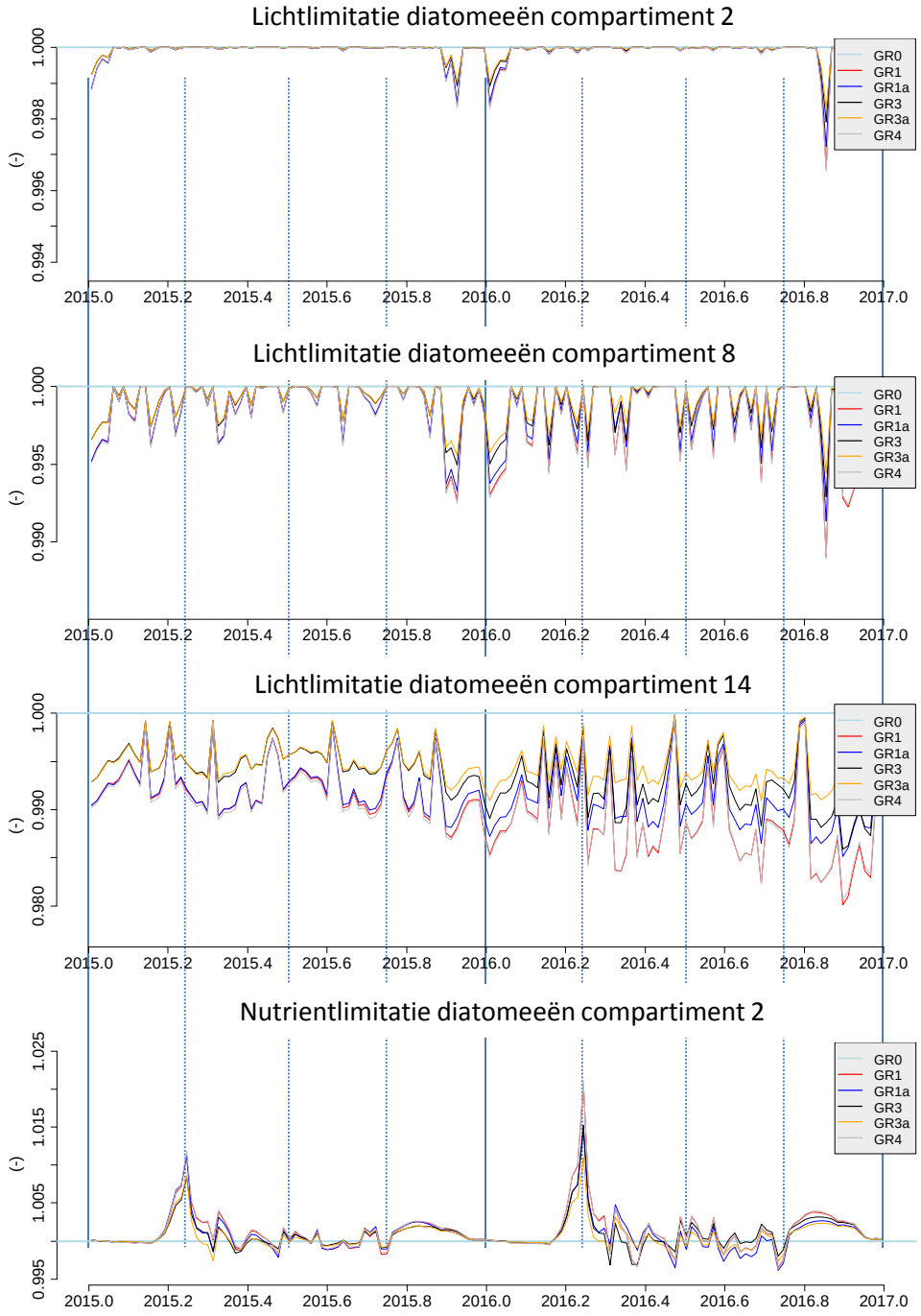

*Figuur 32 Veranderingen in individuele massa van filtreerders (klasse 2..4) bij de HHNK-scenario's GZ3 & GZ4 ten opzichte van het autonome scenario GZ0.*



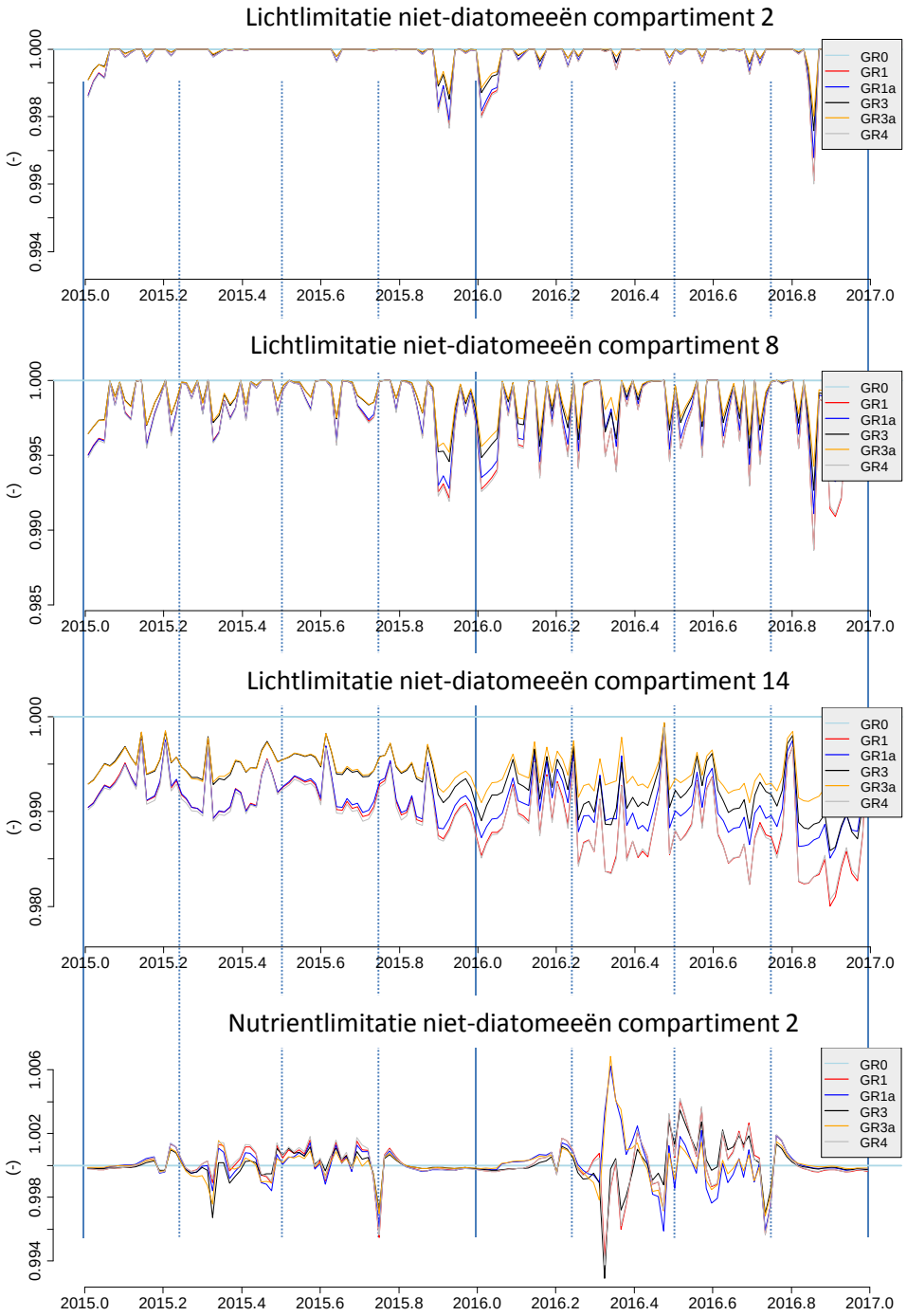

*Figuur 33 Veranderingen in aantallen filtreerders (klasse 2..4) bij de HHNK-scenario's GZ3 & GZ4 ten opzichte van het autonome scenario GZ0*

## 6.7 Afname biomassa filtreerders en de daling van het fytoplanktongehalte in elk voorjaar

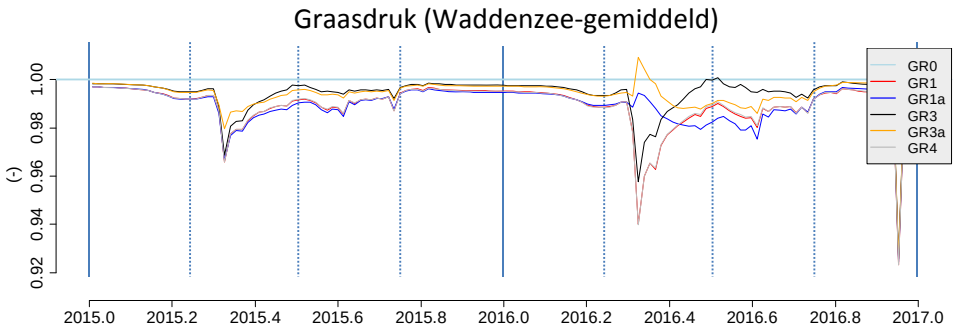
In de voorgaande sectie 6.5 is duidelijk dat met name in de maand januari tot april als gevolg van de zandwinactiviteiten een achteruitgang plaatsvindt in de biomassa van filtreerders. In de eropvolgende maanden neemt die biomassa weer toe, maar niet voldoende om die achteruitgang te compenseren. Die achteruitgang in het voorjaar is een gevolg van de lagere fytoplanktongehaltes in de Waddenzee en de Noordzeekustzone (zie bijvoorbeeld Figuur 60) in diezelfde periode. Normaliter is de periode




*Figuur 34* *Mate waarin beschikbaarheid van licht en nutriënten de groei beperkt van diatomeeën in compartimenten 2,8 en 14 ten opzichte van de situatie onder de autonome omstandigheden. Compartiment 2 is in Figuur 3 gegeven; nr 2 is daarin het getijdendeel, nr 8 het deel tussen de laagwaterlijn en -5m NAP, en nr 14 is het geuldeel. In de ondiepe delen is extra troebeling nauwelijks van belang, maar wel in de diepere delen. De waarde geeft de factor aan waarmee de groei extra beperkt wordt, een waarde<1.0 betekent een lagere groeisnelheid. De verticale blauwe lijnen geven de hele jaren aan, de stippellijnen de vier kwartalen.*




*Figuur 35 Mate waarin beschikbaarheid van licht en nutriënten de groei beperkt van niet-diatomeeën in compartimenten 2,8 en 14 ten opzichte van de situatie onder de autonome omstandigheden. Compartiment 2 is in Figuur 3 gegeven; nr 2 is het getijdendeel, nr 8 het deel tussen de laagwaterlijn en -5m NAP, en nr 14 is het geuldeel. In de ondiepe delen is extra troebeling nauwelijks van belang, maar wel in de diepere delen. De waarde geeft de factor aan waarmee de groei extra beperkt wordt, een waarde<1.0 betekent een lagere groeisnelheid.*




*Figuur 36 Mate waarin begrazing door filtreerders de groei extra beperkt van fytoplankton in de westelijke Waddenzee bij de verschillende scenario's. Het autonome scenario GR0 is de referenite hierbij. Een waarde <1.0 betekent minder verlies voor het fytoplankton, en heeft dus een positieve invloed op de groei.*

midden-februari-begin april de tijd van de voorjaarsbloei, die belangrijk is voor de groei van de mossels, en daarmee ook voor het reproductieve succes. Die lagere fytoplanktongehaltes zijn een gevolg van een geringere toevoer en van een geringere productie.
Het effect van de extra troebeling op de groeisnelheid van fytoplankton wordt voor een drietal deelcompartimenten weergegeven in Figuur 34 (diatomeeën) en Figuur 35 (niet-diatomeeën). De invloed van nutriënten zijn hierin ook verwerkt. In Figuur 36 is de verandering in de graasdruk weergegeven.

De figuren illustreren in de eerste plaats dat in de diepere delen –die zijn voor de primaire productie ook het belangrijkst- de extra lichtbeperking van de orde van 1 à 1.5% bedraagt in de voorjaarsperiodes. In de zomerperiodes neemt die extra lichtbeperking verder toe tot ongeveer 2%.
De verandering in nutriëntbeperking bij de verschillende scenario's is in die voorjaarsperiode niet van belang; in de maand maart wordt het nutriënteffect heel licht positief. De combinatie van beide bepaalt of de groeiverandering groter dan 1 wordt dan wel kleiner dan 1 blijft. In het model is een vermenigvuldiging van beide groeifactoren aangehouden, dus groeisnelheidsverandering = lichteffect*nutriënteffect. Uit Figuur 34 en Figuur 35 kan daarom geconcludeerd worden dat deze effecten negatief (<1.0) uitvallen voor de periode tot maart, en ongeveer neutraal zijn (≈1.0) in maart. Voor niet-diatomeeën blijft het netto-effect <1.0, dus blijft de groei minder bij de verschillende zandwinscenario's ten opzichte van de autonome toestand.

Wat de doorslag geeft is evenwel de veranderde graasdruk (Figuur 36); die begint vooral in de maand mei van belang te worden, en is dan tot 4% lager (in 2016).
Dit is de aanleiding tot een groei van het fytoplankton tot boven het niveau van de autonome toestand (Figuur 19).
Deze toename leidt vervolgens weer tot een vergrote toename in de individuele massa van de schelpdieren (Figuur 30).

Later in elk jaar vindt het omgekeerde proces plaats: de verandering in graasdruk wordt kleiner, het positieve effect van de nutriëntbeschikbaarheid neemt af, en samen met het negatieve effect van de verhoogde troebeling neemt het fytoplanktongehalte weer af tot onder het niveau van de autonome toestand en kunnen de filtreerders weer iets minder voedsel opnemen. In het volgende voorjaar is daardoor de individuele massa van filtreerders weer verder afgenomen met een verminderde reproductie tot gevolg; zoals in sectie 6.5 beschreven is.

## 6.8 Spreiding binnen de westelijke Waddenzee

De resultaten die tot nu toe gegeven zijn betreffen gemiddelden voor de gehele westelijke Waddenzee. Maar, er bestaan verschillen tussen de compartimenten. Dit aspect is niet in detail bestudeerd, maar globaal gesproken kunnen er vrij grote verschillen optreden waar het de relatieve veranderingen betreft. Als voorbeeld kunnen de RWS-scenario's gelden. De biomassa aan filtreerders daalt gemiddeld met maximaal 1.5- 2% in de voorjaarsperiode ten opzichte van de autonome toestand (Figuur 19), maar in sommige compartimenten kan die relatieve veranderingen meer dan 10% bedragen. Het betreft dan compartimenten waar de absolute biomassa niét groot is. Wat er bijvoorbeeld kan gebeuren is dat een verandering van filtreerderbiomassa in één compartiment resulteert in een minder verbruik van voedsel waardoor een buurcompartiment soms iets beter (of minder slecht) kan 'presteren'; ook het omgekeerde kan plaatsvinden Als evenwel naar die compartimenten wordt gekeken waar substantiële filtreerder-biomassa's worden berekend, dan zijn de verschillen tussen die compartimenten niét zo groot. Bij een gemiddelde verandering van 1.5-2% bedragen de verschillen ongeveer ±1%.

## 6.9 Resumé

In de volgende tabellen Tabel 6 - Tabel 9 is een overzicht gegeven van de jaarlijkse veranderingen in faunabiomassa, netto primaire productie en algenbiomassa in de westelijke Waddenzee bij de verschillende zandwinscenario's.

*Tabel 6 Overzicht effecten voor de Rijkswaterstaatzandwinningen GR1, GR1a, GR3, GR3a en GR4 ten opzichte van de autonome toestand GR0; veranderingen in de jaargemiddelde biomassa van filtreerders; getallen in procenten*

| Jaar | GR1 | GR1a | GR3 | GR3a | GR4 |
|---|---|---|---|---|---|
| 2013 | -0.04 | -0.04 | 0.00 | 0.00 | -0.03 |
| 2014 | -0.30 | -0.30 | -0.15 | -0.15 | -0.30 |
| 2015 | -0.53 | -0.57 | -0.28 | -0.32 | -0.54 |
| 2016 | -0.68 | -0.66 | -0.29 | -0.35 | -0.68 |
| 2017 | -0.89 | -0.57 | -0.54 | -0.29 | -0.87 |
| 2018 | -1.01 | -0.56 | -0.74 | -0.37 | -1.00 |
| 2019 | -0.80 | -0.56 | -0.60 | -0.42 | -0.80 |
| 2020 | -0.70 | -0.52 | -0.56 | -0.43 | -0.70 |
| 2021 | -0.57 | -0.40 | -0.50 | -0.33 | -0.58 |

*Tabel 7 Overzicht effecten voor de Rijkswaterstaatzandwinningen GR1, GR1a, GR3, GR3a en GR4 ten opzichte van de autonome toestand GR0; veranderingen in de jaarlijkse netto primaire productie; getallen in procenten*

| Jaar | GR1 | GR1a | GR3 | GR3a | GR4 |
|---|---|---|---|---|---|
| 2012 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 2013 | -0.07 | -0.07 | -0.03 | -0.03 | -0.06 |
| 2014 | -0.28 | -0.28 | -0.12 | -0.12 | -0.28 |
| 2015 | -0.38 | -0.39 | -0.17 | -0.19 | -0.41 |
| 2016 | -0.49 | -0.48 | -0.22 | -0.27 | -0.48 |
| 2017 | -0.71 | -0.42 | -0.45 | -0.19 | -0.70 |
| 2018 | -0.82 | -0.63 | -0.61 | -0.50 | -0.80 |
| 2019 | -0.55 | -0.47 | -0.43 | -0.39 | -0.55 |
| 2020 | -0.47 | -0.36 | -0.39 | -0.29 | -0.46 |
| 2021 | -0.37 | -0.27 | -0.34 | -0.23 | -0.39 |

*Tabel 8 Overzicht effecten voor de Rijkswaterstaatzandwinningen GR1, GR1a, GR3, GR3a en GR4 ten opzichte van de autonome toestand GR0; veranderingen in het jaargemiddelde fytoplanktongehalte; getallen in procenten*

| Jaar | GR1 | GR1a | GR3 | GR3a | GR4 |
|---|---|---|---|---|---|
| 2112 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 2113 | -0.06 | -0.06 | 0.02 | 0.02 | -0.04 |
| 2114 | -0.27 | -0.27 | -0.06 | -0.06 | -0.26 |
| 2115 | -0.31 | -0.49 | -0.05 | -0.26 | -0.31 |
| 2116 | -0.21 | -0.38 | 0.06 | -0.24 | -0.17 |
| 2117 | -0.32 | 0.03 | -0.24 | 0.13 | -0.29 |
| 2118 | -0.45 | -0.41 | -0.48 | -0.45 | -0.46 |
| 2119 | -0.13 | -0.24 | -0.15 | -0.27 | -0.12 |
| 2120 | -0.09 | -0.13 | -0.13 | -0.14 | -0.09 |
| 2121 | -0.03 | -0.05 | -0.08 | -0.05 | -0.05 |

*Tabel 9 Overzicht effecten voor de Hoogheemraadschapzandwinningen GZ3 en GZ4 ten opzichte van de autonome toestand GZ0; veranderingen in jaargemiddelde faunabiomassa en jaarlijkse netto primaire productie; getallen in procenten*

| | Faunabiomassa | | | Netto primaire productie | | | Fytoplankton | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Jaar | GZ3 | GZ4 | | GZ3 | GZ4 | | GZ3 | GZ4 |
| 2012 | 0.00 | 0.00 | | 0.00 | 0.00 | | -0.01 | -0.01 |
| 2013 | -0.12 | -0.26 | | -0.26 | -0.46 | | -0.09 | -0.38 |
| 2014 | -0.46 | -0.92 | | -0.42 | -0.66 | | 0.01 | -0.33 |
| 2015 | -0.74 | -1.10 | | -0.53 | -0.63 | | -0.44 | -0.44 |
| 2016 | -0.62 | -0.81 | | -0.37 | -0.39 | | -0.16 | -0.10 |
| 2017 | -0.46 | -0.55 | | -0.26 | -0.24 | | -0.02 | 0.05 |
| 2018 | -0.35 | -0.38 | | -0.23 | -0.21 | | -0.02 | 0.04 |
| 2019 | -0.29 | -0.29 | | -0.18 | -0.16 | | 0.02 | 0.05 |
| 2020 | -0.23 | -0.21 | | -0.16 | -0.14 | | 0.01 | 0.04 |
| 2021 | -0.18 | -0.16 | | -0.13 | -0.11 | | 0.01 | 0.04 |

# 7 Discussie en samenvatting

## 7.1 Inleiding

Om een (hernieuwde) vergunning te verkrijgen voor de winning van suppletiezand in de Noordzee is een milieueffectrapportage (MER) vereist. Hoewel de ingrepen plaats vinden aan de basis van het ecosysteem (het fysische deel), zullen effecten zich mogelijk manifesteren in de biologische componenten van het ecosysteem. Daarom zijn in deze MER de mogelijke effecten van zandwinning op de slibconcentraties, doorzicht, nutriënttransport, primaire productie en de secundaire productie op enkele voorbeeldlocaties in de Noordzee en op de (gehele) westelijke Waddenzee beschreven. De aanpak en resultaten zijn uitgebreid beschreven in een serie zelfstandig leesbare rapporten, waarvan het voorligende er een is. De secties 7.1 – 7.4 zijn in alle deelrapporten ingevoegd, en door meerdere auteurs van het projectteam opgesteld.

## 7.2 Algemene methodiek: een effectketenmodel

Bij de opstelling van de MER is gebruik gemaakt van een keten van gekoppelde modelsystemen :

1. Delft3D-Flow (waterbeweging),
2. Delft3D-Sed (slibdynamiek),
3. GEM: Generiek Ecologisch Model (nutriënten, primaire productie en lichtklimaat),
4. DEB: Dynamic Energy Budget model (schelpdieren met name *Ensis*) op zes karakteristieke locaties in de Noordzee,
5. EcoWasp (nutriënten, primaire productie en filtrerende schelpdieren) in de westelijke Waddenzee.

Gebruik van een dergelijke keten van modellen is niet nieuw. Tijdens het voortijdig beëindigde project Flyland, ruim tien jaar geleden, werd al een zelfde aanpak uitgewerkt. Een soortgelijke methodiek is ook toegepast ten behoeve de MER-zandwinning voor de aanleg van tweede Maasvlakte en voor de MER betreffende zandsuppleties. Ten gevolge van voortschrijdend inzicht en verbeterde technologieën is er wel een aantal verschillen tussen deze en de voorgaande (MER) studies:

1. De waterbeweging in de kustzone is met een veel hogere resolutie beschreven (Keetels e.a. 2012),
2. Het slibmodel is inhoudelijk verbeterd (Keetels e.a. 2012),
3. GEM is voor het eerst met dezelfde ruimtelijke detaillering doorgerekend als het slibmodel (Keetels e.a. 2012),
4. De effecten op schelpdieren in de Noordzee (DEB) worden voor het eerst tijdens een MER gekwantificeerd (Schellekens, 2012a,b),
5. Hetzelfde geldt voor kwantificering van de effecten op schelpdieren in de Waddenzee (EcoWasp, dit rapport); ook dat was niet eerder in combinatie met alle andere modellen gedaan in een MER.

Samenvattend kunnen we concluderen dat de algemene aanpak diverse keren eerder is toegepast, maar dat de specifieke invulling van de effectketen ten behoeve van deze MER op (belangrijke) onderdelen is uitgebreid en verbeterd in vergelijking met voorgaande (MER) studies.

## 7.3 Koppeling van modules in keten

### 7.3.1 Inleiding

Karakteristiek voor de effectketenbenadering is dat de verschillende componenten (modellen) zelfstandig worden gedraaid en met elkaar communiceren via bestanden. Deze werkwijze heeft een groot aantal praktische voordelen met betrekking tot de rekentijd en complexiteit van de modellen. Nadeel is echter dat de datastromen in één richting plaats vinden. Soms is daar geen enkel bezwaar tegen: zo heeft de aanwezigheid van fytoplankton een verwaarloosbaar effect op de stroming in de Noordzee. In andere gevallen is deze vereenvoudiging minder vanzelfsprekend zoals bij de interactie tussen fytoplankton (onderdeel van het GEM-model) en *Ensis* (onderdeel van het DEB-model). Om dit laatste probleem te ondervangen is tijdens de uitvoering van deze MER als experiment een versie van GEM gebruikt waarin een DEB-module voor *Ensis* is geïntegreerd. Echter, de resultaten hiervan waren (nog) niet bevredigend genoeg om voor de eigenlijke MER te worden gebruikt.
Doorgifte van informatie tussen de onderlinge modules is gestandaardiseerd voor een deel van de modellen zoals tussen de waterbeweging naar slib en GEM). Dit is niet het geval voor bijvoorbeeld de interactie tussen GEM en EcoWasp. Deze interactie is specifiek ten behoeve van deze MER ontwikkeld en kan dus ook niet als 'bewezen technologie' worden beschouwd.

### 7.3.2 Van Delft3D-Flow naar Delft3D-Slib en GEM

De resultaten van het waterbewegingsmodel (Keetels e.a. 2012) worden met een hoge frequentie weggeschreven om vervolgens door het slibmodel en GEM te worden ingelezen. Met behulp van een continuiteïtsberekening is aangetoond dat deze koppeling massabehoudend is. Verder is met behulp van een vergelijking van de berekende saliniteit in Delft3D-Flow en in GEM getest hoe goed de transportpatronen in Delft3D-Flow worden gereproduceerd in GEM. Kleine afwijkingen ontstaan doordat (1) niet na élke rekentijdstap van het hydrodynamisch model de resultaten kunnen worden weggeschreven en (2) de numerieke oplossingsschema's niet precies gelijk zijn. De verschillen zijn echter dermate klein, dat we kunnen concluderen dat de berekende transportvelden in Delft3D-Flow inderdaad vrijwel geheel worden gereproduceerd in het slibmodel en in GEM.

