

OPDRACHTGEVER: WL | Delft Hydraulics
(Doelsubsidieproject)

TITEL: Filterwerking stroomgebieden en estuaria, fase 1

SAMENVATTING:

In rivieren, meren en estuaria treedt door biologische en chemische processen retentie op van onder meer nutriënten. Aangenomen wordt dat een substantieel deel van de nutriënten die in het stroomgebied van rivieren in het water terecht komen de Noordzee niet bereikt. Om meer inzicht te krijgen in het belang van filterwerking voor eutrofiëring van kustwateren is een modelstudie uitgevoerd waarin verschillende modellen en methoden om filterwerking te berekenen worden vergeleken en geëvalueerd. Het onderzoek is opgesplitst in twee fasen van ieder één jaar. Voor deze eerste fase lag de nadruk op het vinden van een geschikte methode om de filterwerking van estuaria te bepalen, ook bij wijzigende omstandigheden. Tevens zijn voor de Westerschelde en de Nederlandse Waddenzee enkele testberekeningen uitgevoerd. Het onderhavige rapport beschrijft de activiteiten en resultaten van de eerste fase. Voor de tweede fase staat verdere uitwerking van de methoden gepland en toepassing voor Nederlandse estuaria.

De zes in de eerste fase beschouwde methoden om filterwerking in de Waddenzee en de Westerschelde te berekenen leiden tot zeer verschillende resultaten. Dit wordt voornamelijk verklaard door de verschillende definities van filterwerking en daarmee samenhangend verschillende definities van aanvoer (alleen rivier of rivier + zee) en afvoer (bruto of netto afvoer naar zee). Waterkwaliteitsprocessen in estuaria leiden tot de volgende effecten:

- vermindering van de afvoer van nutriënten vanuit rivieren naar zee;
- verwijdering van nutriënten uit de zeewater dat met het getij in en uit het estuarium stroomt;
- vertraging van het transport van nutriënten ten opzichte van het water door tijdelijke vastlegging in de bodem, waardoor retentie in de kustzone en estuaria optreedt.

De zes toegepaste berekeningsmethoden verschillen in de manier waarop bovenstaande effecten worden meegenomen. Op basis van de resultaten zijn enkele aanbevelingen gedaan voor verbeterde methoden.

REFERENTIES: n.v.t.

REV.	AUTEUR	DATUM	OPMERKINGEN	REVIEW	GOEDKEURING
0	A.N. Blauw	01-06-21	concept	Hans Los	
				Jeroen Wijsman	T. Schilperoort
TREFWOORDEN			INHOUD		STATUS
Noordzee, GEM, BLOOM, kuststrook estuarium, Waddenzee, ecologisch, nutriënten, filterwerking, Westerschelde, Oosterschelde, denitrificatie			TEKST:	30	☐ VOORLOPIG
			TABELLEN:	9	☐ CONCEPT
			FIGUREN:	17	☒ DEFINITIEF
			APPENDICES	5	
PROJECTNUMMER: Z2836.00					

Inhoud

1	Inleiding	1-1
1.1	Achtergrond	1-1
1.2	Doelstelling van het onderzoek.....	1-1
1.3	Verantwoording.....	1-2
1.4	Leeswijzer	1-2
2	Definitie.....	2-1
2.1	Definitie van filterwerking.....	2-1
3	Theoretische achtergronden.....	3-1
3.1.1	Denitrificatie.....	3-1
3.1.2	Permanente vastlegging in de bodem	3-3
3.1.3	Filterfeeders	3-3
4	Methoden om filterwerking te berekenen	4-1
4.1	Empirische methoden.....	4-1
4.1.1	Vergelijking metingen met transportmodel - verdunningslijnmethode.....	4-1
4.2	Deterministische methoden.....	4-2
4.2.1	Verdwijflux gedeeld door nutriëntenaanvoer - verdwijfluxmethode	4-2
4.2.2	Vergelijking estuarium met en zonder processen- inactivatiemethode	4-3
4.2.3	Bronanalyse met impulsmethode.....	4-3
4.3	Bestaande deterministische modellen.....	4-5
4.3.1	BOS-LIFE instrumentarium voor de Westerschelde	4-5
4.3.2	MOSES voor Westerschelde.....	4-5
4.3.3	GEM-Kuststrookmodel.....	4-6
5	Resultaten van modelberekeningen.....	5-1
5.1	Verdunningslijnmethode	5-1
5.2	Verdwijfluxmethode.....	5-1
5.2.1	Verdwijflux benaderd met procesfluxen.....	5-1

5.2.2	Verdwijflux benaderd m.b.v. netto afvoer.....	5-4
5.3	Inactivatiemethode.....	5-5
5.4	Impulsmethode.....	5-8
5.5	Vergelijking van methoden	5-13
6	Discussie.....	6-1
7	Conclusies en aanbevelingen.....	7-1
	Literatuur	Lit.-1

Bijlagen

A	Verdwijprocessen in het GEM-Kuststrookmodel	A-1
B	Aanpassingen aan het GEM-Kuststrookmodel	B-1
C	Resultaten verdwijflux-methode met het niet-aangepaste GEM-Kuststrookmodel	C-1
D	Memo adsorptie van fosfaat	D-1
E	Logboek	E-1
F	Filterfeederbiomassas	F-1

I Inleiding

I.1 Achtergrond

In rivieren, meren en estuaria treedt door biologische en chemische processen retentie op van onder meer nutriënten. Aangenomen wordt dat een substantieel deel van de nutriënten die in het stroomgebied van rivieren in het water terecht komen de Noordzee niet bereikt. Verschillen in de efficiëntie van verwijdering tussen stikstof en fosfaat zijn mede oorzaak van het feit dat zoete systemen van nature fosfaat gelimiteerd zijn terwijl marine systemen juist stikstofgelimiteerd zijn.