### 7.3.3 Van Delft3D-Slib naar GEM

Het ligt voor de hand de resultaten van het slibmodel integraal over te nemen in GEM als stuurfactor voor het onderwaterlichtklimaat. Deze directe koppeling is onderzocht, maar uiteindelijk is besloten een andere koppeling tijdens deze MER te gebruiken. Bij de gekozen koppeling is het jaar-gemiddelde slibveld van het slibmodel als basis gebruikt waarbij voor een aantal delen van de Noordzee waar het slib model (nog) niet goed presteert ( zowel offshore als in zeer ondiepe gebieden, enkele decimeters water), het basisslibveld is aangevuld met een quasi-empirische methodiek om het verloop in slibconcentraties door de tijd beter te beschrijven. Deze wijze van koppeling is ook toegepast tijdens vorige vergelijkbare projecten en is gelijk voor de basisberekeningen en de scenario's.
De berekende slibconcentraties van de scenario's zijn aan GEM doorgegeven als tijd- en ruimte-afhankelijke schaalfactoren.

### 7.3.4 Van Delft3D-Slib en GEM naar DEB

Bij deze MER is voor het eerst een kwantitatieve analyse gedaan naar de mogelijke gevolgen van de zandwinning op *Ensis* (zie ook Schellekens, 2012a,b). Hiertoe is een DEB-model toegepast voor een zestal representatieve locaties in de Noordzee. Als aansturing ontvangt het DEB-model anorganisch zwevend stof uit het slibmodel en chlorofyl en dood organisch materiaal uit GEM. De frequentie, waarmee deze informatie wordt doorgegeven, is hoog ten opzichte van de groeikarakteristieken van

*Ensis*. Een vereenvoudiging die bij deze koppeling plaats heeft is dat het DEB model veronderstelt dat een bepaalde hoeveelheid chlorofyl een vaste hoeveelheid voedsel betekent. Binnen GEM varieert de energieinhoud en dus voedselkwaliteit van het fytoplankton *wel* in ruimte en tijd. Gezien de betrekkelijk geringe verschillen tussen de (scenario-) berekeningen onderling is het redelijk te veronderstellen dat deze vereenvoudiging nauwelijks effect heeft als twee berekeningen onderling worden vergeleken.

### 7.3.5 Van Delft3D-Slib en GEM naar EcoWasp

Net als DEB is ook EcoWasp tijdens deze MER voor het eerst geïntegreerd met de anderen modellen. De resultaten zijn in het voorliggende rapport beschreven. De koppeling is echter gecompliceerder dan bij het DEB-model omdat EcoWasp veel meer informatie moet oppakken en zelf ook een ruimtelijke structuur en waterbeweging heeft. Een verdere complicatie ontstaat doordat veel van de grootheden die binnen GEM en EcoWasp worden gemodelleerd weliswaar op elkaar lijken, maar vaak toch niet precies hetzelfde zijn. Zo onderscheidt GEM vier groepen van fytoplankton en EcoWasp slechts twee: voor dit en andere soortgelijke problemen zijn conversieregels vastgesteld.
De volgende informatie wordt vanuit het slibmodel dan wel GEM aan EcoWasp doorgegeven:

1. Het slibgehalte van Delft3D-Slib. Dit wordt echter niet direct overgenomen door EcoWasp, omdat binnen EcoWasp het slibgehalte in de waterkolom zelf wordt berekend (de berekening is afgeregeld aan de hand van gemeten slibgehaltes). *Relatieve veranderingen* in slibgehaltes, die zijn berekend met het slibmodel voor de scenario's, worden daarom vertaald in *relatieve* veranderingen in het lichtklimaat van EcoWasp.
2. Voor nutriënten en fytoplankton geldt iets dergelijks: EcoWasp gebruikt alleen de veranderingen in concentraties zoals die door GEM worden berekend voor de randvoorwaarden (de concentraties in de Noordzeekustzone). Deze wijze van koppelen gaat er van uit dat de herverdeling van GEM-stoffen over EcoWasp-stoffen gelijk blijft voor alle scenario's. Om numerieke problemen te voorkomen worden hiervoor maandgemiddelde GEM-uitvoerresultaten door EcoWasp gebruikt. Nadeel is dat variaties op kortere tijdschalen, die wel worden berekend door GEM, niet worden meegenomen door EcoWasp; er vindt dus enig verlies van informatie plaats.
3. Een andere complicaties in de koppeling tussen GEM en EcoWasp is dat EcoWasp zijn randvoorwaarden ontleent aan metingen op een paar locaties in de Noordzee. Bij de scenario's worden de op deze locaties door GEM (en het slibmodel) berekende relatieve veranderingen overgenomen. Echter, deze hoeven niet noodzakelijkerwijs gelijk te zijn aan de veranderingen bij de instroming van de Waddenzee. Impliciet is dus verondersteld dat de berekende veranderingen maatgevend zijn voor de veranderde invoer van de Waddenzee.
4. Anders dan in het slibmodel en GEM, die gebruik maken van actuele stromingsvelden, gebruikt EcoWasp een statisch transportveld. Omdat de door GEM berekende concentraties aan de randen van EcoWasp mede afhangen van de stroming, zal de nutriëntenimport van de Waddenzee volgens EcoWasp gedurende het jaar niet gelijk zijn aan de import van GEM. De jaarlijkse import zou wel ongeveer gelijk moeten zijn, maar dat is niet gecontroleerd.

Samenvattend: bij de koppeling tussen het slibmodel en GEM met EcoWasp doet zich een aantal complicaties voor dat te maken heeft met verschillen in de gemodelleerde toestandsgrootheden, transportvelden en randen. We veronderstellen dat deze consistentieproblemen geen invloed hebben op de interpretatie van de scenarioresultaten, die immers allemaal hierdoor beïnvloed worden. Strikt genomen moet echter worden gesteld dat de mate waarin deze veronderstelling klopt, niet kan worden vastgesteld op basis van de informatie die nu beschikbaar is.

## 7.4 Beoordeling resultaten

Bij de beoordeling van de resultaten spelen veel factoren een rol, die echter in een paar hoofdcategorieën kunnen worden samengevat:

1. Het wettelijk kader,
2. De betrouwbaarheid van de simulatieresultaten,
3. De verhouding tussen de berekende effecten en de 'natuurlijke' variabiliteit,
4. De verhouding tussen de berekende effecten en de effecten veroorzaakt door 'andere' maatregelen (de autonome ontwikkeling).

### 7.4.1 Het wettelijk kader

Een complicatie met betrekking tot het wettelijk kader is dat de wetenschappelijke basis van sommige wettelijk vastgelegde of op bestaande jurisprudentie gebaseerde normen niet overtuigend is of zelfs ontbreekt. Ook komen inconsistenties voor in gevallen waar normen op basis van verschillende wetgeving gelijktijdig van toepassing zijn. In deze sectie wordt het wettelijk kader als zodanig niet inhoudelijk bediscussiëerd. Wel zal worden aangeven wat de wetenschappelijke betekenis is van veranderingen, zoals die worden gesimuleerd met behulp van de modelketen. Ingegaan wordt op de resultaten voor de Waddenzee, omdat die vanuit het wettelijk kader gezien het meest kritisch zijn.

### 7.4.2 Betrouwbaarheid simulatieresultaten

De kwaliteit van een model hangt van veel factoren af zoals:

1. De mate waarin de gebruikte procesbeschrijvingen de werkelijkheid reproduceren,
2. De numerieke implementatie en verwerking tot computercode,
3. De gebruikte waardes voor procesparameters (kalibratie),
4. De kwantiteit en kwaliteit van de metingen (nauwkeurigheid; frequentie; ruimtelijke dekking; aantal gemeten stoffen) (validatie).

Ook van belang is een heldere omschrijving van de doelstelling van de modeltoepassing: een modelopzet die voor een bepaalde vraag adequaat is kan voor een andere vraag ontoereikend zijn. Een ander punt is dat wanneer (te) grote afwijkingen tussen model en waarnemingen worden gevonden, er een zorgvuldige analyse nodig is om de oorzaak vast te stellen en eventueel op lossen. Uitdrukkingen als: "Het model is niet goed" of "De waarnemingen deugen niet" zijn daarbij niet specifiek genoeg en kunnen dus wel behulpzaam zijn bij het omschrijven van symptomen, maar niet bij het diagnosticeren van het feitelijke probleem. Specifiek voor studies zoals deze, waarbij simulaties onderling worden vergeleken, is overigens wel dat bepaalde afwijkingen acceptabel kunnen zijn, bijvoorbeeld als aannemelijk kan worden gemaakt dat het effect in verschillende berekeningen gelijk is zodat de afwijking wegvalt zodra de berekeningsresultaten van elkaar worden afgetrokken

Omdat in dit onderzoek gebruik is gemaakt van een keten van gekoppelde modellen zou verondersteld kunnen worden dat de onzekerheden aan de basis van de effectketen *versterkt* doorwerken naarmate de keten verder wordt doorlopen. Dat leidt dan tot een redenering als: er zijn onzekerheden in de simulatie van de waterbeweging en van het slib, die gezamenlijk leiden tot nog grotere onzekerheden in de simulaties voor primaire productie en zo verder. Deze voorstelling van zaken is echter te simplistisch omdat binnen modellen ook *verzwakking* van onzekerheden in voorgaande schakels van de keten kan plaatsvinden bijvoorbeeld door terugkoppelingsmechanismen of verschillen in tijd- en ruimteschaal. Zo

kunnen de gevolgen van een onjuiste berekening van de verspreiding van een slibpluim in GEM gering of zelfs afwezig zijn als nutriënten ter plekke een belangrijker limitatie zijn dan slib. Ter illustratie, Los & Blaas (2010) hebben aangetoond dat de Goodness of Fit (GOF) van chlorofyl zoals berekend door GEM voor heel verschillende ruimtelijke schematisaties van de Noordzee over de hele linie beter is dan de GOF van anorganisch slib of het saliniteit, die worden overgenomen uit de simulatieresultaten van andere modellen in de keten.

Versterking van effecten, waarbij betrekkelijk kleine veranderingen in de forcering van modellen leiden tot (onverwachts) grote veranderingen zijn kenmerkend voor predator-prooi modellen, waarvan een groot deel van de dynamiek wordt veroorzaakt door intrinsieke processen zoals de predator-prooirelaties. Binnen de keten van modellen in deze studie is EcoWasp een voorbeeld van een model waarbij versterking kan plaatsvinden met name in de relatie tussen fytoplankton en schelpdieren.

Behoudens het DEB-model voor *Ensis* in de Noordzee zijn de verschillende modellen, die tijdens deze studie zijn gebruikt, in het verleden al heel veel toegepast bij de voorspelling van soortgelijke scenario's. Met andere woorden, we hebben gebruik gemaakt van eerder gevalideerde en door auditcommissies bekeken modellen. Voor de Deltares modellen in de keten is ten behoeve van deze MER een apart validatierapport geschreven. Ook EcoWasp is een bestaand model met een lange geschiedenis, maar binnen deze MER is geen aanvullende validatie uitgevoerd, noch lag er een verzoek van de opdrachtgever het bestaande validatieresultaat formeel te beschrijven. Wel is (bijlage A) een aantal vergelijkingen tussen modelresultaten voor de jaren 1976-2008 en beschikbare data gepresenteerd. Het DEB-model daarentegen heeft een veel kortere geschiedenis. Bovendien is de aard van de beschikbare data anders dan voor GEM of EcoWasp, die met lange tijdreeksen van waarnemingen van verschillende grootheden op diverse plaatsen vergeleken kunnen worden. Dat leidt ertoe dat de uitkomsten van modellen als Delft3D-slib of GEM tijdens deze MER volgens formele goodness-of-fit-criteria zijn getoetst en gerapporteerd, maar dat de DEBresultaten op de *logica* of *redelijkheid* moeten worden beoordeeld. Dat betekent niet dat dit model slechter is, wel dat er (veel) minder informatie is om de correctheid formeel aan te tonen.

### 7.4.3 De verhouding tussen de berekende effecten en de 'natuurlijke' variabiliteit

Er is vaak een zekere mate van spanning tussen (wettelijke) normering, die uitgaat van een goed gedefinieerde status quo van ecosysteemcomponenten en de 'ecologische werkelijkheid', waarbij soms grote ruimtelijke of temporele variaties in aantallen of dichtheden voorkomen. In het kader van deze MER liggen de berekende effecten van de verschillende ecosysteem componenten meestal in de grootte-orde van enkele procenten of minder. Bij de beoordeling hiervan is het daarom zinvol om te bekijken hoe deze veranderingen zich verhouden tot de natuurlijke variabiliteit van de betrokken ecosystemen.

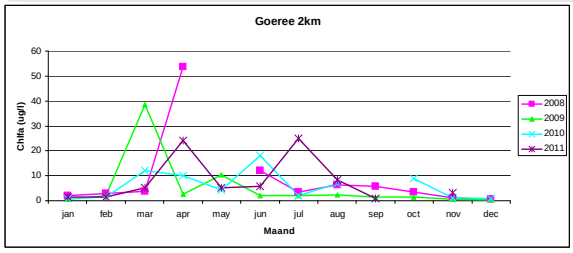
Voor de waterbeweging van de Noordzee geldt dat de reststroomdebieten (op jaarbasis) de belangrijkste bron van natuurlijke variatie zijn met name omdat deze worden bepaald door de Kanaaldebieten. Het Kanaal is echter ook de belangrijkste nutriëntenbron van de zuidwestelijke Noordzee. Omdat het om een heel grote stroom gaat, die bovendien op korte termijn (uren) sterk varieert, worden de Kanaaldebieten meestal geschat op basis van modelsimulaties. De maximale variabiliteit daarin is in de orde van *100 procent* op jaarbasis. Als regel zijn de debietverschillen kleiner. Iets soortgelijks geldt voor de uitwisseling tussen Noordzee en Waddenzee. Ook hiervoor geven modellen en metingen in één van de zeegaten (Marsdiep) aan dat er grote variaties in de netto debieten en dus in de transporten van nutriënten zijn.

Ook voor het slibgehalte geldt dat er grote variaties voorkomen. De karakteristieke tijdschaal hiervan is echter korter dan van de waterbeweging, met name doordat variaties in windsterkte heel snel (grote)

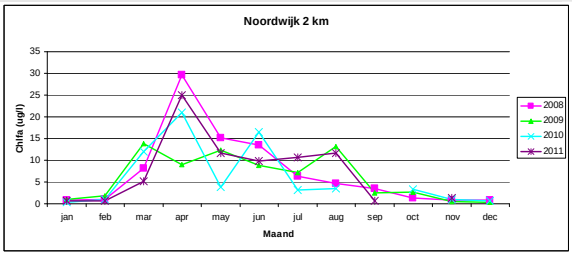
variaties veroorzaken in hoeveelheden slib in de waterkolom. Jaarlijkse variaties liggen in de orde van *tientallen procenten*, variaties op de tijdschaal van weken kunnen oplopen tot *een factor 5* of zelfs meer.

De jaarlijkse primaire productie hangt af van de beschikbaarheid van lichtenergie en nutriënten. Jaarlijkse variaties in instraling in het gebied van de Noordzee zijn klein: het verschil tussen een zonnig en een somber jaar ligt in de orde van *10 procent*. Variaties in verticale menging en in zwevend stof hebben een veel groter effect op de beschikbaarheid van licht voor de primaire productiviteit met name wat betreft de start van de voorjaarsbloei. De aanvoer van nutriënten wordt behalve door variaties in Kanaaldebieten en in de kustzone en Waddenzee sterk bepaald door de aanvoer vanuit de rivieren, waarbij de Rijn en Maas (Nieuwe Waterweg + Haringvliet) overheersen. Ook hiervoor geldt dat op korte termijn (orde week tot maand) variaties tot orde *100 procent* voorkomen, maar de jaarlijkse variaties zijn in de orde van *tientallen procenten*. Behalve de productiviteit is ook de sterfte van fytoplankton door natuurlijke sterfte en graas aan variaties onderhevig. Deze variatie is in EcoWasp geïmplementeerd door de aanwezigheid van filtreerders waarvan de biomassa berekend wordt evenals hun activiteit die ook nog eens grootte-afhankelijk is.

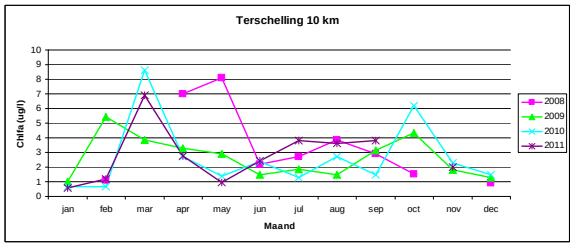
Uit de metingen blijkt dat de jaarlijkse variatie in het chlorofylgehalte als maat voor de fytoplankton-biomassa als regel orde *10 procent* bedraagt met uitschieters tot *50 procent* (zie figuur x). Gedurende het seizoen is de variabiliteit groter, met name tijdens de voorjaarsbloei waarbij variaties in de orde van *100 procent* niet uitzonderlijk zijn. Het moment waarop de voorjaarsbloei begint, kan variëren over een periode van enkele weken.



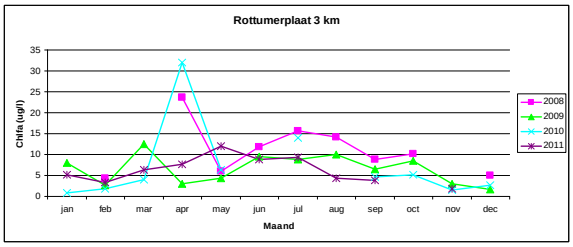

Chlorofyl-a concentraties Goeree 2 km uit de kust




Chlorofyl-a concentraties Noordwijk 2 km uit de kust




Chlorofyl-a concentraties Tersch. 2 km uit de kust




Chlorofyl-a concentraties Rottum 3 km uit de kust

*Figuur 37 Chorofylconcentraties (mg $m^{-3}$) op een aantal meetpunten voor de jaren 2008 tot en met 2011*

Variaties in hoeveelheden schelpdieren hangen enerzijds af van de al genoemde variaties in stroming (voedselaanvoer), slib (hinderlijk) en fytoplankton (voedsel), anderzijds van habitatkarakteristieken als de beschikbaarheid van geschikt substraat, verstoring (visserij) en succes van de broedval (o.a. beïnvloed door het weer, maar ook door allerlei biotische processen). Dit alles leidt ertoe dat de waargenomen jaarlijkse variaties in de hoeveelheden mosselen in de Waddenzee groot kunnen zijn. Binnen een jaar varieert de massa van een enkel schelpdier soms met een factor twee (veel vlees aan

het begin, en weinig aan het einde van de winterperiode), en zorgt predatie vaak voor een winterse afname in de schelpdierpopulatie van 30%. Dit leidt er toe dat de variatie binnen een jaar 50-70% kan bedragen. Door onregelmatige reproductie kan een dergelijke variatie (het verschil tussen het maximale en het minimale bestand) over een aantal jaren nog versterkt worden.

*Tabel 10 Vergelijking van natuurlijke variabiliteit en scenario-effecten*

| Globale vergelijking (orde van grootte) van de berekende effecten van de scenario's met de natuurlijke variabiliteit voor enkele belangrijke toestandsgrootheden. De getallen zijn slechts indicatief. | | |
|---|---|---|
| **Toestandsgrootheid** | **Natuurlijke variatie** | **Effect scenario's** |
| Slib (per maand) | 100% | 10% |
| Slib (per jaar) | 50% | 5% |
| Chlorofyl (start voorjaarsbloei) | ± 1 maand | 0 tot - 5 dagen |
| Chlorofyl (hoogte voorjaarsbloei) | ± 80% | - 5% - 0% |
| Chlorofyl (jaargemiddeld) | ± 25% | - 5% tot +2% |
| Chlorofyl (Waddenzee GEM) (Keetels e.a. 2012 | ± 25% | - 1% tot 0% |
| Chlorofyl (Waddenzee EcoWasp) (dit rapport) | ± 25% | -10 tot + 10% |
| Mosselen (Waddenzee) (dit rapport) | ± 500% | 0 tot - 3% |

Nota bene: het verschil in respons van berekend chlorofyl van GEM en EcoWasp in de Waddenzee wordt veroorzaakt door de eerder vermelde verschillen in procesformulering. In GEM is de sterfte afhankelijk van de limitatie (nutriënt, licht) en de temperatuur en evenredig met de biomassa. Doordat ten gevolge van de zandwinning de slibgehaltes in de Waddenzee stijgen, daalt de primaire productie en dus ook de biomassa van fytoplankton. Dus er is per definitie een afname, ook al is deze klein. In EcoWasp is graas door mosselen een belangrijke sterfteoorzaak van het fytoplankton die wordt beschreven met behulp van een predator-prooirelatie tussen fytoplankton en mosselen (de filtreerders). Van belang hierbij is dat de karakteristieke tijdschalen van fytoplankton (orde dagen) en mosselen (orde jaar) sterk verschillen. Dat leidt ertoe dat een aanvankelijke daling van de primaire productie door toename van het slibgehalte (net zoals in GEM) leidt tot een daling van de hoeveelheid mosselen, waardoor de graasdruk afneemt en het fytoplanktongehalte in volgende jaren periodiek zelfs kan stijgen in vergelijking tot de autonome situatie.

Dit verschil in interne dynamiek is tevens de belangrijkste verklaring voor het verschil in gedrag tussen GEM en EcoWasp gedurende de simulatieperiode. Omdat in GEM de fytoplanktonsterfte direct gekoppeld is aan de biomassa en de karakteristieke tijdschaal van de traagste processen circa een tot twee jaar bedraagt, keren de modelresultaten na beëindiging van de zandwinning snel terug naar de waarden van de autonome ontwikkeling. Doordat in EcoWasp de interactie fytoplankton - mosselen een langere tijdschaal heeft, duurt het ook veel langer voor de scenario effecten volledig zijn uitgedoofd.

Samenvattend betekent dit dat de in deze MER berekende effecten van de verschillende scenario's klein, soms zelfs heel klein zijn ten opzichte van de waargenomen natuurlijke variabiliteit van slib, fytoplankton en mosselen. Daarbij moeten we wel opmerken dat al deze modellen deterministisch zijn en dus slechts één mogelijke nieuwe toestand berekenen. Dat leidt ertoe dat in de meeste modellen de veranderingen altijd in een bepaalde richting zijn (slib is groter of gelijk, chlorofyl is kleiner of gelijk, *Ensis* is kleiner of gelijk). In EcoWasp kunnen in bepaalde jaren de veranderingen soms van teken omslaan.

Gezien de grootte van de natuurlijke variabiliteit kan de daadwerkelijk gerealiseerde verandering gerekend over een periode van bijvoorbeeld vijf of tien jaar flink afwijken van de gemiddeld door de modellen berekende verandering. De grootste natuurlijke variaties zijn waargenomen voor de hoeveelheden mosselen in de Waddenzee. Vermoedelijk worden deze veroorzaakt door eerder genoemde

relevante factoren zoals broedval, natuurlijke predatie en visserij, waarvan de laatste twee niet expliciet binnen EcoWasp zijn gemodelleerd maar alleen impliciet. Ruimtelijke variatie wordt daarnaast waargenomen, waarbij habitatgeschiktheid een belangrijke rol speelt. Aangezien deze laatste geen grote jaarlijkse variatie vertoont is het effect op de temporele variaties beperkt.

Gezien de onzekerheden in de bepaling van schelpdierbestanden, chlorofylgehaltes of primaire producties kunnen op basis van toekomstige metingen de in verhouding kleine, met behulp van EcoWasp cq GEM berekende, veranderingen in mosseldichtheden, chlorofylgehaltes of primaire productie in het veld niet aangetoond worden.

### 7.4.4 Additionele betekenis effecten MER ten opzichte van andere activiteiten

Naast de voorgenomen activiteiten in het kader van deze MER, vindt een aantal andere activiteiten plaats zoals de aanleg van de Zandmotor voor de kust van Zuid-Holland, de aanleg van de Tweede Maasvlakte, de reductie van rivierbelastingen in het kader van de KRW etc. Algemeen geldt dat dit soort maatregelen binnen een MER onderdeel uitmaken van 'autonome ontwikkeling' en dus niet expliciet zichtbaar worden gemaakt. Voor een aantal onderdelen van de autonome ontwikkeling zijn weliswaar aparte MER-studies uitgevoerd, maar vergelijking van resultaten is niet zonder meer mogelijk door verschillen in methodiek. De indicatie van de cumulatieve effecten van alle andere maatregelen kan wel worden afgeleid uit een vergelijking van autonome ontwikkeling met de huidige situatie. Hieruit blijkt dat met name

- de zandwinning ten behoeve van andere ingrepen (de Tweede Maasvlakte, ophoogzand, etc.) als
- de nutriëntenreductie ten gevolge van de KRW,

globaal gesproken grotere effecten teweeg brengen dan de voorgenomen zandwinningen die in deze MER besproken worden.

## 7.5 Het gemiddelde beeld voor de Waddenzee

De beide toekomstige zandwinactiviteiten in de kustzone, die van Rijkswaterstaat en die van het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, verschillen wezenlijk van elkaar, en dat wordt ook duidelijk in de respons in de Waddenzee. De voorgenomen RWS-winning vindt in de modelstudie plaats in de periode begin 2013- eind 2017 met een maximale winning in 2015 en de HHNK-winning in een korte periode (de gehele jaren 2013 en 2015.

Er zijn twee aspecten die sturend zijn voor eventuele veranderingen in de Waddenzee: een veranderde troebelheid ín de Waddenzee (Figuur 8), en veranderde condities in de Noordzee waardoor meer of minder nutriënt, fytoplankton of detritus de Waddenzee bereikt (Figuur 7, Figuur 60 (bijlage B3): Rijkswaterstaat-scenario’s en Figuur 61 (bijlage B3): Hoogheemraadschap-scenario’s). Deze veranderingen hebben verschillende gevolgen voor de productie van de westelijke Waddenzee, en betreffen deels seizoensverschillen (het voorjaar is anders dan de zomer of najaar), en deels verschillen die zich gedurende een aantal jaren manifesteren.
Gedurende elk jaar doet zich globaal het verschijnsel voor dat in de wintermaanden (december-februari) een lager fytoplanktongehalte gevonden wordt in de kustzone als gevolg van een verhoogd slibgehalte. Dit verschijnsel wordt dan ook in de Waddenzee aangetroffen. In het voorjaar (eind februari-maart) vindt een algenbloei plaats, zowel in de kustzone als in de Waddenzee, die als gevolg van de zandwinactiviteiten iets langzamer verloopt dan anders. De nutriëntenvraag is daardoor wat geringer, en de oorzaak van een (relatief) verhoogd nutriëntengehalte. Tevens is de voedselvoorziening voor de filtreerders in het systeem iets minder goed, waardoor de individuele massa van de dieren op het moment van reproductie, die in het model plaats vindt van eind april-half mei, iets lager is dan zonder

zandwinning, en daarmee is ook de reproductie iets geringer. De aantallen dieren nemen daardoor elk jaar iets af.
De nutriëntgehaltes zijn dus juist iets hoger indien zandwinning plaatsvindt, en als nutriëntgebrek de algengroei gaat beperken -normaliter eind maart/begin april- dan vindt die beperking onder een zandwinregime juist iets later plaats: de algengroei profiteert van de wat grotere nutriëntbeschikbaarheid. Omdat de filtreerderbiomassa lager is geworden, is ook de graasactiviteit lager. In de zomermaanden geldt een slechter lichtklimaat in de waterkolom, een iets hogere nutriëntbeschikbaarheid en een lagere graasdruk. De resultante is dat de fytoplanktongehaltes juist kunnen stijgen tot waarden boven die wanneer er geen zandwinning plaatsvindt; de belangrijkste stijging vindt overigens eerst dan plaats wanneer de graasdruk het laagst is. De resultante van licht- en nutriëntensturing alleen is daarvoor niet voldoende.

Deze stijging van het fytoplanktongehalte in de zomermaanden heeft gevolgen voor de filtreerders zelf: de groei van de individuen is in die zomermaanden juist wat gróter dan zonder zandwinactiviteiten. Deze groei maakt het verlies in de rest van het jaar in de meeste gevallen niet goed: er is een netto negatief resultaat.

Het verschil tussen zomer- en wintermassa van elk dier is onder een zandwinregime aldus iets groter dan wanneer dat afwezig is.

Pas wanneer de zandwinactiviteiten stoppen vindt terugkeer naar de oorspronkelijke situatie plaats, maar deze terugkeer duurt lang omdat er langdurig verhoogde slibconcentraties berekend zijn. Deze nasleep wordt voor zowel de RWS- als de HHNK-scenario's berekend.

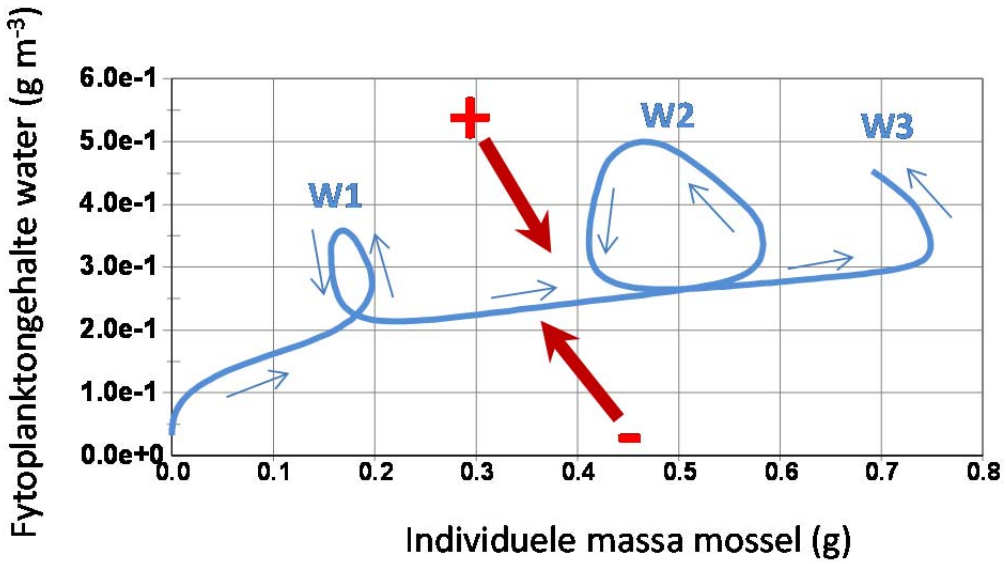
Wanneer op een wat langere termijn naar de algengehaltes gekeken wordt dan valt op dat, waar de biomassa aan filtreerders maar langzaam weer terugkeren naar de oorspronkelijke waarden, de fytoplanktongehaltes al veel eerder weer waarden hebben aangenomen die ook bij het autonome scenario gevonden worden. Dit aspect wordt in de volgende sectie besproken.

## 7.6 Modelmosselen, voedselbeschikbaarheid en de 'zero nett-growth isocline'

Om beter te kunnen begrijpen waarom de algengehaltes na verloop van tijd weer (ongeveer) tot oorspronkelijke waarden terugkeren terwijl de filtreerderbiomassa dat niet doet moet naar de respons van de filtreerders worden gekeken: hoe reageren filtreerders (de modelmosselen uit de modelberekeningen) op een variërend voedselaanbod? Dit is in
Figuur 38 geïllustreerd. De groei van schelpdieren in het model (en in de praktijk) wordt gestuurd door het budget van opbrengst (voedselopname door de graasactiviteit) en de daarbij horende verliezen (van respiratie tot en met verteringsverliezen en het deel van de energie dat in reproductie wordt gestoken). Deze winst/verlies-verhouding is dusdanig dat kleine individuen beter overweg kunnen met lage voedselgehaltes dan grote; dé belangrijke reden dat individuen een maximale grootte bereiken, zowel in het veld als in het model. Dit soort responsen zijn vrij universeel, en bepalen bijvoorbeeld vaak ook dat in een systeem waarin organismen niet gepredeerd worden de populatie*massa* kan doorgroeien tot de draagkrachtgrens, terwijl de individuen van die populatie klein blijven. De dieren zijn aldus veel kleiner dan wanneer die grens niet bereikt wordt en er voedsel over blijft.

Bij een voedselvermindering zal in eerste instantie de massa van de dieren afnemen, althans, de groei zal stokken of geremd worden. Op het moment dat er gereproduceerd gaat worden vindt een iets mindere reproductie plaats, waardoor er minder exemplaren aan de populatie worden toegevoegd. Op den duur (dit proces kan zich een aantal reproductiecycli herhalen) gaat zich een nieuw evenwicht

instellen waarbij de dieren weer hun gewone grootte (en massa) kunnen bereiken, maar de populatie vooral minder individuen telt en het voedselgehalte in het water weer de 'optimale' waarde heeft bereikt.




*Figuur 38* *'Zero nett–growth isocline' van de modelmosselen bij varierende voedselbeschikbaarheid. De groei van mosselen vanaf reproductie (massa is bijna 0, tijdstip = mei) is gedurende 2.5 jaar berekend bij wisselende temperatuur en algengehalte. De dunne pijlen geven het tijdpad aan, W1..W3 geven de winterperiodes aan. Is het algengehalte groter dan de blauwe lijn aangeeft dan kan de mossel nog groeien (het +-gebied) bevindt het zich eronder, dan zal de mossel massa verliezen (het - -gebied). In de winterperiodes neemt het gewenste voedselniveau toe, en de massa van de individuen daalt. De populatie zal zich uiteindelijk stabiliseren op een niveau waarbij voedselbeschikbaarheid en individuele massa met elkaar in overeenstemming zijn. Neemt de voedselbeschikbaarheid af dan zal in eerste instantie de inviduele massa afnemen. Omdat daarmee de sterfte toeneemt én de reproductie afneemt het aantal dieren af. Dat geeft de overblijvende dieren weer de mogelijkheid te groeien, en uiteindelijk wordt de voedselconcentratie dusdanig dat die in overeenstemming is met de individuele schelpdiermassa.*

In een statische situatie (geen seizoensdynamiek) wordt dit evenwicht daadwerkelijk bereikt (wat eenvoudig uit te rekenen valt), in een dynamische situatie zoals die in de praktijk bestaat wordt dit nieuwe evenwicht benaderd, maar niet helemaal bereikt.

Dit verschijnsel is in de onderhavige gevallen ook te constateren. Al bereikt de filtreerderbiomassa ook in 2022 nog niet (helemaal) zijn oude niveau , het fytoplanktongehalte is al lang vrijwel gelijk aan het 'oude' gehalte. Het allerduidelijkst is dit bij het HHNK-scenario (Figuur 25).

## 7.7 Interpretatie in termen van vogelvoedsel

De modelberekeningen geven uitkomsten in termen van biomassa aan filtreerders, wat totalen zijn voor de gehele westelijke Waddenzee, zonder onderscheid te maken tussen droogvallende en sublitorale delen.
Ondanks dat droogvallende, sublitorale en diepere delen wel degelijk in EcoWasp worden onderscheiden is de uitkomst van de simulaties niet voldoende goed om ook inderdaad de resultaten over die gebiedsdelen te verdelen. De belangrijkste reden daarvoor is dat de droogvallende delen voor elk compartiment als één geheel zijn beschouwd, met één gemiddelde droogvalduur voor dat hele sub-compartiment. Filtreerders evenwel bevinden zich voornamelijk onder het gemiddeld waterniveau (ruwweg NAP) omdat hoog op het wad de filtreertijd te kort is om voldoende voedsel te filtreren. Dit is gedokumenteerd (Beukema 1976 ;Wolff, 1983) en wordt onder meer ook door habitatstudies gekwantificeerd (Brinkman et al, 2002). Door de gekozen modelopzet worden dus te lage litorale bestanden aan filtreerders berekend (dit wordt in het sublitoraal gecompenseerd), en is de opdeling in resultaten voor het sublitoraal en de droogvallend delen weinig zinvol geworden.

Binnen het model wordt groei en sterfte van de dieren berekend. De sterfte is vooral synoniem voor predatie door andere organismen, van larven die gegeten worden door allerlei pelagische organismen of zelfs bentische schelpdieren die pelagische larven invangen, van minieme zaadmosseltjes en andere schelpdiertjes die door garnalen gegeten worden en grotere schelpdieren die door zeesterren, krabbetjes, platvissen of kleine vogels gegeten worden tot grote schelpdieren die bijvoorbeeld Scholeksters en Eidereenden tot voedsel dienen.

Omdat die grootte en de daarbij horende sterfte berekend worden door EcoWasp kan daarmee een schatting gemaakt worden van de hoeveelheden schelpdieren die volgens het model beschikbaar zouden (kunnen) zijn voor grote vogels. Het probleem dat zich vervolgens voordoet is dat het onduidelijk is in hoeverre die schelpdieren ook daadwerkelijk geschikt en bereikbaar zijn voor die vogelsoorten. De modelberekeningen gaan weliswaar uit dat de filtreerders zich gedragen als mosselen, maar in wezen gaat het erom dat in het model de *activiteit* van de filtreerders berekend wordt. Betreft het in de praktijk andere schelpdiersoorten dan mosselen dan hebben die bij eenzelfde activiteit (mogelijk) andere biomassa's en/of andere voorkomens. Dat deel dat in werkelijkheid Japanse Oester (*Cassostrea gigas*), Amerikaanse Zwaardschede (*Ensis directus*) of Strandgaper (Mya arenaria) is, is hetzij onbereikbaar voor de vogels of oneetbaar. Kortom, die vertaling naar vogelvoedsel is met veel onzekerheden omgeven: welke hoeveelheid daadwerkelijk beschikbaar is is op basis van de voorliggende berekeningen niet duidelijk.

Een tweede redenering kan zijn dat verondersteld wordt dat álle schelpdieren van de geschikte grootte ook werkelijk voor Eidereenden en Scholeksters bereikbaar zijn; vervolgens kan bekeken worden in hoeverre de vogels aan deze hoeveelheden door het jaar heen ook voldoende hebben om in hun energiebehoefte te voorzien. Hiervoor zijn weliswaar premature berekening beschikbaar maar voor een MER zijn deze naar de mening van de auteur nog niet geschikt.

Een derde redenering die wat gemakkelijker te hanteren is, is dat, indien de verdeling van de schelpdieren beschikbaar als vogelvoedsel niet verandert ten gevolge van de zandwinning, de vermindering van de schelpdierhoeveelheid rechtstreeks doorwerkt op de voedselbeschikbaarheid voor vogels. Dit kan een probleem vormen wanneer de populaties Eiders en Scholeksters maar net voldoende voedsel kunnen bemachtigen in de Waddenzee.

Omdat de laatste veronderstelling dat Eiders en Scholeksters maar nauwelijks voldoende voedsel kunnen vinden vaak onderschreven wordt (Camphuysen 2000; Ens et al, 2004; Ens & Kats, 2004; Verhulst et al,

2004; Rappoldt et al, 2008; Smit et al, 2011) lijkt het aannemelijk dat de zandwinactiviteiten ook gevolgen kunnen hebben op de voedselbeschikbaarheid voor Eiders en Scholeksters. De grootte van die gevolgen is dan vrijwel hetzelfde als die voor de filtreerderbiomassa als totaal, dus van de orde van maximaal -1.5% in de voorjaarsperiode, en gemiddeld maximaal -1% over een heel jaar.

## 7.8 Verbetermogelijkheden van het EcoWasp-model en de datavoorziening

Het EcoWasp-model bevat modelbeschrijvingen van primaire en secundaire producenten, maar heeft zeker een aantal verbetermogelijkheden door een aantal biologische/ecologische processen te implementeren in het model; deze worden hierna opgesomd. Daarnaast is in een aantal gevallen nieuw experimenteel werk vereist (voor de Waddenzee betreft dat onder meer benthische primaire productie), maar er vindt ook al onderzoek plaats in ander kader waarvan de data goed gebruikt kunnen worden om de processen 'af te regelen' (PRODUS (Project Duurzame Schelpdiervisserij), ZKO (Zee- en KustOnderzoek Waddenzee en Nederlandse Kustzone), MZI (MosselZaadInvanginstallaties)). De grootste uitdaging is vermoedelijk de stap tussen productie van vogelvoedsel en het gebruik ervan door de betreffende vogels. In de Waddenzee betreft dat vooral Scholeksters en Eiders, maar ook andere vogels zoals Zilvermeeuwen en Wulpen. In de Noordzee (en óók deels Waddenzee) betreft dat met name Zwarte Zee-eenden.
Een aantal verbetermogelijkheden is aldus:

1. Inbreng in het model van andere benthossoorten: andere schelpdieren maar ook niet-filtreerders zoals wormen. Hierdoor worden organismen ingevoerd die een geheel andere foerageerstrategie hebben: zij maken vooral gebruik van voedsel dat aanwezig is in of op het sediment. De beschrijving van de verticale menging van het sediment (nu opgenomen via een gekozen vaste mengcoëfficiënt) wordt ook dan verbeterd.
2. Voor getijdengebieden: de inbreng van soorten die het sediment afschrapen (zoals wadslakjes); deze profiteren vooral van benthische primaire productie. De benthische primaire productie is al in EcoWasp ingebouwd, waarbij de benthische algen gebruik maken van de nutriëntconcentraties zoals die bij de bodemprofielberekeningen (poriewaterprofielen) gevonden worden. Hierdoor is de benthische productie gekoppeld aan de mineralisatieprocessen in de bodem (nutriëntvoorziening) plús de primaire productie in de waterfase (nutriëntvraag). Tot op dit moment worden de geproduceerde benthische algen nog niet gebruikt door grazers.
3. Binnen EcoWasp wordt reproductie (larvenvorming) van schelpdieren berekend, maar niet op basis van een DEB-model. Zo'n DEB-beschrijving kan worden toegevoegd. Dit is een modelactie waarbij de DEB-beschrijving integraal onderdeel van EcoWasp wordt gemaakt. De EcoWasp-structuur leent zich hier goed voor. DEB-parameters worden her en der verzameld zodat dáár geen extra onderzoek voor nodig lijkt. Door inbreng van een DEB-beschrijving zal de reproductie gevoeliger worden voor de conditie van de organismen en zullen jaar-tot-jaar-fluctuaties groter (kunnen) worden.
4. Zoöplankton en microzoöplankton vormen al onderdeel van de modelsoftware, evenals het picofytoplankton, maar zijn in deze studie niet geactiveerd. De procesbeschrijving en parameterinstelling moeten beter worden getest alvorens deze componenten ook daadwerkelijk ingezet kunnen worden.
5. Een beter inzicht in de koppeling tussen secundaire productie en vooral de aard van die secundaire productie en de verdeling ervan over verschillende typen organismen, en de betekenis voor vogels die op secundaire producenten foerageren.

## 7.9 Resumé

Voor de beoordeling van de effecten van zandwinactiviteiten lijken de veranderingen in filtreerder-biomassa het meest belangrijk om als toetsingsvariabele te gebruiken, te meer daar filtreerders, waaronder mossels, uiteindelijk ook weer voedsel zijn voor vogels.

In het voorgaande is uitgelegd in hoeverre de biomassa aan filtreerders in de Waddenzee verandert als gevolg van zandwinactiviteiten, en tevens is verklaard waaróm dat zo is: het iets lagere voedselaanbod in het voorjaar resulteert in een geringere individuele biomassa van de dieren waardoor de reproductie ook lager uitvalt. De overige karakteristieken (nutriëntconcentraties, fytoplanktongehaltes, primaire productie zijn ofwel medesturend voor die veranderingen of wel van die veranderde filtreerderbiomassa en –activiteit afgeleid. Of iets sturend dan wel afgeleid is hangt tevens af van de periode in het jaar.

Allereerst is berekend wat de toestand in de Waddenzee zou zijn zónder enige zandwinning, dus zónder de voorgenomen zandwinningen, maar ook zonder de zandwinningen die nu al gepleegd worden zoals die voor de Tweede Maasvlakte en andere projecten. De enige verandingen in de tijd zijn dan die welke in overeenstemming zijn met de verwachte ontwikkelingen volgens de Kaderrichtlijn Water (KRW). Deze toestand is met T0 aangeduid.
Volgens de berekeningen levert dat een terugang van de biomassa aan filtreerders van 11 à 12% in 2021 vergeleken met die in 2008. Het jaargemiddelde fytoplanktongehalte is dan volgens dezelfde berekeningen ongeveer 7% lager.

Vervolgens is berekend wat de effecten zijn volgens de autonome ontwikkelingen bij beide zandwinactiviteiten. De voorgenomen zandwinning voor het Hoogheemraadschap (HHNK) moet plaats vinden in de periode 2013-2014, die voor Rijkswaterstaat (RWS) in de periode 2013-2017, met als zwaartepunt de jaren 2015 en 2016. Hierbij is voor het autonome RWS-zandwinningscenario aangenomen dat er al een voorkeurs-HHNK-zandwinning gepleegd wordt, en omgekeerd. De beide autonome toestanden zijn dus niet identiek.

Ten opzichte van de T0 wordt voor beide autonome toestanden (GR0 voor de RWS-winningen en GZ0 voor de HHNK-winningen) maximaal een achteruitgang van 7 à 8% verwacht in filtreerderbiomassa; deze minimumwaarden worden in de voorzomer bereikt. Jaargemiddeld bedraagt die achteruitgang 4 à 4.5 % gedurende een periode van 7 jaar (2011-2018). Het fytoplanktongehalte neemt jaargemiddeld maximaal 2.5 à 3 % af in 2011, maar gedurende de periode tot aan 2018 bedraagt dat percentage ongeveer 1.5%. De oorzaak van die verminderde respons is gelegen in de functionele respons van filtreerders op het voedselaanbod.

Tenslotte is het effect van de verschillende zandwinscenario's berekend ten opzichte van de autonome toestanden GR0 (RWS) en GZ0 (HHNK).

Bij de RWS-zandwinning wordt over een periode van 5 jaar (2013-2017) zand gewonnen waarbij de verschillen tussen de scenario's de locatie (zeewaarts GR3, of landwaarts GR1) en zandwinmethode (diep GR4, ondiep GR1 en GR3) betreft. Er zijn twee extra scenario's GR1a en GR3a waarbij met ingang van 2015 8 $Mm^3$ minder zand gewonnen wordt dan bij de scenario's GR1 respectievelijk GR3.

Afhankelijk van het scenario is de maximale momentane afname van de filtreerderbiomassa bij de RWS-zandwinning bijna 2% (scenario's GR1 en GR4), het GR3-scenario levert een maximale momentane afname van 1.3%. Voor de scenario's GR1a en GR3a met een gereduceerde winning vanaf 2015 wordt een maximale momentane afname van 1.3 respectievelijk 0.8% berekend. Jaargemiddeld bedragen deze waarden 1% (GR1 en GR4), 0.74% (GR3), en 0.66 cq 0.43% (GR1a cq GR3a).

Het GR3-scenario met zandwinning op grotere afstand tot de kust dan de scenario's GR1 en GR4 levert een geringere afname in het fytoplanktongehalte in de NZ-kustzone én een ongeveer de helft kleinere toename in de lichtuitdoving in de Waddenzee.

Bij de HHNK-zandwinning wordt over een periode van 2 jaar (2013-2014) zand gewonnen waarbij de verschillen tussen de onderzochte scenario's de locatie (zeewaarts GZ3, of landwaarts GZ4) betreft.

De berekende maximale momentane afname van de filtreerderbiomassa bij de HHNK-zandwinning is 1.3% (scenario GZ3 met zeewaarts gelegen winlocatie) cq 1.7% (GZ4 met landwaarts gelegen winlocatie). Jaargemiddeld bedragen deze waarden 0.74% en 1.1% voor GZ3 respectievelijk GZ4.

Bij alle scenario's cumuleren de effecten op met name de filtreerderbiomassa van jaar tot jaar. Dit wordt veroorzaakt doordat niet alleen de individuele massa van de schelpdieren beïnvloed wordt, maar ook de reproductie en daarmee de aantallen dieren.
De reden voor de afname in filtreerderbiomassa is tweeledig: de lagere fytoplanktonbiomassa in het voorjaar heeft tot gevolg heeft dat de individuele biomassa van filtreerders wat daalt; de fytoplanktontoename in de zomermaanden kan dat blijkbaar niet compenseren. Door die lagere individuele biomassa neemt ook de hoeveelheid filtreerderbiomassa die voor reproductie wordt gebruikt iets af. Beide processen (lagere individuele biomassa en iets geringere reproductie) zijn ongeveer van gelijk belang. Juist de afname van de individuele massa van de dieren in de winterperiode heeft gevolgen voor de aantalsontwikkelingen in het eropvolgende jaar.

Daar waar de berekende afname in de filtreerderbiomassa zich afspeelt in een periode van 3 à 4 jaar (RWS-scenario) cq 1 à 1.5 jaar (HHNK-scenario) neemt het herstel naar de 'normale' toestand veel meer tijd in beslag. Volgens de berekeningen is bij de RWS-scenario's de toestand in 2022 nog niet genormaliseerd, en bij de HHNK-scenario's duurt het herstel tot ongeveer 2018, al is ook dan de toestand nog niet precies gelijk aan die onder de autonome omstandigheden.

Het herstel van de filtreerderbiomassa verloopt dus langzamer dan de achteruitgang. Dat heeft deels te maken met de intrinsieke tijdconstante voor de groei- en sterfteprocessen van de filtreerders -deze is in de orde van een of twee jaar- maar ook met het herstel van de voorjaarsfytoplanktongehaltes in de NZ-kustzone en de troebelheid in de Waddenzee: ook deze waarden zijn in 2022 volgens de Deltaresberekeningen nog niet weer helemaal op het niveau van de autonome toestanden.

In eerste instantie is het gecombineerde effect dat in het voorjaar de primaire productie wat lager is dan zonder zandwinning, maar dat deze in de zomermaanden juist iets hoger wordt. Als totaal neemt de bruto primaire productie iets toe, de netto primaire productie neemt licht af; de verschillen liggen op of onder het 1%-niveau. Jaargemiddeld neemt de algenbiomassa iets toe, maar binnen een jaar wordt berekend dat in het voorjaar de algenbiomassa afneemt ten gevolge van de zandwinactiviteiten, en in de zomermaanden vindt een toename plaats. Die toename is over het algemeen groter dan de afname in het voorjaar.

De vertraagde daling in filterfeederbiomassa heeft ook tot gevolg dat de filtratiedruk in het systeem pas na verloop van enige tijd daalt en daarmee de verliespost graas voor het fytoplankton. Hierdoor kan het fytoplanktongehalte weer stijgen en wordt het slibsignaal in minder mate dan in de filtreerderbiomassa teruggevonden in het fytoplanktongehalte.

# Referenties


Beukema JJ. 1976. Biomass and species richness of the macro-benthic animals living on te tidal flats of the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10 (2): 236-261

Beukema JJ & Dekker R. 2005. Decline of recruitment success in cockles and other bivalves in the Wadden Sea: possible role of climate change, predation on postlarvae and fisheries. Mar. Ecol. Progr. Ser. 287, 149-167

Brinkman A.G., 1993a. Biological processes in the EcoWasp ecosystem model. IBN Research Report, Wageningen 93/6, 111 pp.

Brinkman AG &.Bult T. 2002 Geschikte eulitorale gebieden in de Nederlandse Waddenzee voor het ontstaan van stabiele natuurlijke mosselbanken. Alterra rapport 456

Brinkman AG, Dankers NMJ & Van Stralen MR. 2002 An analysis of mussel bed habitats in the Dutch Wadden Sea. Helgol. Marine Research 56:59-75

Brinkman, A.G. & Smaal, A.C. (2004) Onttrekking en natuurlijke productie van schelpdieren in de Nederlandse Waddenzee in de periode 1976-1999. *Alterra rapport 888, Wageningen*, 234 p.

Brinkman, A.G. (2008). Nutriënt- en chlorofylgehaltes in het westelijke en oostelijke deel van de Nederlandse Waddenzee; waarden en trends tussen 1980 en 2005 en mogelijke oorzaken daarvan. *Wageningen IMARES Rapport C112/08*, Texel.

Camphuysen CJ 2000. Mass mortality of Common Eiders Somateria mollissima in the Wadden Sea, winter 1999/2000: food related parasite outbreak? Atlantic Seabirds 2(1): 47-48.

Ens BJ, Smaal AC & De Vlas J. 2004. The effects of shellfish fishery on the ecosystems of the Dutch Wadden Sea and Oosterschelde. Final report on the second phase of the scientific evaluation of the Dutch shellfish fishery policy (EVA II). Alterra-Wageningen. Alterra-rapport 1011, RIVO-rappport C056/04, RIKZ-rapport RIKZ/2004.031. 212 pp

Ens BJ & Kats RKH. 2004 Evaluatie van voedselreservering voor eidereenden in de Waddenzee-rapportage in het kader van EVA-II deelproject B2. Alterra-rapport 931. Alterra-Wageningen 155 pp

Harezlak V, Van Rooijen A, Friocourt Y, Van Kessel Th & Los H. 2012a Winning suppletiezand t.b.v. de zwakke schakels 2013-2014. Rapport Deltares. 1204963-000-ZKS-0033

Harezlak V, Van Rooijen A, Friocourt Y, Van Kessel Th & Los H. 2012b Winning suppletiezand Noordzee 2013-2017 . Rapport Deltares. 1204963-000-ZKS-0032

Harezlak V, Van Rooijen A, Friocourt Y, Van Kessel Th & Los H. 2012c Winning suppletiezand Noordzee Scenariostudies m.b.t. slibtransport, nutriënttransport en primaire productie voor de periode 2013-2017 . Rapport Deltares. 1204963-000-ZKS-0040

Keetels G, Harezlak V, van Kessel Th, Friocourt Y, Van Rooijen A, Van der Kaaij T & Los H, 2012. "Winning suppletiezand Noordzee 2013-2017. Validatierapport". Deltares, 1204963.

Los H.J & Blaas M., 2010. Complexity, accuracy and practical applicability of different biogeochemical model versions", Journal of Marine Systems, 81(1-2), 44-74, doi:10.1016/j.jmarsys.2009.12.011.

Rappoldt C, Ens BJ & Brinkman AG. 2008. Het kokkelbestand 2001–2007 en het aantal scholeksters in de Waddenzee. EcoCurves rapport 8/SOVON-onderzoeksrapport 2008/09.

Ridderinkhof, H., (1988) Tidal and residual flows in the western Wadden Sea. I: Numerical model results. In: EON. The ecosystem of the western Wadden Sea: field results and mathematical modelling. *NIOZ-rapport 1988-11*, 21 p.

RIKZ (1998) Sedimentatlas Waddenzee. Ministerie van Verkeer en Waterstaat/ Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) Haren, CD ROM.

Schellekens, T. 2012a Groei en conditie van zwaardschede (*Ensis directus,* Conrad) tijdens en na geplande zandwinning in 2013-2017. Berekeningen voor RWS. IMARES-rapport C088/12

Schellekens, T. 2012b Groei en conditie van zwaardschede (*Ensis directus,* Conrad) tijdens en na geplande zandwinning in 2013-2017. Berekeningen voor het HHNK. IMARES-rapport C089/12

Smit CJ, Brinkman AG, Ens BJ & Riegman R. 2011 Voedselkeuzes en draagkracht: de mogelijke consequenties van veranderingen in de draagkracht van Nederlandse kustwateren op het voedsel van schelpdieretende wad- en watervogels. Rapport C155/11

Verhulst S, Oosterbeek K, Rutten AL & Ens BJ. 2004. Shellfish Fishery Severely Reduces Condition and Survival of Oystercatchers Despite Creation of Large Marine Protected Areas. Ecology and Society 9(1): 17

Wolff WJ. 1983. Adaptations of invertebrate species to the Wadden Sea environment. In: Ecology of the Wadden Sea (ed WJ Wolff). Balkema, Rotterdam, pp 4/61-4/68

Zwarts L., Dubbeldam W, Essink K, Van de Heuvel H, Van de Laar E, Menke U, Hazelhoff L & Smit CJ. 2003. Bodemgesteldheid en mechanische kokkelvisserij in de Waddenzee. Rapport deelproject G van EVA-II.

# Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 57846-2009-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2012. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V. Daarnaast beschikt het chemisch laboratorium van de afdeling Milieu over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 27 maart 2013 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie.

# Verantwoording

Rapport C087/12
Projectnummer: 430.31029.01

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het betreffende afdelingshoofd van IMARES.

| | |
|---|---|
| Akkoord: | Dr. T. Schellekens<br>Onderzoeker |
| Handtekening: |  |
| Datum: | 17 juli 2012 |

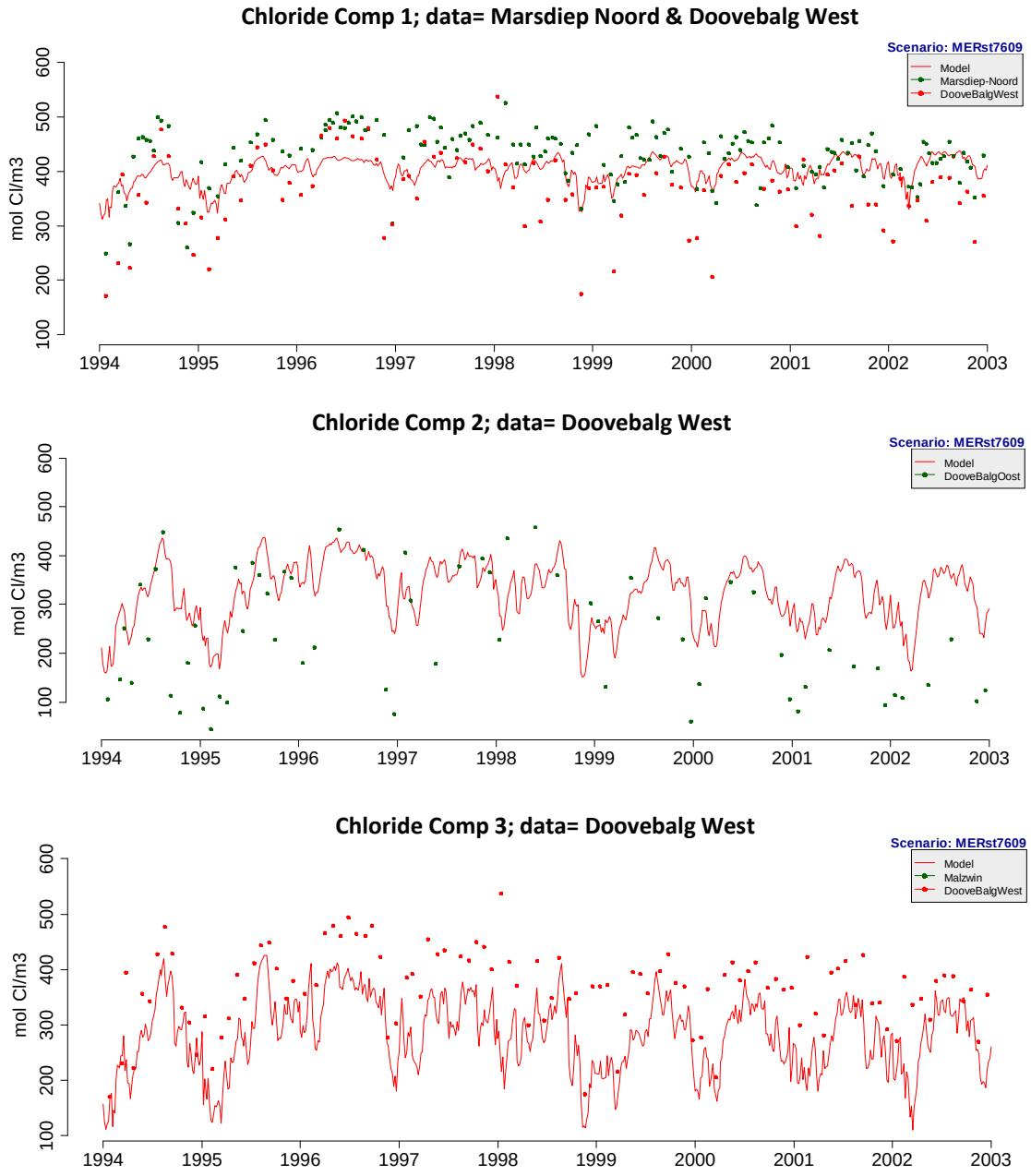
| | |
|---|---|
| Akkoord: | Drs. J Asjes<br>Afdelingshoofd Ecosystemen |
| Handtekening: |  |
| Datum: | 15 augustus 2012 |

# Bijlage A Validatie van model met meetresultaten Waddenzee

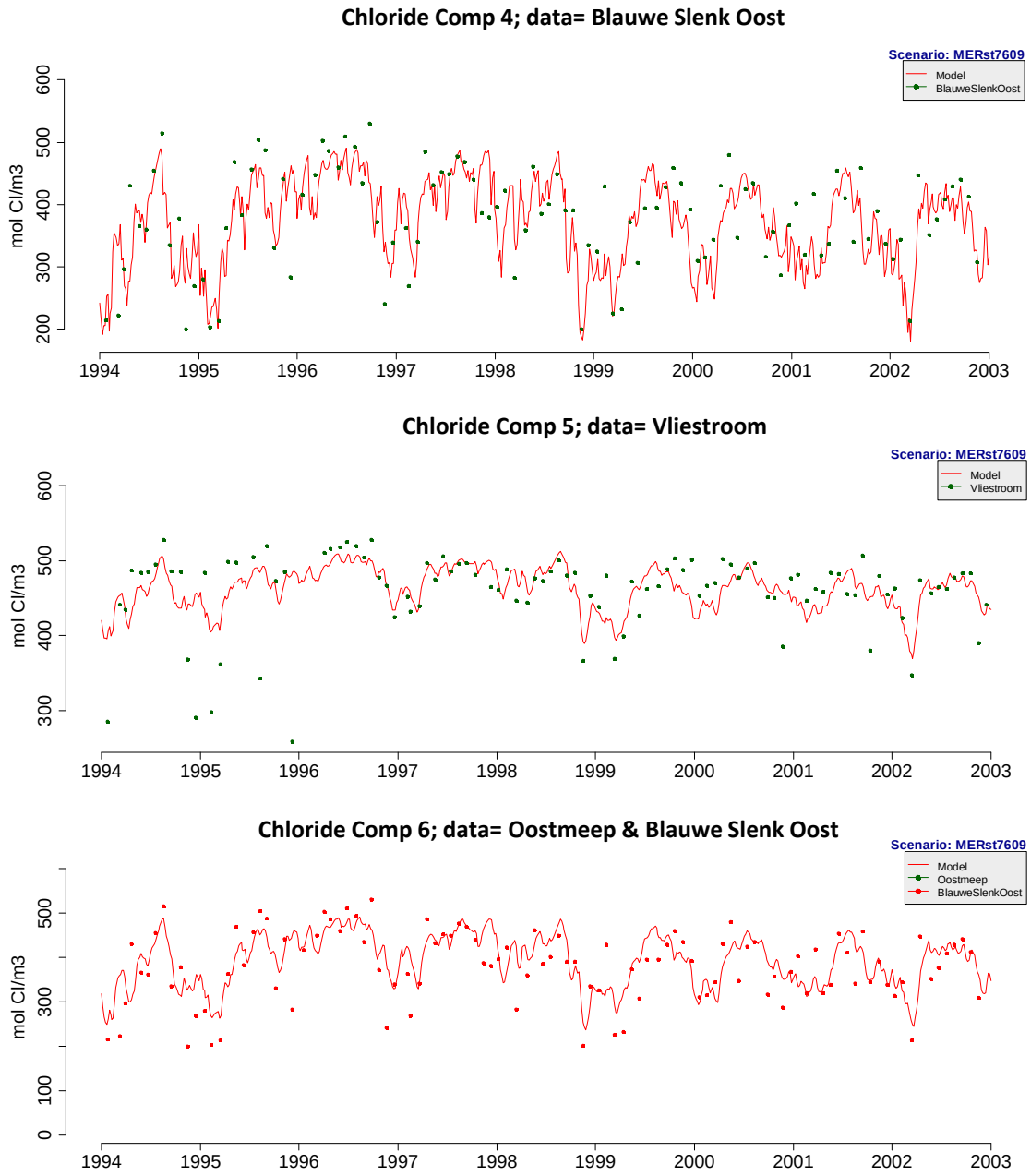
Voor een aantal toestandsgrootheden zijn meetgegevens voor de Waddenzee beschikbaar. De meetlocaties zijn in Figuur 3 aangeduid. De meetdata betreffen vooral opgelost anorganisch fosfaat (ortho-fosfaat), nitraat+nitriet, opgelost silicaat, chloride en chlorofyl-a. De laatste is als (ruwe) maat voor het algengehalte te beschouwen; wat EcoWasp betreft is het een afgeleide karakteristiek omdat EcoWasp niet met chlorofyl als variabele rekent, maar met algenbiomassa (g AFDW $m^{-3}$). Uit deze laatste is met een omrekenfactor het chlorofylgehalte berekend.

In de volgende sets figuren is steeds per type variabele voor een aantal jaren simulatiewaarde en meetwaarde opgenomen. Soms betreft dat twee meetstations die binnen één of op de rand van compartiment liggen.

# A1 Chloride




*Figuur 39 Chloridegehaltes Marsdiepbassin (compartimenten 1-3), gemeten en berekend. Data in mol Cl $m^{-3}$. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*

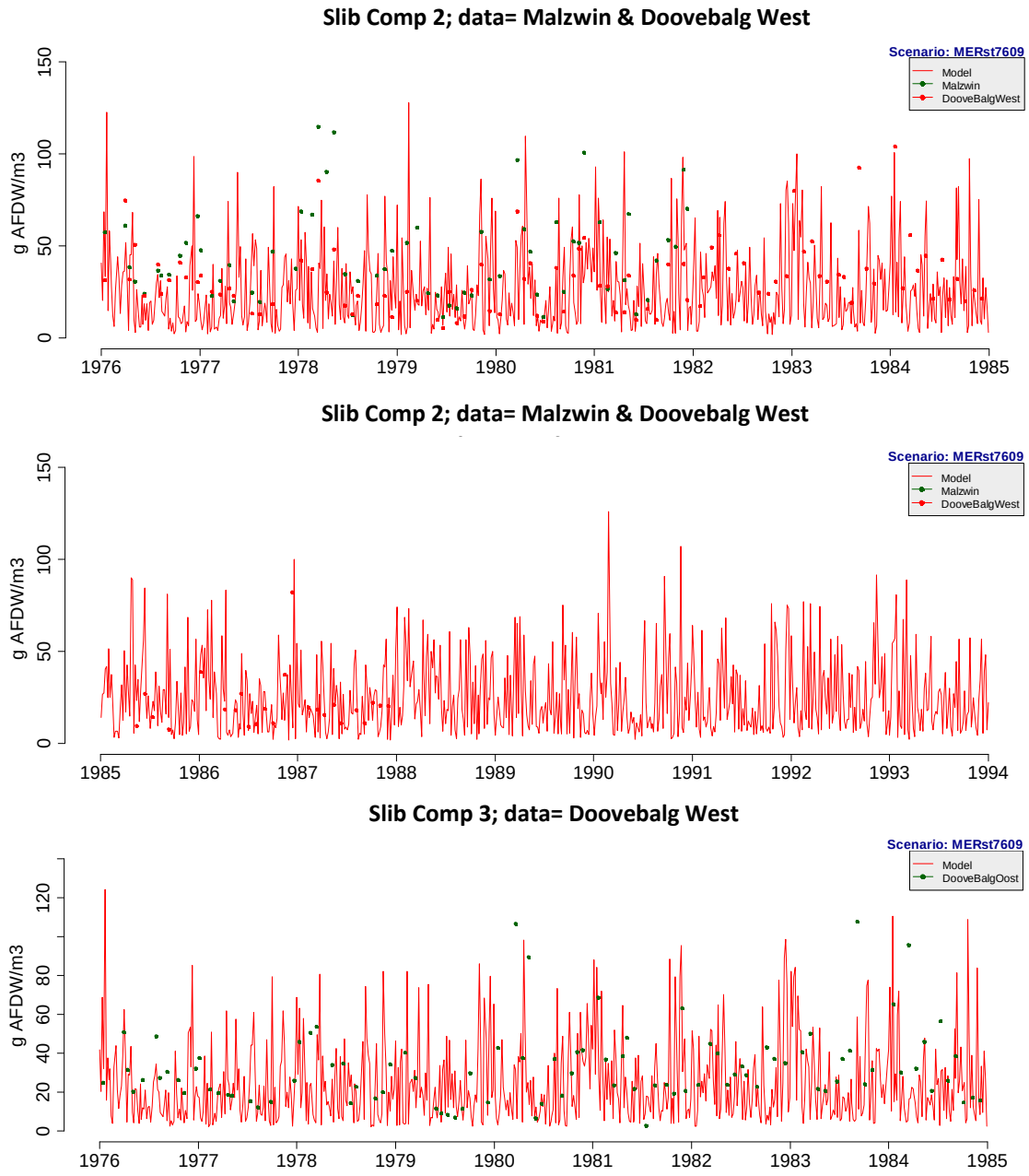



*Figuur 40 Chloridegehaltes Vliebassin (compartimenten 1-3), gemeten en berekend. Data in mol Cl $m^{-3}$. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*

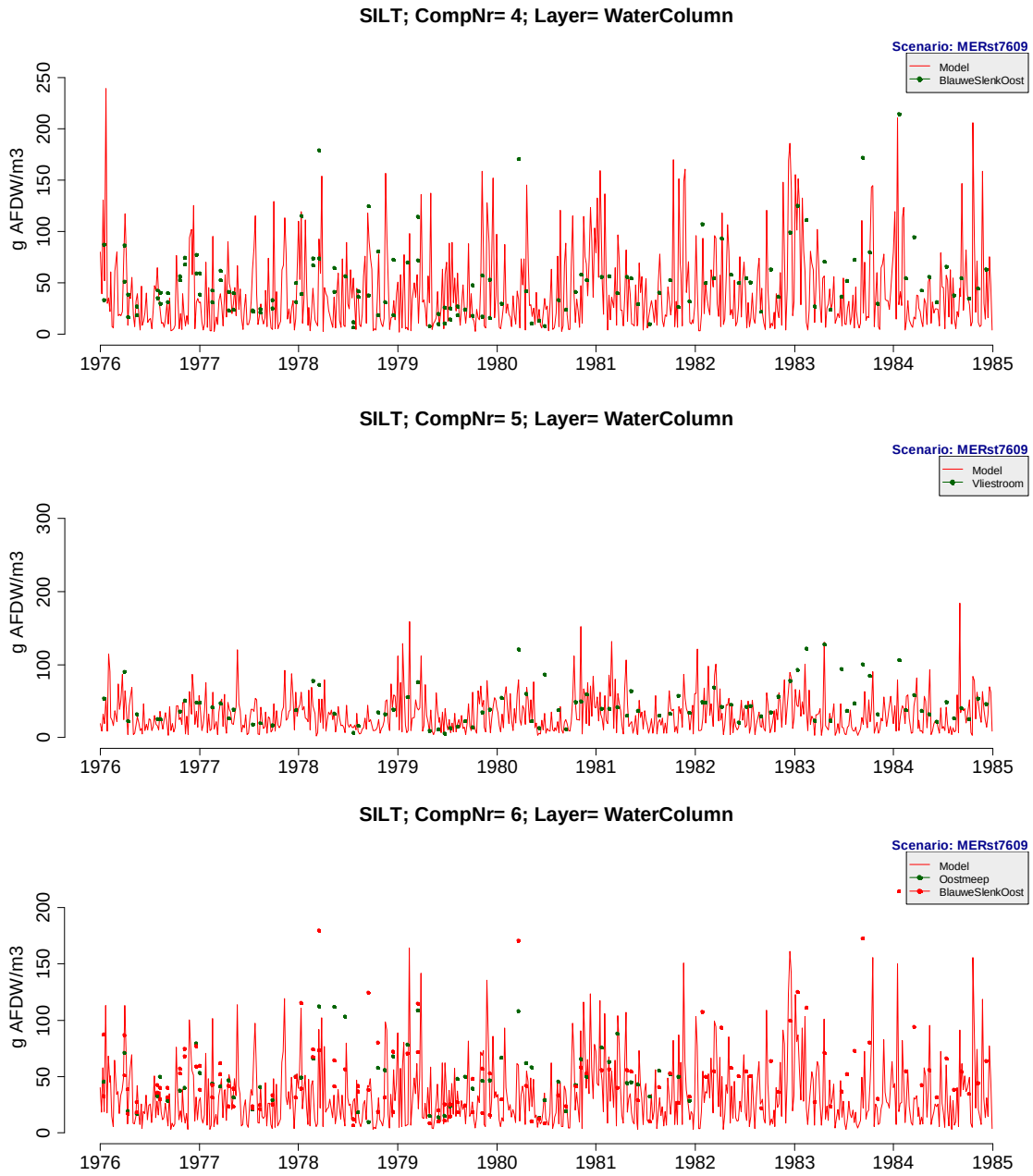
Chloride is weergegeven in Figuur 39 en Figuur 40 voor de jaren 1994-2003. Hier uit blijkt dat het patroon over de jaren heen én de variaties binnen jaren met elkaar overeenkomen. Door de keuze van de compartimentering en de ligging van de meetpunten kan het model de grote variatie aan meetwaarden niet beter reproduceren. Zo is in Figuur 39 de Doovebalg West als meetpunt voor compartimenten 1 én 3 opgenomen; het meetpunt ligt ruwweg op de grens van beide compartimenten. De modelresultaten reproduceren voor compartiment 1 een hoger chloridegehalte dan die welke op het meetpunt zijn waargenomen, maar voor compartiment 3 zijn de modelresultaten juist lager.

# A2 Slib

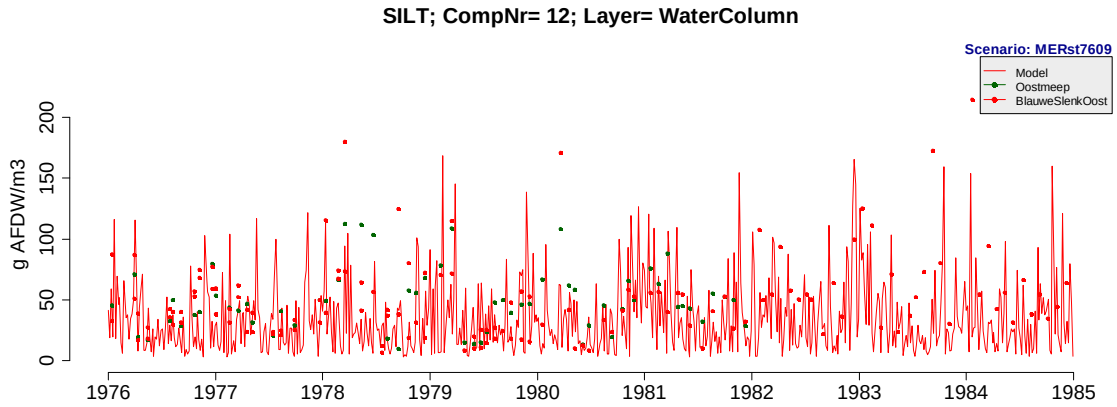
Slibgehaltes zijn in Figuur 41 - Figuur 43 weergegeven. De grote variatie maakt het lastig om metingen met meetresultaten te vergelijken, maar in grote lijnen lijkt de overeenkomst voldoende. De gemiddelde modelresultaten komen overeen met de gemiddelde RWS-meetwaarden (hier niet weergegeven).




*Figuur 41* *Slib zoals berekend en gemeten voor compartiment 2 (bovenste twee figuren, jaren 1976-1985, resp. 1085-1994) en compartiment 3 (1976-1985). Compartiment 2 en 3 zijn beide getijdengebieden. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*



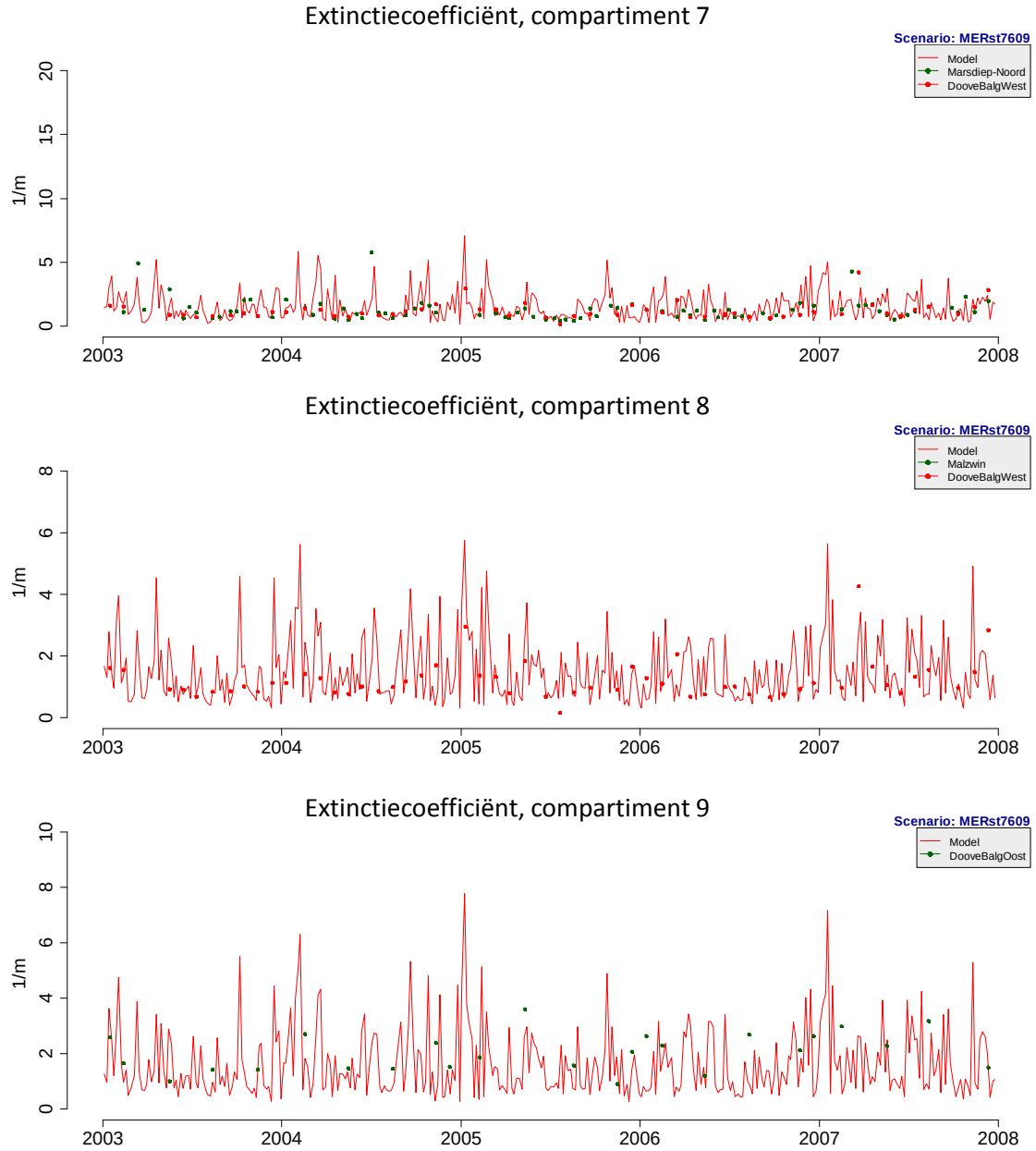

*Figuur 42 Slib zoals berekend en gemeten voor het Vliebassin (compartiment 4-6) voor de jaren 1976-1985. Compartiment 4-6 zijn alle drie getijdengebieden. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*



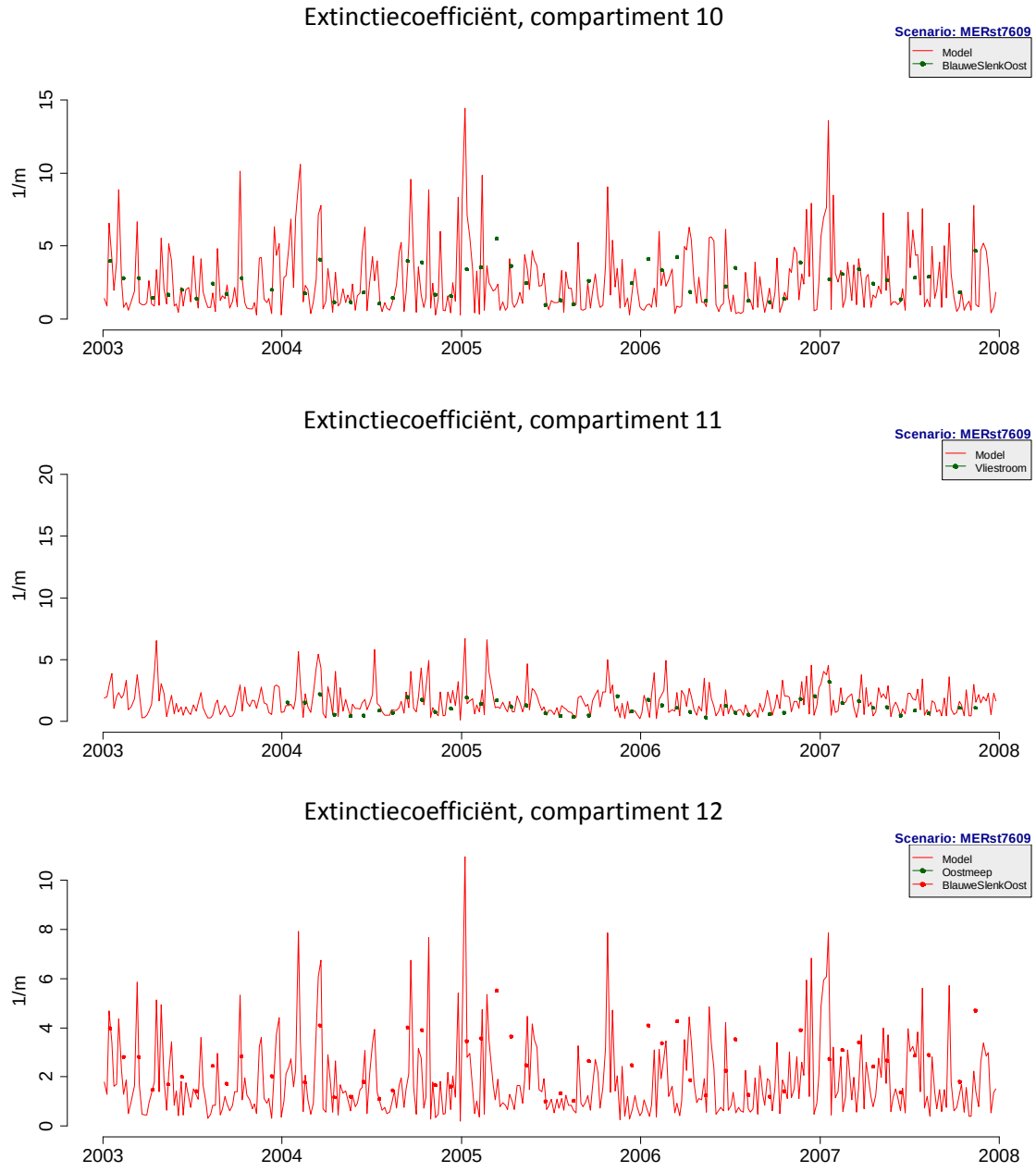

*Figuur 43 Slib zoals berekend en gemeten voor compartiment 12 voor de jaren 1976-1985. Compartiment 12 is sublitoraal, gekoppeld aan getijdengebied 6 (zie Figuur 3). Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*

## A3 Extinctiecoëfficiënt

Berekende en gemeten extinctiecoëfficiënten zijn in Figuur 44 en Figuur 45 weergegeven. De grote variatie maakt het lastig om metingen goed te vergelijken met de berekende waarden, maar in het algemeen zijn de waarden van ongeveer gelijke grootte, en, al zijn er ook duidelijke verschillen aan te geven, ook blijkt het patroon vaak overeenkomstig.



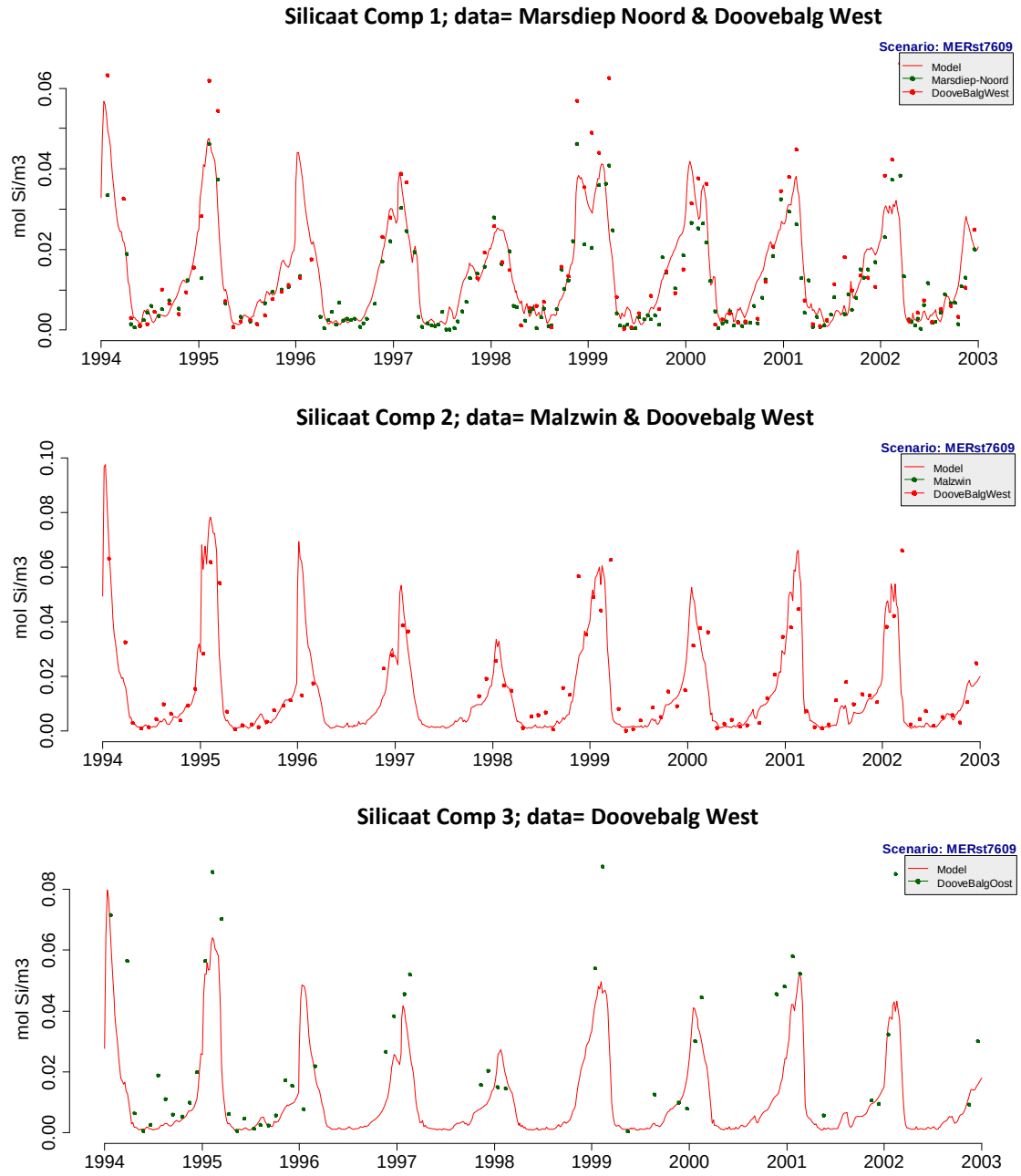

*Figuur 44 Extinctiecoëfficiënt zoals berekend en gemeten voor compartimenten 7-9 voor de jaren 2003-2008. Het zijn de sublitorale compartimenten in het Marsdiepbassin, gekoppeld dus aan getijdengebied 1-3 (zie Figuur 3). Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*



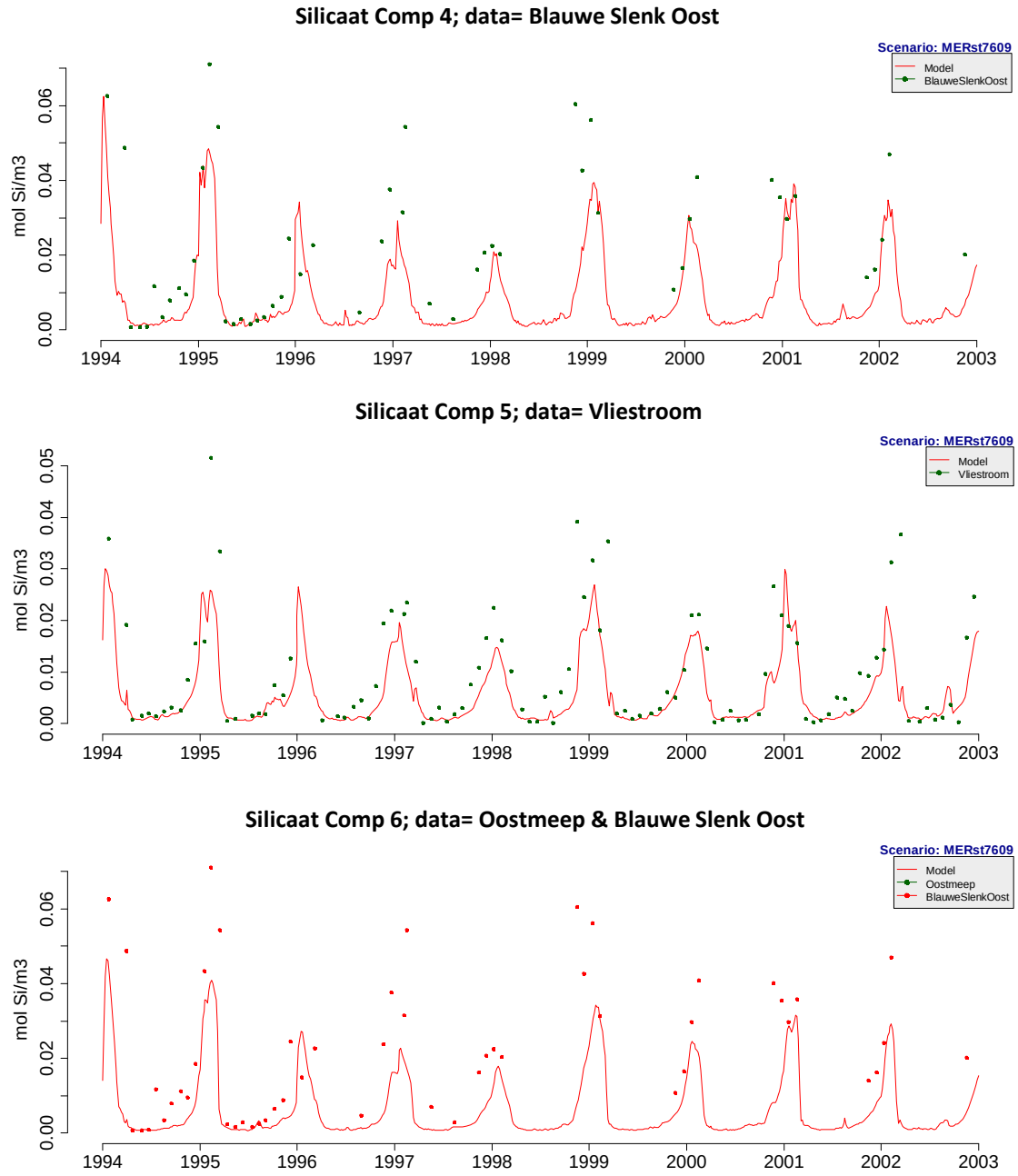

*Figuur 45 Extinctiecoëfficiënt zoals berekend en gemeten voor compartimenten 10-12 voor de jaren 2003-2008. Het zijn de sublitorale compartimenten in het Vliebassin, gekoppeld dus aan getijdengebied 4-6 (zie Figuur 3). Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*

# A4 Silicaat

Berekende en gemeten silicaatgehaltes zijn in Figuur 46 en Figuur 47 weergegeven. Zowel in het Marsdiepbassin als het Vliebassin worden de meetwaarden vrij goed gereproduceerd bij de modelberekeningen. Wel is het zo dat ná het voorjaarsminimum na de diatomeeënpiek de gemeten gehaltes wat sneller gaan stijgen dan het model berekent. Dat is met name bij de 'binnen'-compartimenten –die dus dicht bij de Aflsuitdijk liggen- het geval.



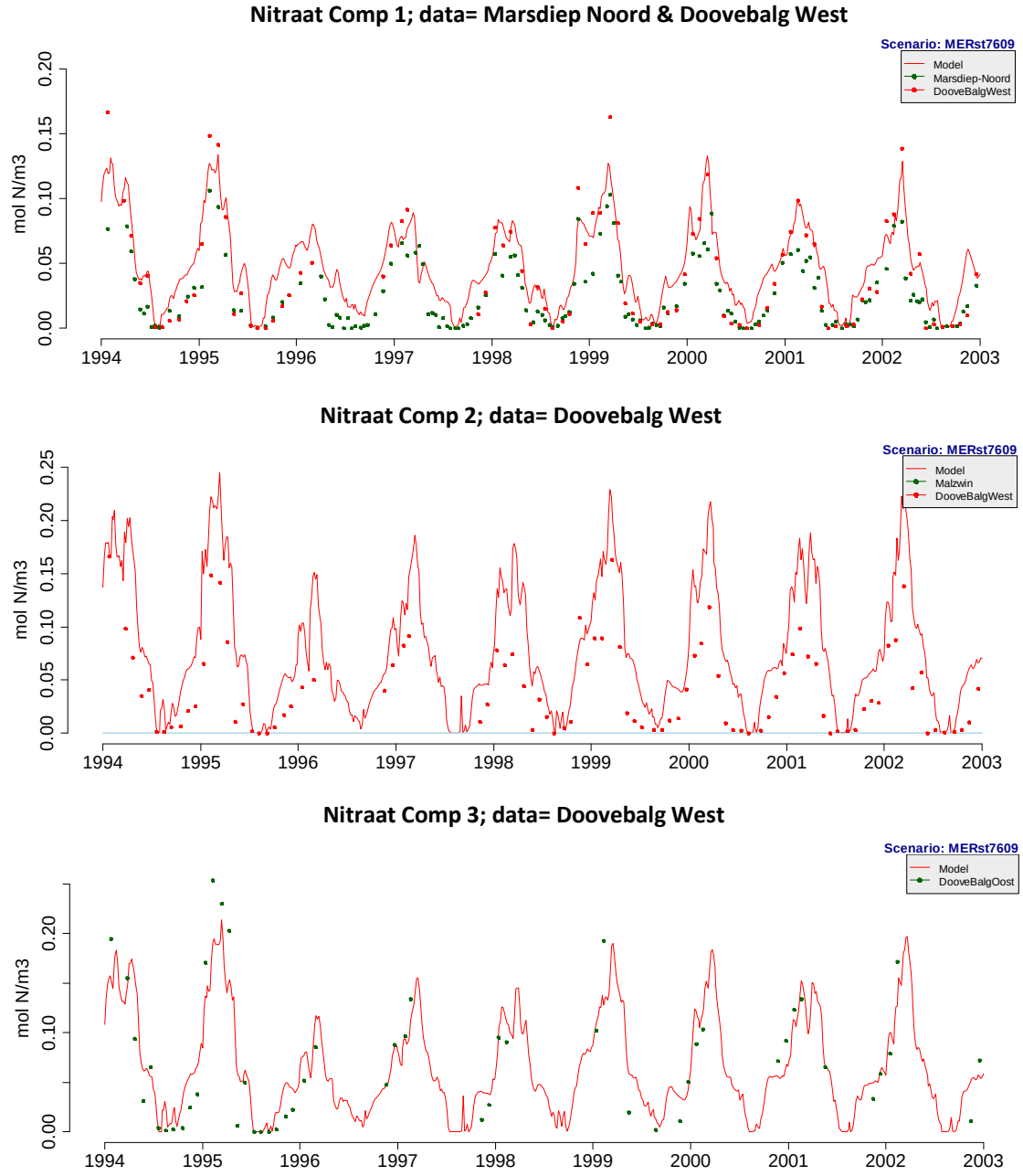

*Figuur 46 Gehaltes opgelost silicaat in het Marsdiepbassin, compartimenten 1-3, berekende en gemeten waarden. Data in mol Si $m^{-3}$. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*



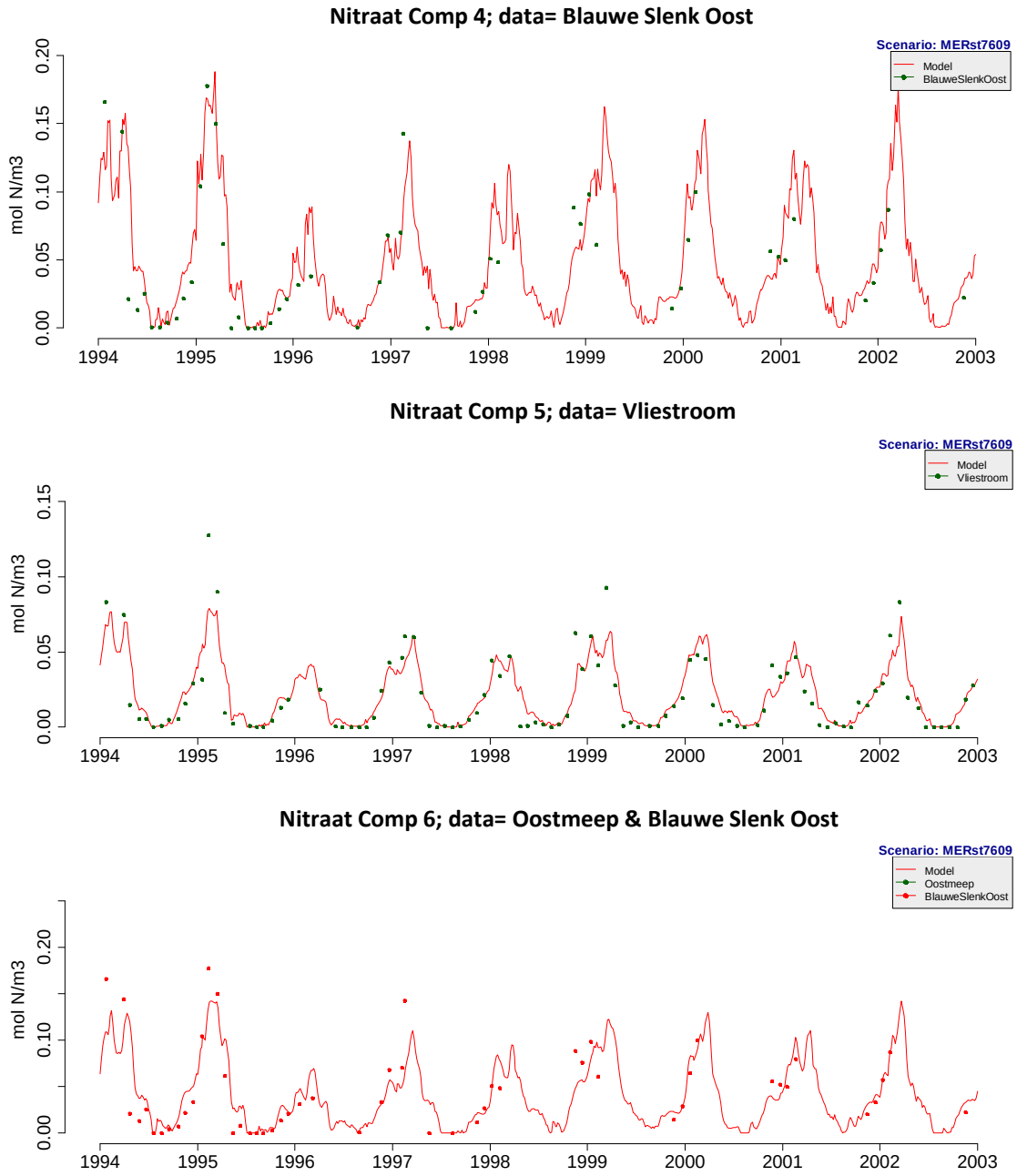

*Figuur 47 Gehaltes opgelost silicaat in het Vliebassin, berekende en gemeten waarden. Data in mol Si $m^{-3}$. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*

# A5 Nitraat

Berekende en gemeten nitraatgehaltes zijn in Figuur 48 en Figuur 49 weergegeven. Zowel in het Marsdiepbassin als het Vliebassin worden de meetwaarden vrij goed gereproduceerd door de modelberekeningen.



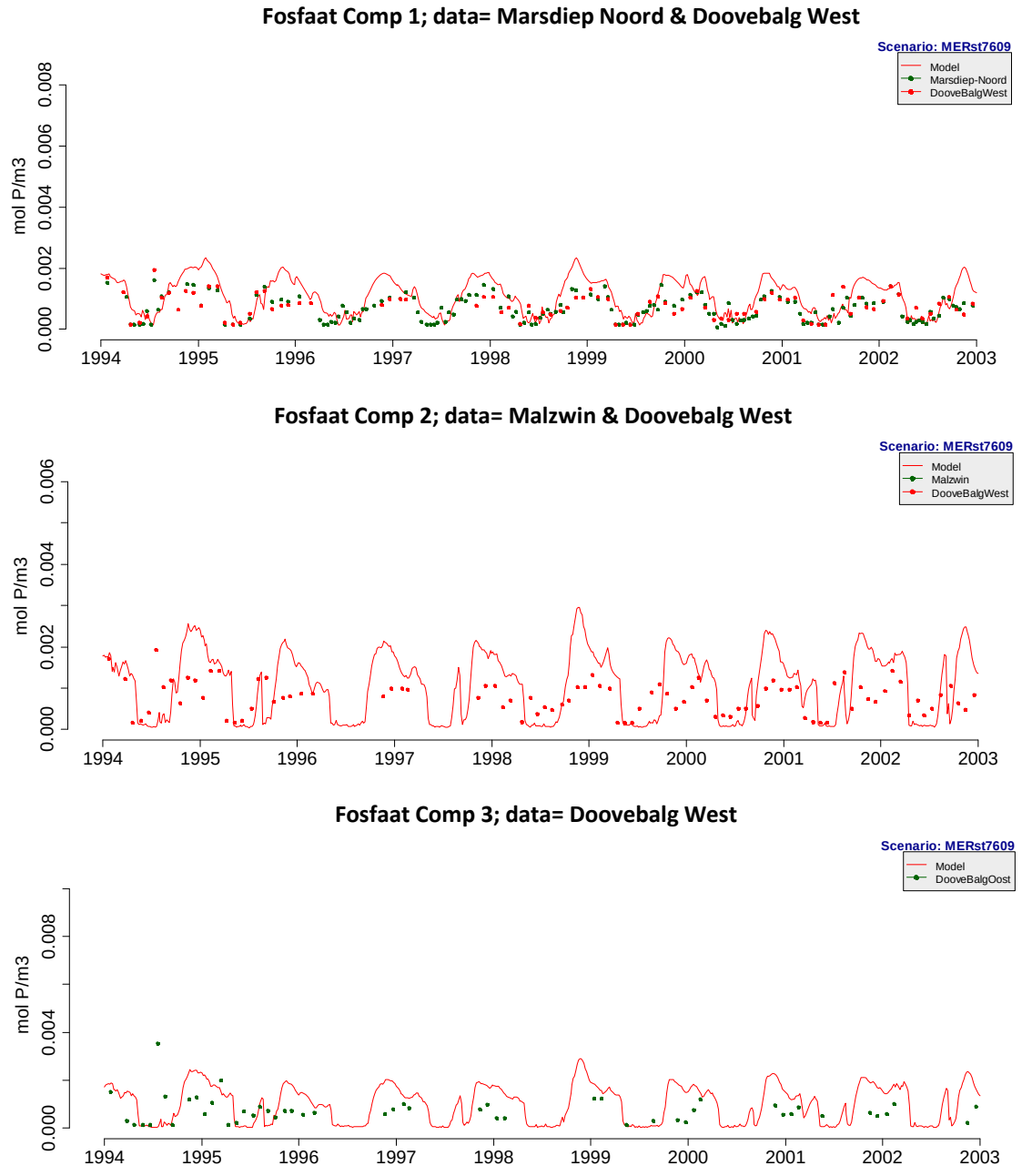

*Figuur 48 Gehaltes opgelost (nitraat+nitriet) in het Marsdiepbassin, berekende en gemeten waarden. Data in mol N $m^{-3}$. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*



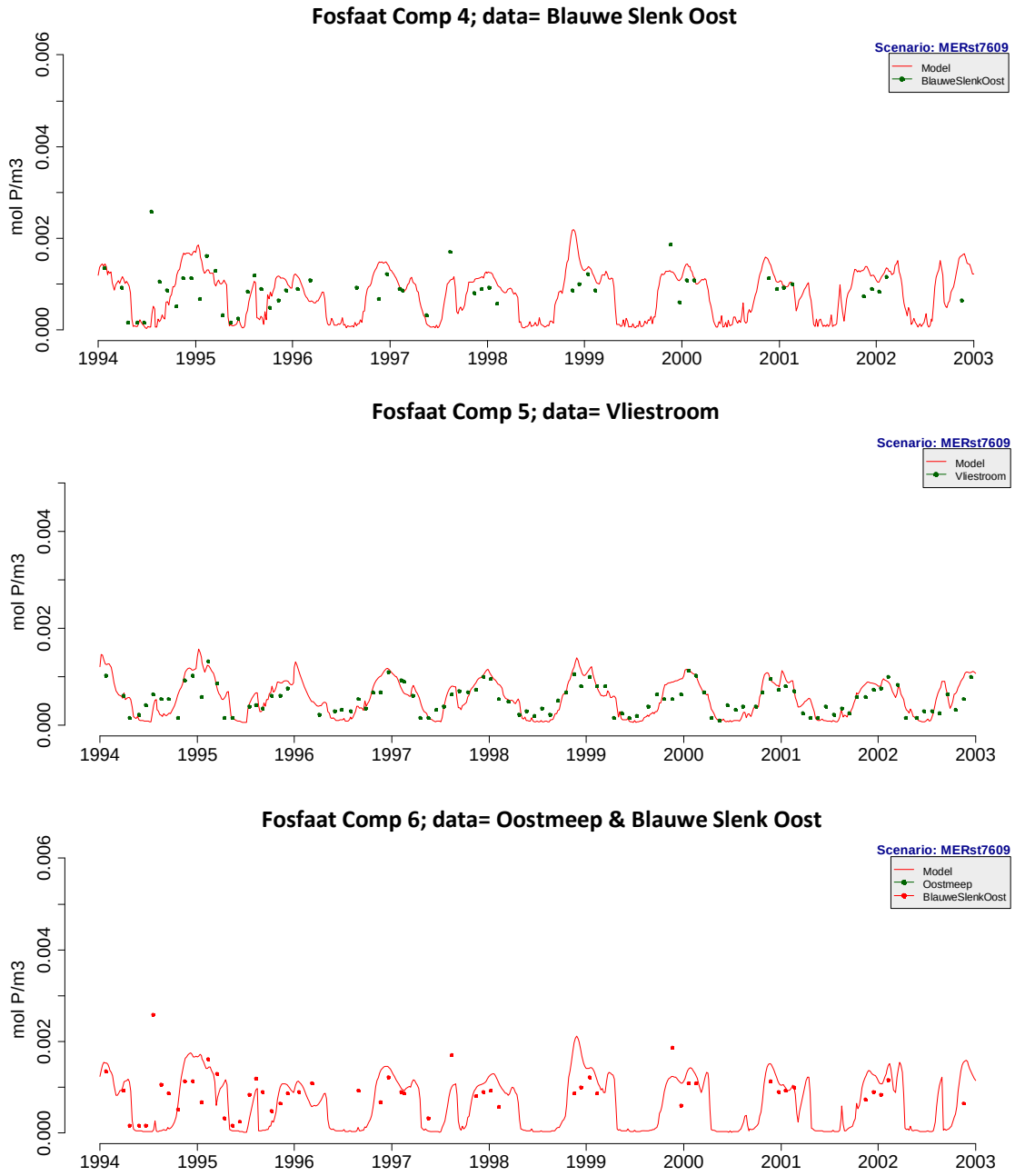

*Figuur 49 Gehaltes opgelost (nitraat+nitriet) in het Vliebassin, berekende en gemeten waarden. Data in mol N $m^{-3}$. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*

# A6 Fosfaat

Berekende en gemeten ortho-fosfaatgehaltes zijn in Figuur 50 en Figuur 51 weergegeven. Zowel in het Marsdiepbassin als het Vliebassin worden de meetwaarden vrij goed gereproduceerd door de modelberekeningen, al zijn er ook duidelijke verschillen waar te nemen. In compartiment 1 worden hogere waarden berekend dan gemeten is, met name in de winterperiode, en dat is in het compartiment 2 ook het geval. In het Vliebassin is de overeenkomst tussen meting en berekening wat beter.



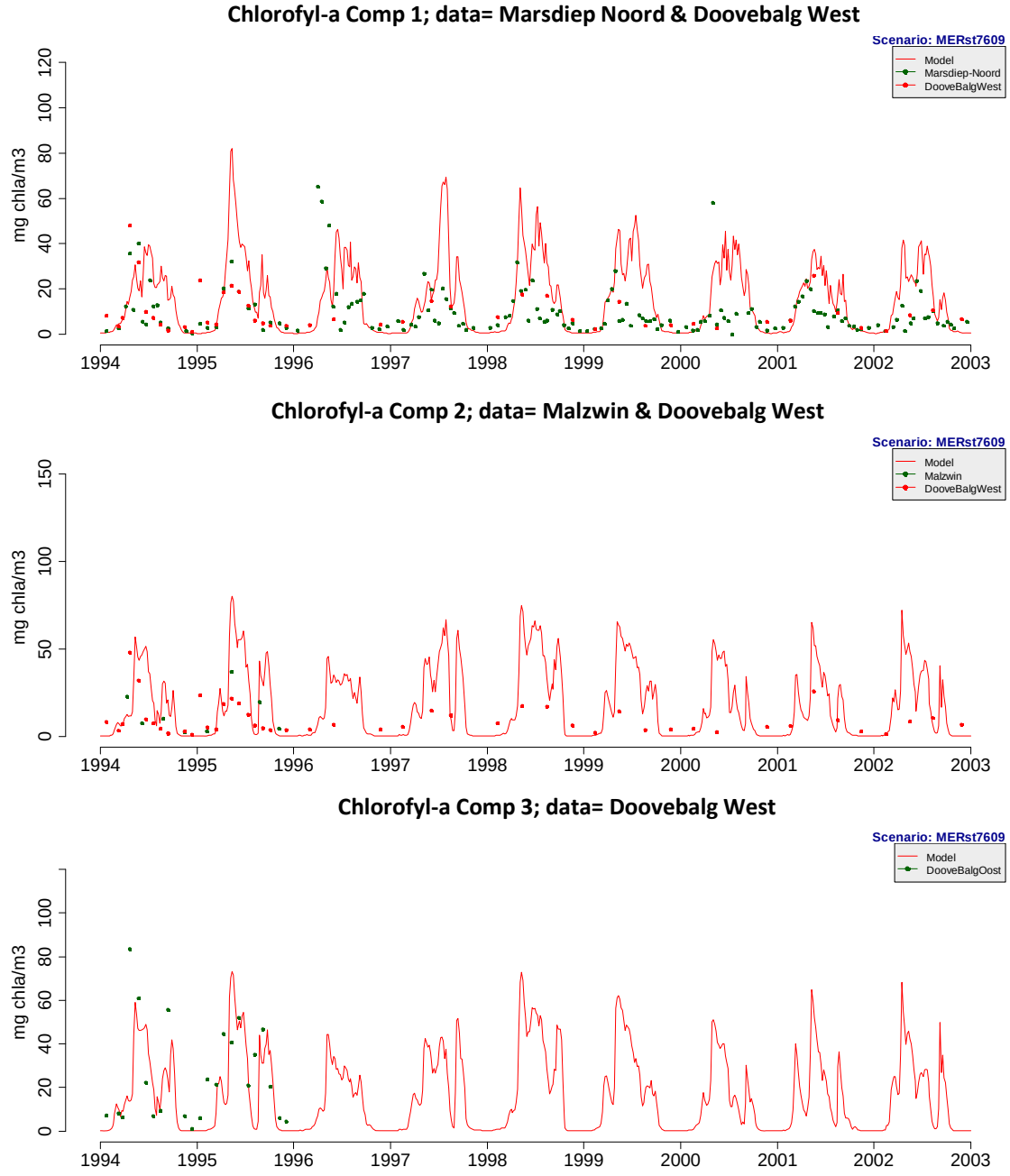

*Figuur 50 Gehaltes opgelost anorganisch fosfaat (ortho-fosfaat) in het Marsdiepbassin, berekende en gemeten waarden. Data in mol P $m^{-3}$. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*



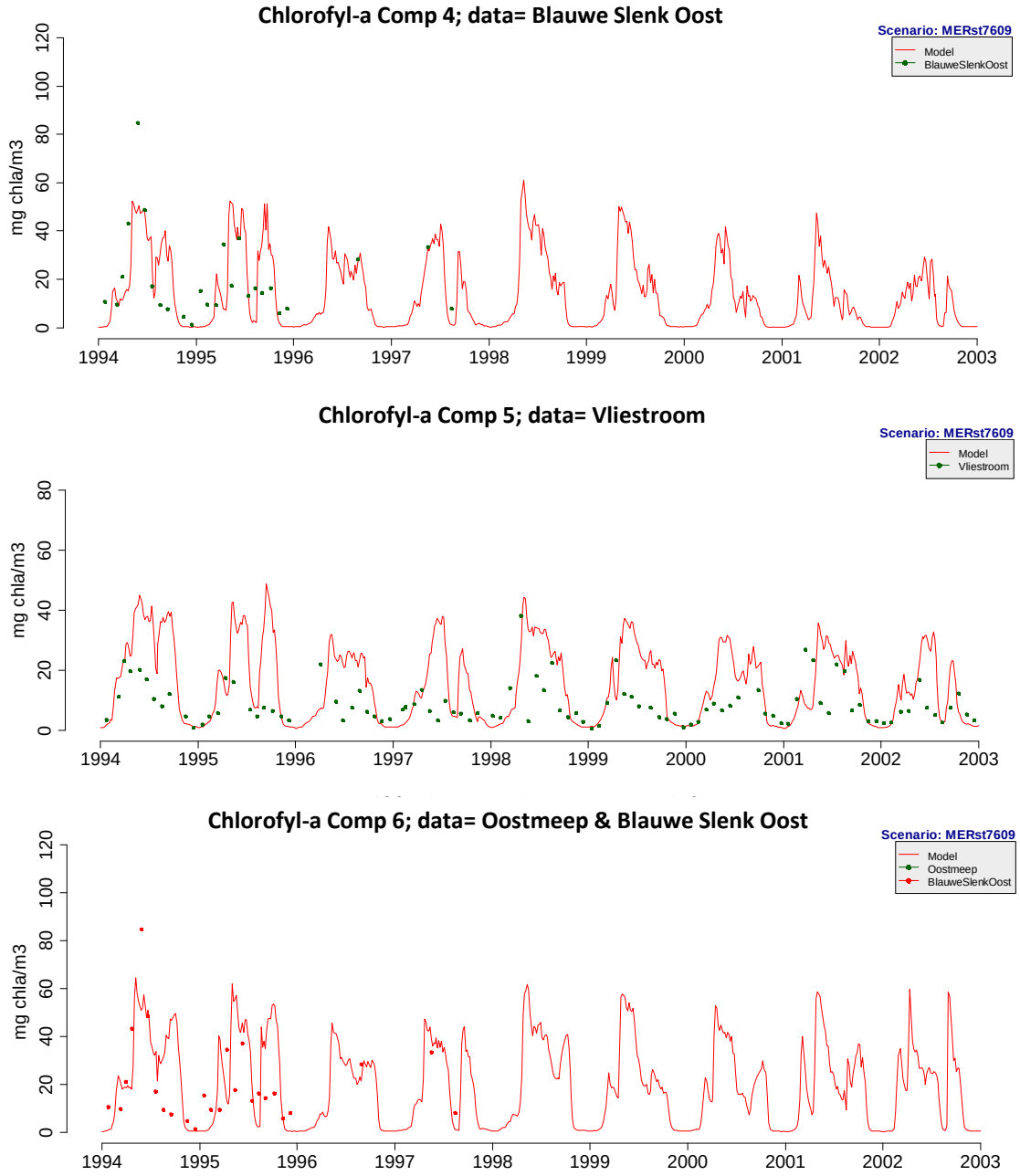

*Figuur 51 Gehaltes opgelost anorganisch fosfaat (ortho-fosfaat) in het Vliebassin, berekende en gemeten waarden. Data in mol P $m^{-3}$. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*

# A7 Chlorofyl-a

Berekende en gemeten chlorofylgehaltes zijn in Figuur 52 en Figuur 53 weergegeven. Chlorofyl is geen onderdeel van de simulatie, maar wordt achteraf berekend aan de hand van de berekende algenbiomassa's en een omrekenfactor die 12 mg chla $g^{-1}$ niet-diatomee en 9 mg chl $g^{-1}$ diatomee bedraagt. Daarnaast zijn ook de metingen van chlorofyl met enige onzekerheden omgeven. Zowel voor het Marsdiepbassin als het Vliebassin geldt dat de grootteorde van de modelresultaten redelijk met de metingen overeenstemt, al lijkt het erop dat de zomerpieken over het algemeen in de simulaties te hoog berekend worden.



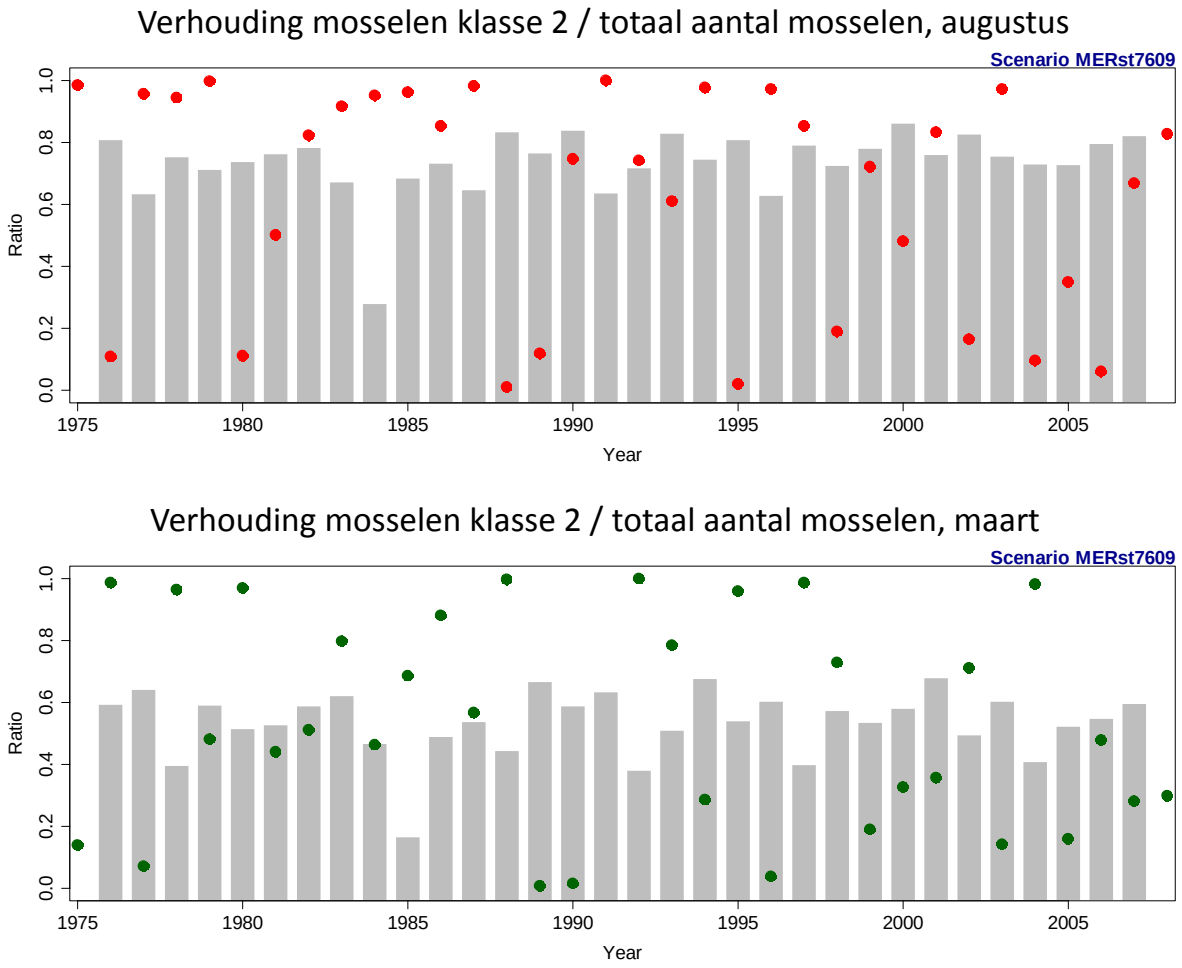

*Figuur 52 Gehaltes chlorofyl-a in het Marsdiepbassin, compartimenten 1-3. Berekende en gemeten waarden. Compartimentsgegevens in Figuur 3. Data in mg chla $m^{-3}$. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*




*Figuur 53 Gehaltes chlorofyl-a in het Vliebassin, compartimenten 1-3. Berekende en gemeten waarden. Compartimentsgegevens in Figuur 3. Data in mg chla $m^{-3}$. Elk jaartal geeft het begin van het jaar aan.*

## A8 Fractie zaadmosselen

Berekende en gemeten verhoudingen tussen aantallen zaadmosselen en het totale aantal mosselen zijn weergegeven in Figuur 54. De data zijn afkomstig van R. Dekker en J. Beukema, en hebben betrekking op het Balgzand waar zowel in het najaar (alle data zijn geplaatst in augustus) als in het voorjaar (gedateerd in maart) inventarisaties plaatsvinden. De grote jaar-tot-jaar-variatie die er in het veld blijkt te bestaan wordt door het model niet goed gereproduceerd, maar gemiddeld is de overeenkomst minder slecht. In een aantal jaren is de aanwas met jonge schelpdieren vrijwel nihil, wat veelal het gevolg is van een grote predatiedruk (zie bijv. Beukema & Dekker, 2005). Predatiedruk is in het huidige model een factor die gerelateerd is aan de grootte van de schelpdieren, maar er is geen relatie met externe factoren.




*Figuur 54 Verhouding dichtheid aan zaadmosselen (klasse 2) tot dat van alle mosselen. Boven: augustus van elk jaar, onder: maart van elk jaar. Data: R. Dekker / J. Beukema NIOZ*

# Bijlage B Preparatie van tijdreeksen voor randvoorwaarden 2008-2022

## B1 Inleiding

Door Deltares is een aantal tijdseries aangeleverd voor de periode 2008-2022, berekend met het GEM. Dit betreft één serie die de verwachte ontwikkeling beschrijft aan de randen volgens de Kaderrichtlijn Water (KRW), zonder dat daarbij zandwinning van enige betekenis plaatsvindt (T0). Daarnaast is een tweetal series geleverd waarmee de autonome toestanden beschreven wordt voor elk van de twee hoofdscenario's (zandwinning door Rijkswaterstaat (GR0) respectievelijk die door het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (GZ0)). Daaraan gekoppeld zijn berekeningen die elk weergeven wat de relatieve veranderingen van die autonome toestanden zijn bij de mogelijke scenario's; zie sectie (2) voor een scenariobeschrijving.

Omdat het Deltares GEM-model met andere variabelen rekenen dan EcoWasp moeten de uitkomsten van de GEM-berekeningen voor de Noordzeekustzone worden vertaald naar randvoorwaarden voor EcoWasp. Dit is als volgt gedaan:

(i) Uit de randvoorwaarden voor de Noordzee en het IJsselmeer (meetwaarden volgens het Rijkswaterstaat-monitoringprogramma) is een dataset gemaakt die gelijk is voor ál de jaren 2008-2022: er is geen verandering én er vindt ook geen zandwinning plaats. Deze toestand, die B00 is genoemd, is alleen nodig voor de constructie van de overige randvoorwaarden-tijdseries, en wordt in het rapport alleen gebruikt als referentiewaarde.

(ii) Met de GEM-dataset T0 zijn de veranderingen berekend voor de periode 2008-2022 zoals die verwacht worden indien alleen de KRW in aanmerking wordt genomen. Dit betreft alleen een afname in nutriëntbelasting (N en P).

(iii) Met de GEM-datasets GR0 en GZ0 zijn de randvoorwaarden voor de autonome toestanden berekend voor de periode 2008-2022 voor respectievelijk de RWS-scenario's en de HHNK-scenario's. De autonome toestand GR0 bevat een zandwinning volgens het vorkeusscenario van het HHNK en de autonome toestand GZ0 bevat een verwachte zandwinning volgens het voorkeursscenario van RWS.

(iv) Met de GEM-datasets GRi en GZi zijn de randvoorwaarden voor de verschillende scenario's berekend.

## B2 Gebruikte methode

### Dataset B00 (de onveranderde toestand)

De dataset B00 is gecreëerd voor de periode 2008-2022 door simpelweg de toestand van 2008 te kopiëren voor de jaren 2008-2022. Dit is zowel voor de Noordzee-data gedaan als voor de IJsselmeerdata en de meteorologische data.

### Dataset T0 (de basistoestand zonder zandwinning maar met een verwacht verloop in de nutriëntgehaltes)

In het T0-scenario vindt in de periode 2008-2022 geen zandwinning plaats, alleen daalt de nutriëntbelasting.

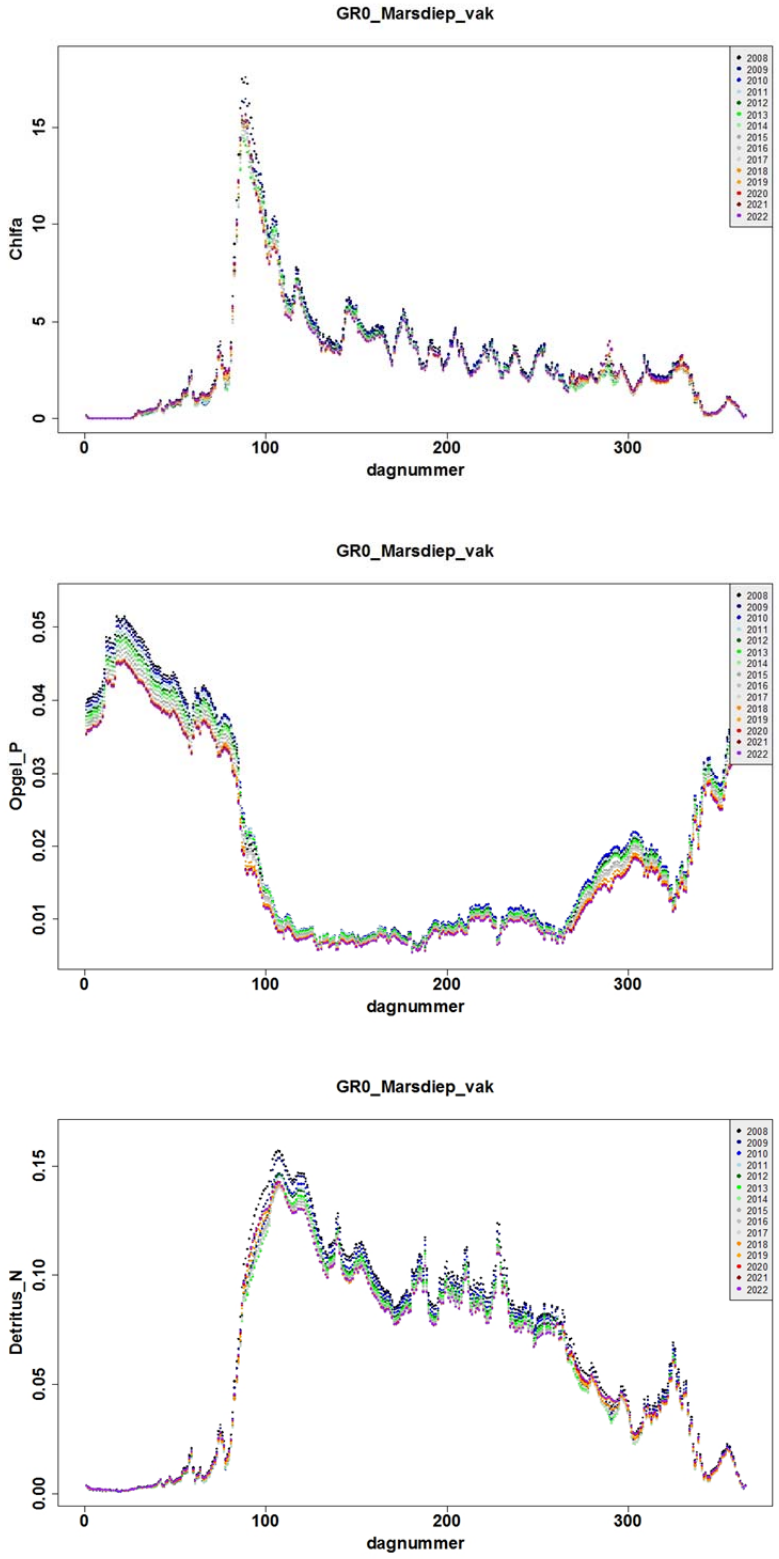
De EcoWasp-toestand (EW) aan de randen wordt berekend door de GEM-toestand in de jaren ná 2008 te delen door die in het jaar 2008, en die verhouding te gebruiken om de B00-waarden naar T0-waarden om te rekenen: T0(EW, jaar i) = T0(GEM, jaar i)/T0(GEM, jaar 2008) * B00 (EW, jaar 2008).

Deze verhouding is ook gebruikt om de randvoorwaarden voor het IJsselmeer te berekenen. Daar speelt zandwinning immers geen rol, en de tijdreeksen voor alle scenario's zijn daarmee gelijk aan elkaar.

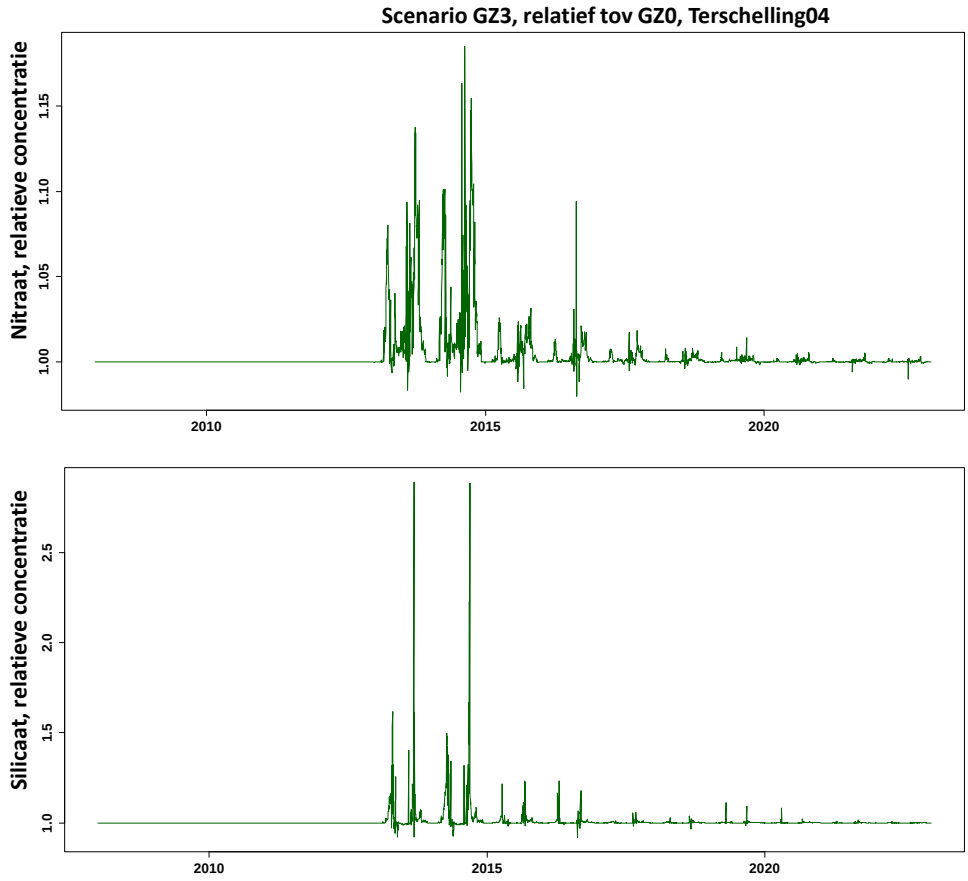
## De datasets GZ0 en GR0 (de autonome toestand)

Het zelfde rekenstramien voor T0 wordt toegepast. De toestand in alle jaren wordt gedeeld door die in 2008 volgens het T0-scenario; dit is gelijk aan de B00-toestand. Dit is daarmee de maat voor de veranderingen bij elk van de twee autonome toestanden. Dus GZ0(GEM, jaar i)/T0(GEM, 2008) is de verhoudingsfactor (fact2008) waarmee de toestand in de tijdreeks B00 (de *onveranderde* toestand voor EcoWasp) vermenigvuldigd wordt om de GZO-reeks voor EcoWasp te verkrijgen. Idem dito voor de serie GR0. Omdat de zandwinning voor zowel de RWS-scenario's als de HHNK-scenario's eerst in 2013 beginnen, is voor de periode 2008-2012 GR0 identiek aan GZ0.
GR0 en GZ0 zijn anders dan T0 omdat in GR0 en GZ0 wél de bestaande overige zandwinningen zijn verdisconteerd. In Figuur 55 zijn enkele voorbeelden gegeven van GEM-data, weergegeven als functie van het dagnummer in het jaar. Hierdoor worden de veranderingen door de jaren heen wat meer inzichtelijk.

De waarde van de verhoudingsfactor fact2008 variëert in wezen per dag van het jaar (GEM levert dagcijfers), maar dat leverde soms merkwaardige waarden op omdat er temporele verschuivingen plaatsvinden waardoor de een 'normaal' getal soms door een erg kleine waarde gedeeld kan worden met als gevolg een erg grote fact2008.
Een voorbeeld van fact2008 is in Figuur 56 gegeven. Na testen is uiteindelijk is gekozen voor verhoudingsgetallen die gebaseerd zijn op *maandgemiddelde* GEM-data: weekgemiddelden leverden ook nog een te variabel beeld, en seizoensgemiddelden een te grof beeld. Aan de hand van deze maandgemiddelden zijn de EcoWasp-randvoorwaarden berekend. In Figuur 57 is een voorbeeld gegeven van zulke maandgemiddelde veranderingen.




*Figuur 55 Voorbeelden voor de GEM-data voor ortho-P, chlorofyl-a (Chla) en detritus-N voor de Noordzeerand bij het Marsdiep voor het autonome scenario GR0. De kleuren illustreren de veranderingen per jaar. Ortho-P in mg P $m^{-3}$, Chla in mg chlorofyl-a $m^{-3}$ en Detritus-N in mg N $m^{-3}$.*




*Figuur 56 Gehaltes aan nitraat en silicaat bij Terschelling, berekend met het GEM-model door Deltares voor scenario GZ3. De (dagelijkse) data zijn relatief ten opzichte van de autonome toestand GZ0. Omdat temporele verschuivingen optreden kunnen de verhoudingen GZ3/GZ0 soms vrij grote waarden aannemen. De jaartallen geven de 1e januari van elk jaar aan.*

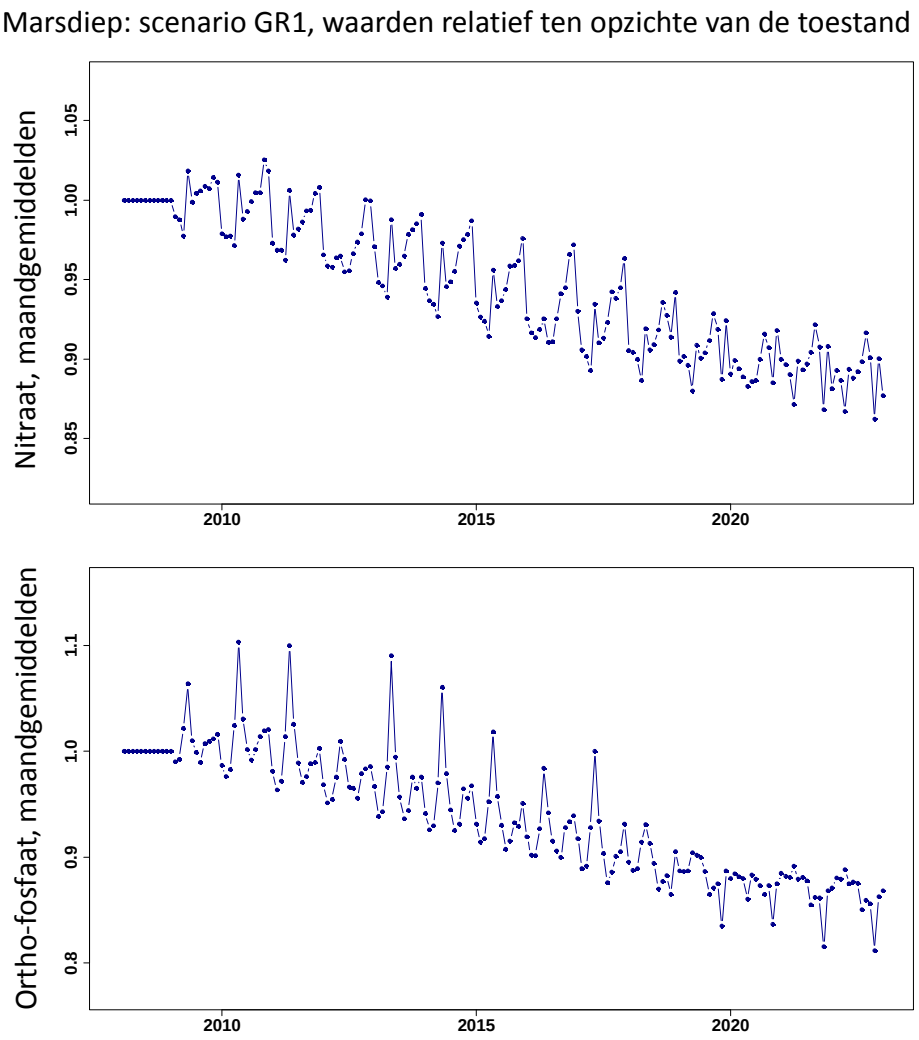
## Enkele bijzonderheden-1: nulwaarden in de GEM-dataset

De GEM-dataset bevat een aantal velden met 0–waarden voor chlorofyl-a, algen-P en algen-N in de wintermaanden. Bij de berekening van de verhoudingen levert dit delingen door 0 op. Om dit te voorkomen is de 0-waarde voor algen-P opgevuld met de laagste waarde voor algen-P die mogelijk was ($10^{-6}$). De 0-waarden voor algen-N zijn opgevuld met deze minimumwaarde maal de gemiddelde verhouding algen-N/algen-P, en die voor chlorofyl-a met deze minimumwaarde maal de gemiddelde verhouding chlorofyl/algen-P.

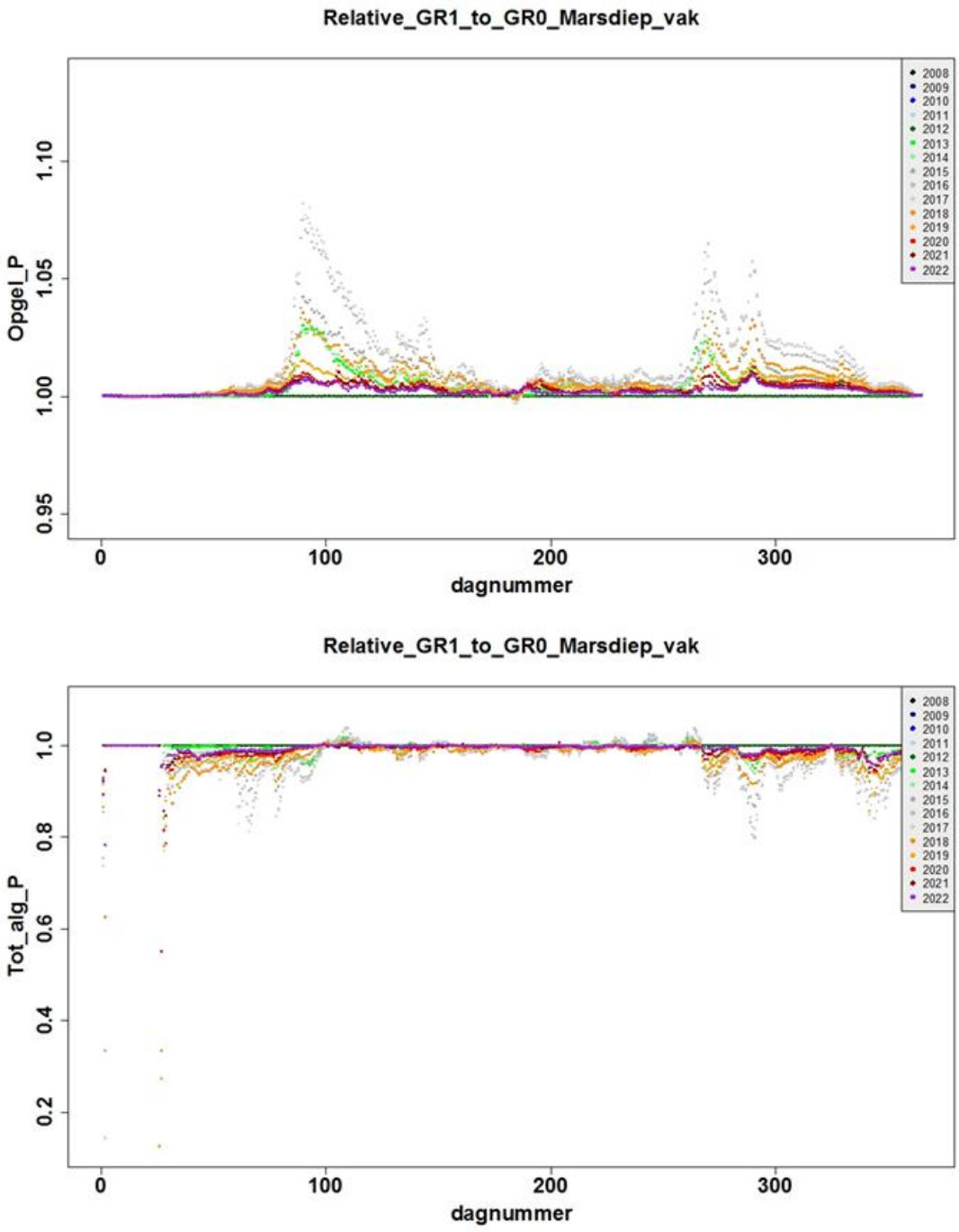
## Enkele bijzonderheden-2: overgang zoet IJsselmeerwater naar zout Waddenzeewater.

Voor de IJsselmeertoevoer is gedeeltelijk een herdefinitie van variabelen nodig. Het fytoplankton dat uitspoelt naar de Waddenzee wordt in het model verondersteld onmiddellijk dood te gaan. Diatomeeën in

het IJsselmeerwater worden toegekend aan DeadDia (een labiel particulair materiaal dat in de Waddenzee snel afbreekt waarbij een klein percentage naar een minder snel afbrekende component gaat; uiteindelijk ontstaan ook frustules die weer langzaam oplossen tot opgelost silicaat), en niet-diatomeeën aan DeadSub (eveneens een labiel particulair materiaal dat snel afbreekt met een deel minder snel afbrekend materiaal als product).



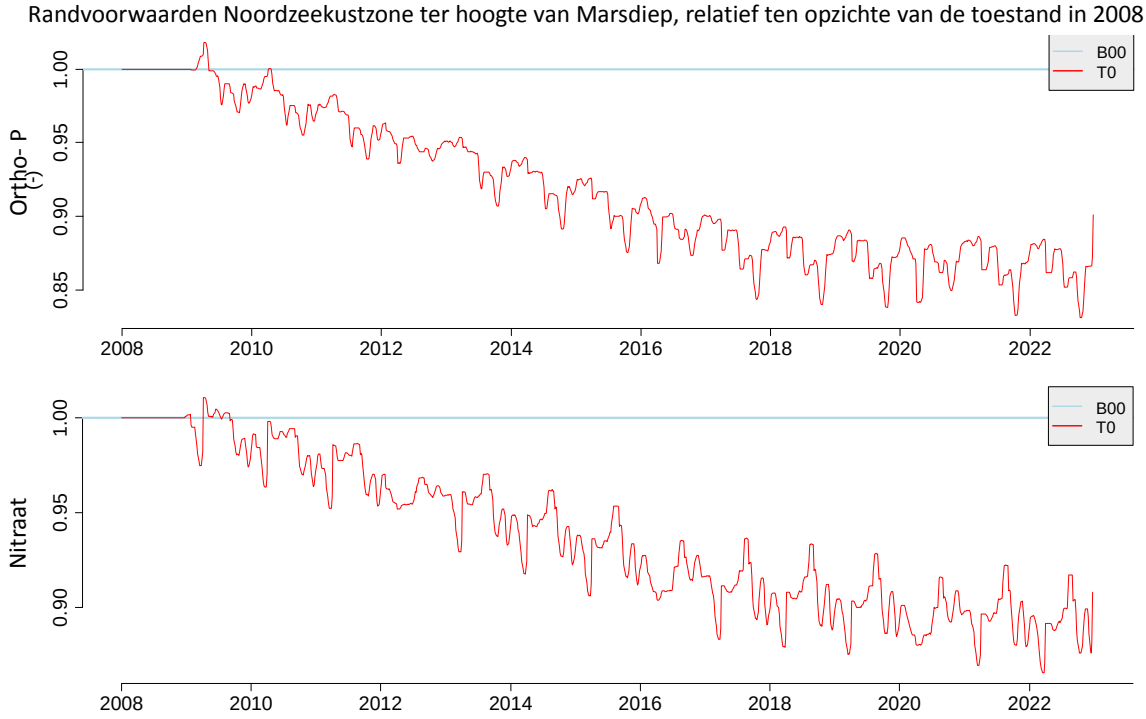

*Figuur 57 Maandgemiddelde relatieve veranderingen voor de periode vanaf 2008 ten opzichte van de toestand in 2008 waarin géén zandwinning plaatsvindt. Boven: nitraat, onder: opgelost anorganisch fosfaat (ortho-P). Locatie: Marsdiep. De jaartallen geven de 1e januari van elk jaar aan.*




*Figuur 58 Relatieve verandering per jaar bij scenario GR1 ten opzichte van de autonome toestand (GR0), uitgezet voor de dag in elk jaar 2008-2022. Locatie Marsdiep_vak, dat is de Noordzeekustzone bij het Marsdiep. Boven: ortho-fosfaat (totaal opgelost anorganisch fosfaat), onder het totaal gehalte aan algen-gebonden P. Merk op dat, waar het algen-P-gehalte daalt in het begin en aan het eind van het jaar ten opzichte van de autonome toestand, het fosfaatgehalte juist stijgt. De jaartallen geven de 1$^{e}$ januari van elk jaar aan.*

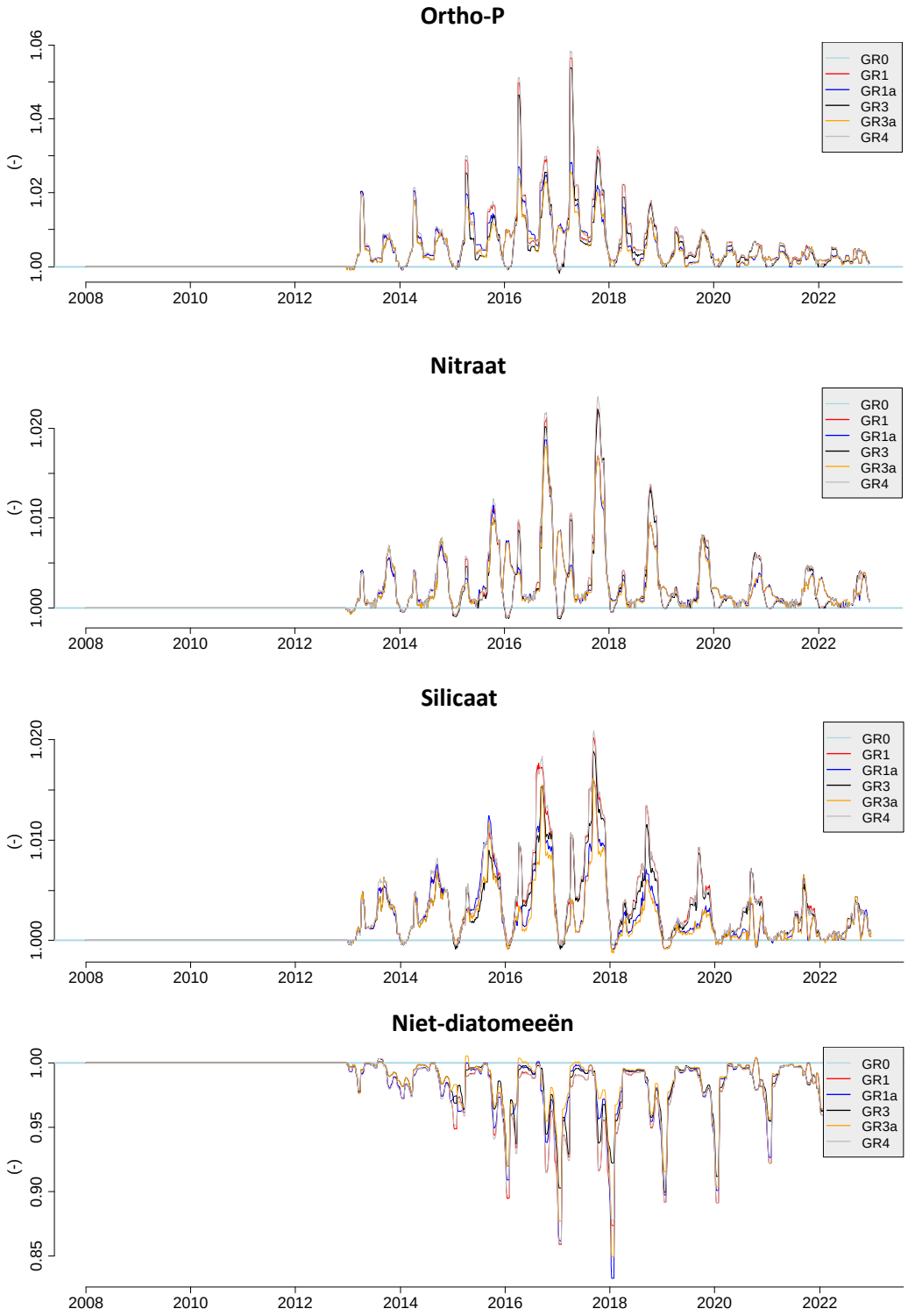
## B3 Resultaten Randvoorwaarden

Voor de uiteindelijke simulatieresultaten zijn de relatieve veranderingen van belang. In Figuur 59 is geïllustreerd hoe de gehaltes ortho-fosfaat en nitraat in de Noordzeekustzone ter hoogte van het Marsdiep veranderen in de tijd voor scenario T0, waarin dus alleen de KRW-veranderingen verdisconteerd zijn.
Deze verhoudingen zijn ook aangehouden voor (al de) de IJsselmeerspui; die tijdseries zijn voor alle scenario's gelijk. Dit geldt uiteraard voor alle variabelen.

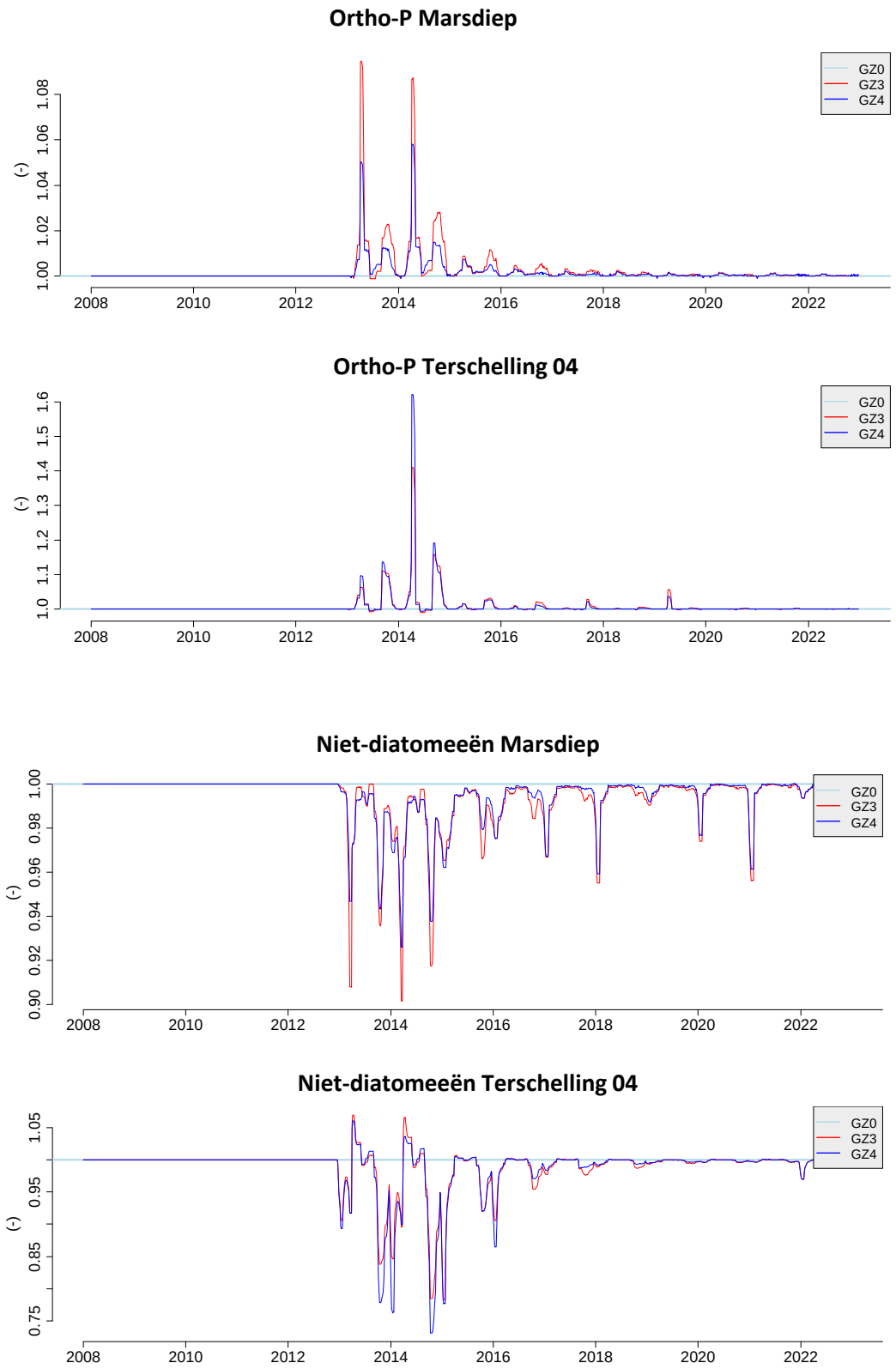



*Figuur 59 Relatieve veranderingen in nutriëntgehaltes in de kustzone ter hoogte van het Marsdiep als gevolg van de natuurlijke ontwikkelingen alleen: de gevolgen volgens de KaderRichtlijn Water (KRW). Boven: ortho-fosfaat, onder: nitraat. Deze verhoudingen zijn precies zo aangehouden voor de toevoer vanuit het IJsselmeer. De jaartallen geven de 1e januari van elk jaar aan.*

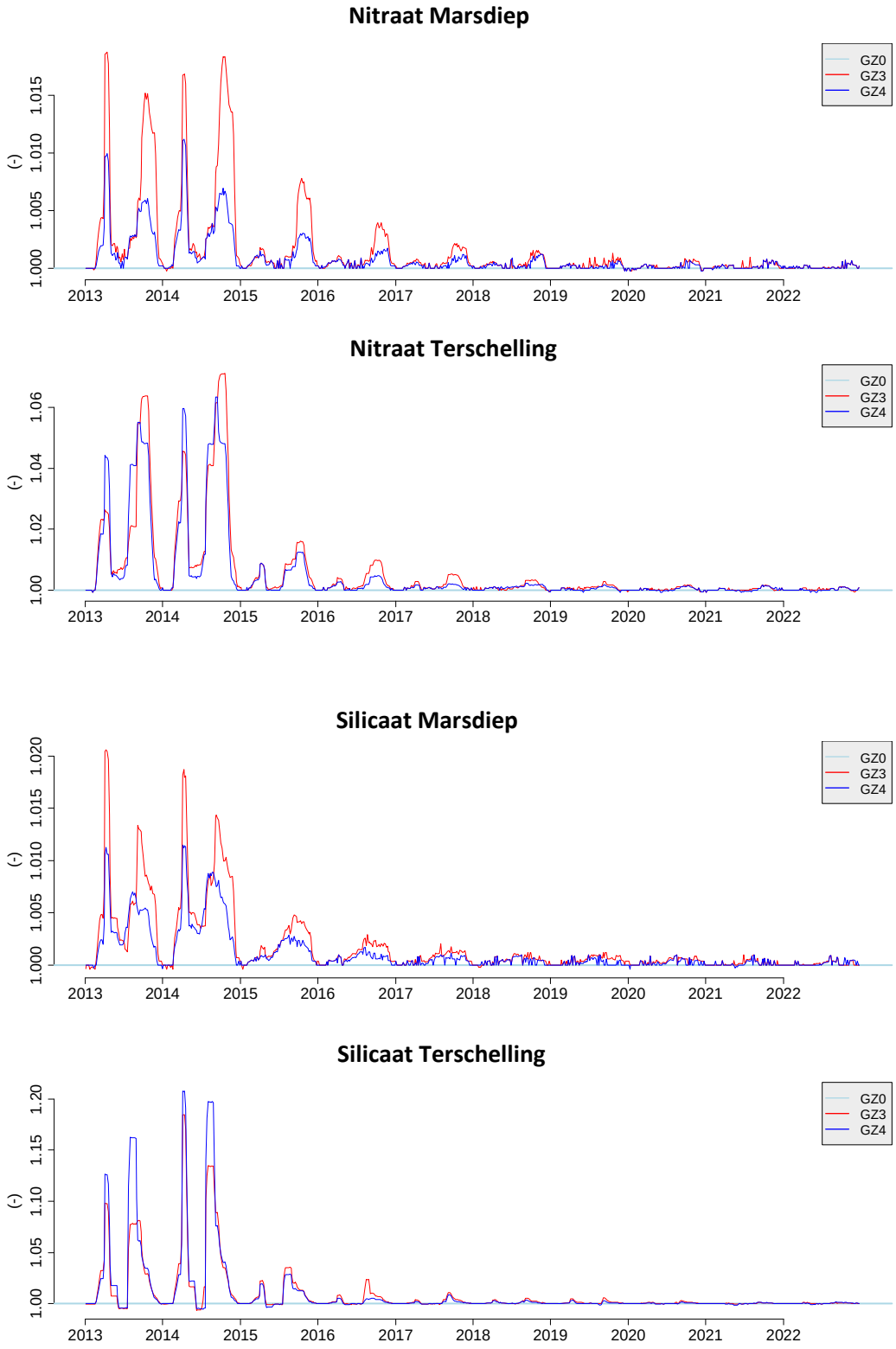
De situatie aan de Noordzeerand verandert wél voor elk scenario. De relatieve veranderingen voor de RWS-scenario's (GRx) zijn geïllustreerd in Figuur 60, die voor de HHNK-scenario's in Figuur 61 en Figuur 62. Uit de figuren blijkt dat de relatieve veranderingen soms aanzienlijk kunnen zijn. Bij de Marsdiepzijde zijn de relatieve veranderingen de scenario's GRx voor fytoplankton tot ruim -10%, voor nitraat ruim +2%, voor ortho-P bijna 6% en voor silicaat 2%. Voor de scenario's GZx zijn de veranderingen bij locatie Marsdiep kleiner, maar groter bij locatie Terschelling: fytoplankton tot -4% resp -15%, ortho-P +4 resp +50% (kortstondig), nitraat +0.5 resp +3% en silicaat +1 resp +10%.




*Figuur 60 Toestand Marsdieplocatie voor de RWS-scenario's GR1- GR4 (bruin) ten opzichte van de autonome toestand GR0 (y=1). Top: ortho-P, 2e: nitraat, 3e:silicaat, 4e:niet-diatomeeën. Grootste afwijking: niet-diatomeeën tot ruim -15%, ortho-P tot plus 6%. Silicaat reageert minder (tot +2%). De jaartallen geven de 1e januari van elk jaar aan.*




*Figuur 61 Toestand locaties Marsdiep en Terschelling voor de HHNK-scenario's GZ3 (rood) en GZ4 (blauw) ten opzichte van de autonome toestand GZ0 (y=1). Beide bovenste: ortho-fosfaat, beide onderste niet-diatomeeën. De veranderingen bij Terschelling zijn in het algemeen groter dan die voor de Marsdieplocatie. De grootte van deze relatieve veranderingen laat zich deels verklaren door temporele verschuivingen in de absolute gehaltes. De jaartallen geven de 1e januari van elk jaar aan.*




*Figuur 62 Toestand locaties Marsdiep en Terschelling voor de HHNK-scenario's GZ3 (rood) en GZ4 (blauw) ten opzichte van de autonome toestand GZ0 (y=1). Beide bovenste: nitraat, beide onderste silicaat. Merk op dat de veranderingen bij Terschelling in het algemeen groter zijn dan die voor de Marsdieplocatie, en ook eenzijdiger gericht (bijna altijd toename). De grootte van deze relatieve veranderingen laat zich deels verklaren door temporele verschuivingen. De jaartallen geven de 1$^{e}$ januari van elk jaar aan.*

# Bijlage C Preparatie van slibtijdreeksen voor de Waddenzee 2008-2022

## C.1 Inleiding

De situatie in de Waddenzee zelf verandert eveneens door de zandwinning. De veranderingen in de lichtcondities moeten in overeenstemming zijn met de veranderingen die Deltares berekend heeft voor de gehaltes aan zwevend slib.

EcoWasp berekent zelf de gehaltes aan zwevend materiaal. Dit gebeurt aan de hand van relaties tussen maximale stroomsnelheid van het water, windsnelheid en -richting (cq strijklengte) en de resuspensie van bodemmateriaal. Windsnelheid en -richting betreffen KNMI-data (zie 3.3.1), maximale stroomsnelheden zijn rekendata die met een stromingsmodel zijn berekend (zie Brinkman & Bult, 2002) en per compartiment gemiddeld. De bodemsamenstelling speelt tevens een rol, en is hierin een gegeven: die is berekend aan de hand van de sedimentatlas voor de Waddenzee (RIKZ, 1998; Zwarts et al, 2004). De bezinksnelheid van deeltjes is een eigenschap van elk type materiaal, en is niét afhankelijk van wind of stroomsnelheid. De winddata betreffen dagcijfers en daarmee wordt een snelle fluctuatie van zwevend materiaal gesimuleerd. De procesparameters zijn afgesteld aan de hand van de Rijkswaterstaat-monitoringdata, dusdanig dat de berekende gemiddelde gehaltes overeenkomen met de meetwaarden.

Deltares heeft zevendaagse data aangeleverd voor de slibgehaltes voor elk scenario. Per scenario zijn in EcoWasp niet de berekende slibgehaltes zélf aangepast, maar de veranderingen zijn verdisconteerd in het effect: een door Deltares berekende toename van het slibgehalte met y% levert een y% hogere bijdrage van het slib aan de lichtuitdoving op. Omdat naast slib ook detritus en algen bijdragen aan de lichtuitdoving leveren resulteert y% toename van het slibaandeel niet dezelfde toename in de totale uitdovingscoëfficiënt op. De Deltares-data zijn dus steeds omgezet naar relatieve veranderingen ten opzichte van de toestand zónder enige zandwinning; deze data worden steeds door EcoWasp ingelezen.

## C.2 Gebruikte methodiek

De EcoWasp-berekeningen voor de westelijke Waddenzee betreffen zes compartimenten met elk drie deelcompartimenten: getijdenplaten, sublitorale gedeeltes (tot -5m NAP) en diepere delen (geulen, onder -5 m NAP). Deze indeling is door Deltares gebruikt om karakteristieke slibgehaltes te berekenen uit hun fijnmazige slibberekeningen; voor elk van de 18 gebiedsdelen is aldus een getal aangeleverd, per zeven dagen en voor elk scenario.

Deltares leverde dataseries met absolute waarden voor de slibgehaltes in de Waddenzee voor:

(v) 2008-2012: zónder zandwinning (T0)
(vi) 2008-2012: alleen de bestaande zandwinningen
(vii) 2012-2022: scenario's RWS.
   a. Het autonome scenario GR0, dit bevat al een zandwinning volgens de HHNK-plannen
   b. De zandwinscenario's GR1-GR4: de extra zandwinningen volgens de RWS-plannen
(viii) 2012-2022: scenario's HHNK
   a. Het autonome scenario GZ0, dit bevat al een zandwinning volgens de RWS-plannen
   b. De zandwinscenario's GZ3-GZ4: de extra zandwinningen volgens de HHNK-plannen

Dit levert de volgende series op:

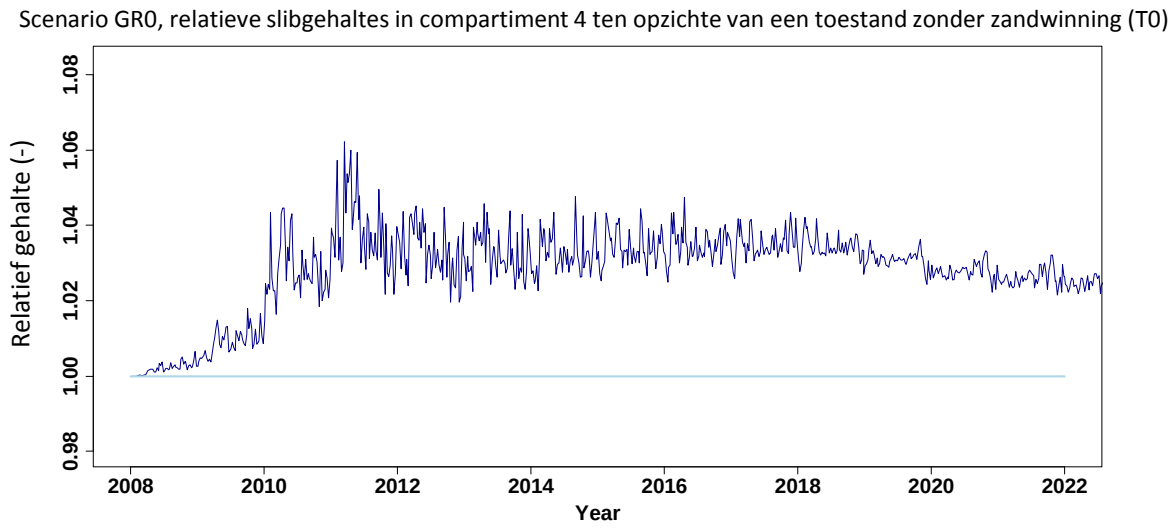
(iii) de onveranderde toestand B00 en de toestand zonder zandwinning T0. De slibgehaltes zoals door EcoWasp berekend worden blijven onveranderd; ergo, de tijdreeksen voor B00 en T0 bevatten uitsluitend waarden 1.0.

(iv) De absolute slibgehaltes voor ál de scenario's, zowel de beide autonome toestanden GZ0 en GR0, als de zandwinscenario's GZi en GRi voor de periode 2008-2022 zijn vergeleken met de T0-reeks voor die periode waaruit de relatieve veranderingen zijn berekend.

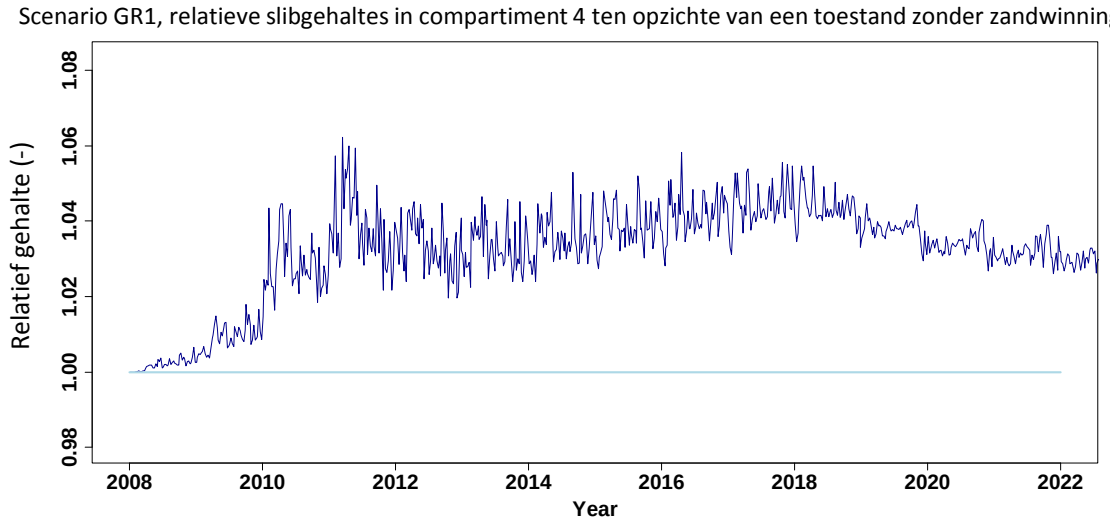
De constructie van de tijdreeksen voor GRx en GZx is daarmee simpel: de absolute waarden (GRx cq GZx) gedeeld door de absolute waarden (T0).

## C.3 Resultaten Waddenzee

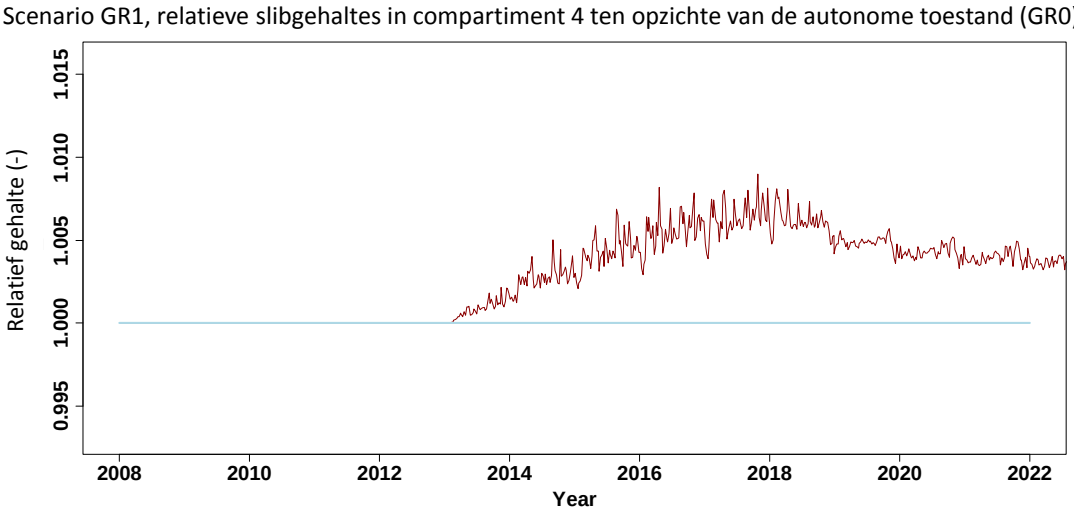
De resultaten voor de relatieve slibtijdreeksen GRx en GZx voor de Waddenzee bestaan dus steeds uit steeds 18 dataseries, dus voor elk deelcompartiment per scenario één bestand. In Figuur 63 is een voorbeeld gegeven van de veranderingen bij een autonome toestand (GR0) ten opzichte van een toestand (T0) zonder enige zandwinning, en in Figuur 64 is een voorbeeld gegeven van een zandwinscenario (GR1) ten opzichte van dezelfde achtergrondsituatie T0. Er is op het oog weinig verschil tussen beide scenario-waarden, maar die zijn er wel zoals de verhouding tussen beide in Figuur 65 aangeeft. In Figuur 66 een voorbeeld gegeven voor een RWS-scenario en voor een HHNK-scenario zodat om de onderlinge verschillen –die vooral temporeel zijn- te illustreren.




*Figuur 63 Slibberekening Waddenzee voor compartiment 4 (zie Figuur 3); Rijkswaterstaat-scenario GR0. Verhouding tussen slibgehaltes in de autonome toestand voor RWS (GR0) in de periode 2008-2022 tov die waarbij geen zandwinning plaatsvindt. De jaartallen geven de 1e januari van elk jaar aan.*

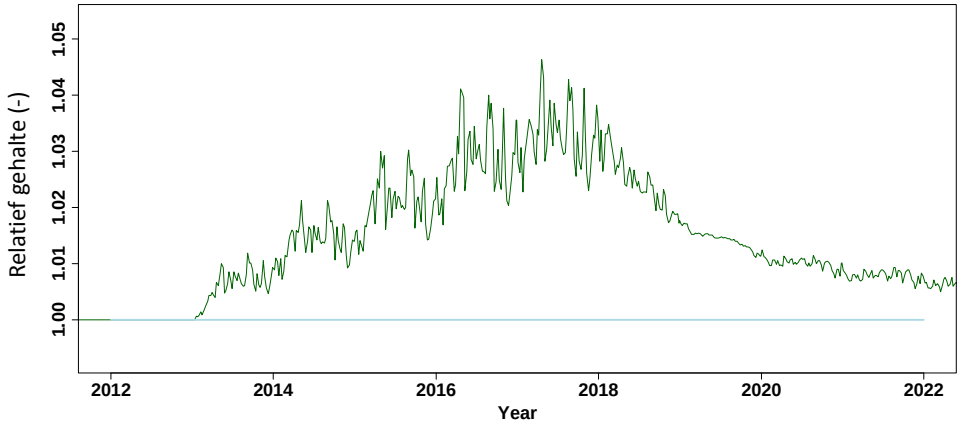



*Figuur 64* *Slibberekening Waddenzee voor compartiment 4 (zie Figuur 3); Rijkswaterstaat-scenario GR1. Verhouding tussen slibgehaltes in scenario GR1 en toestand zonder zandwinning. Het verschil tussen deze en de vorige figuur wordt bepaald door het effect van dit scenario. De jaartallen geven de 1e januari van elk jaar aan.*

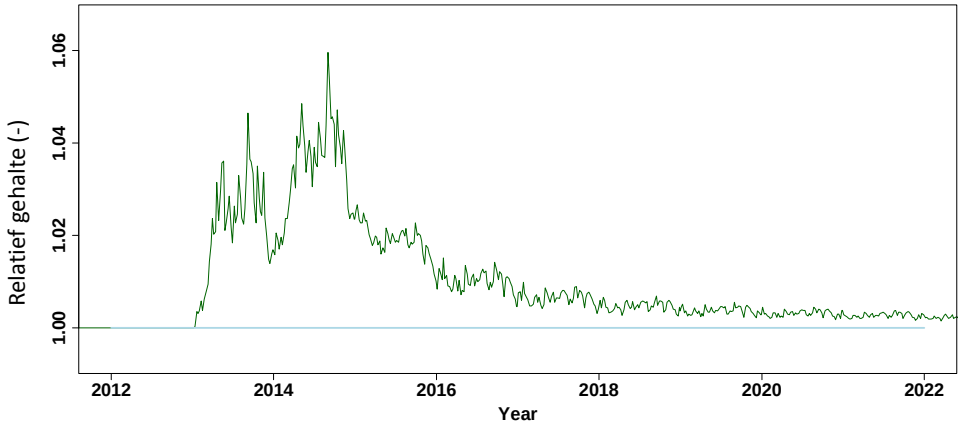



*Figuur 65* *Slibberekening Waddenzee voor compartiment 4 (zie Figuur 3); Rijkswaterstaat-scenario GR1. Verhouding tussen slibgehaltes in scenario GR1 en de autonome toestand. De figuur geeft het relatieve verschil aan tussen Figuur 63 en Figuur 64. De jaartallen geven de 1e januari van elk jaar aan.*

Scenario GR4, slibgehaltes in compartiment 5 (geul) ten opzichte van de autonome toestand (GR0)




Scenario GZ4, slibgehaltes in compartiment 5 (geul) ten opzichte van de autonome toestand (GZ0)




*Figuur 66 Relatieve slibgehaltes in het geul-subcompartiment 4 (zie Figuur 3) voor de scenario's GR4 en GZ4 ten opzichte van de autonome toestanden (GR0 en GZ0, resp). Vóór 2013 is er geen verandering. Merk op dat er ook in 2022 nog een (minieme) verandering berekend wordt. De jaartallen geven de 1e januari van elk jaar aan.*