Er wordt momenteel veel onderzoek verricht naar de filterwerking van estuaria. De aanleiding voor dit onderzoek is tweeledig:

- Voor het beheer van estuariene systemen is het van belang te weten hoe ingrepen in het estuarium doorwerken op nabijgelegen kustwateren.
- Voor een inschatting van het effect van lozingsreducties van nutriënten naar rivieren op de eutrofiëring van de Noordzee is het van belang om de rol van filterwerking hierin te kunnen quantificeren.

Wanneer er inzicht bestaat in het functioneren van estuaria als filter voor nutriënten en de invloed van ingrepen op dit functioneren kunnen estuaria mogelijk zó worden ingericht dat de nutriëntenbelasting naar de Noordzee geminimaliseerd wordt. Voor de Nederlandse situatie kan hierbij bijvoorbeeld gedacht worden aan de verdeling van Rijn- en Maaswater over de verschillende deltatakken, het gewijzigd sluisbeheer bij het Haringvliet, mogelijke verzouting van het Lauwersmeer en het beleid om de lozing van nutriënten te reduceren. In een recente modelstudie (NIOO, 1999) werd geconcludeerd dat de filterwerking van de Westerschelde is afgenomen door de sanering van ongezuiverde lozingen op de Schelde.

Schattingen naar de filterwerking van estuaria lopen sterk uiteen, afhankelijk van het type estuarium en de wijze waarop de filterwerking gedefinieerd en bepaald wordt.

I.2 Doelstelling van het onderzoek

De doelstelling van het onderzoek is:

Het ontwikkelen van een geschikte methode om de filterwerking in estuaria te bepalen en te voorspellen en deze methode toe te passen op de Nederlandse estuaria.

Het onderzoek is opgesplitst in twee fasen van ieder één jaar. Voor de eerste fase ligt de nadruk op het vinden van een geschikte methode om de filterwerking van estuaria te bepalen, ook bij wijzigende omstandigheden. Tevens worden voor de Westerschelde en de Nederlandse Waddenzee enkele testberekeningen uitgevoerd. Voor de tweede fase staat verdere uitwerking van de methode gepland en toepassing voor Nederlandse estuaria.

1.3 Verantwoording

Dit project werd uitgevoerd door Hans Los (projectleider), Anouk Blauw en Pascal Boderie. Ten behoeve van de aansluiting bij aanverwant onderzoek en beleid van Rijkswaterstaat is verschillende keren overleg gepleegd over het project met Paul Boers (RIZA), Theo Prins (RIKZ) en Gert-Jan Zwolsman (RIZA). Het project is gefinancierd met doelfinanciering.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk twee wordt eerst een beschouwing gegeven over de verschillende mogelijke definities van filterwerking en de redenen om filterwerking te willen berekenen. Hoofdstuk 3 geeft een nadere beschrijving van de processen die verantwoordelijk zijn voor de filterwerking van estuaria. Vervolgens wordt in hoofdstuk 4 ingegaan op de verschillende mogelijke methoden om filterwerking te bepalen. Als voorbeeld worden van de genoemde methoden resultaten gepresenteerd voor de filterwerking van de Waddenzee (Nederlands deel) en de Westerschelde. In hoofdstuk 6 volgt een discussie over de verschillende methoden, hun resultaten en de bruikbaarheid voor het beantwoorden van actuele vragen m.b.t. filterwerking. De conclusies en aanbevelingen van deze eerste fase van het onderzoek worden tenslotte gepresenteerd in hoofdstuk 7.

2 Definitie

2.1 Definitie van filterwerking

Het begrip 'filterwerking' refereert aan het fenomeen dat water dat door een estuarium stroomt minder nutriënten (en andere stoffen) bevat bij uitstroming dan bij instroming, alsof het water onderweg gefilterd is. Volgens deze definitie van filterwerking is de filterwerking van een estuarium eenvoudig te bepalen als:

$$\text{Filterwerking} = (\text{aanvoer} - \text{afvoer}) / \text{aanvoer}$$

De stroming van water door estuaria komt echter op een aantal punten niet helemaal overeen met de bovenbeschreven voorstelling van een filter:

- De doorstroming van een estuarium is niet 1-dimensionaal, zoals een koffiefilter, met instroming aan de ene kant en uitstroming aan de andere kant. De in- en uitstroming van de zee met het getij is vaak vele malen groter dan de instroming vanuit de rivieren. Daarnaast zijn er ook vaak zijdelingse lozingen van nutriëntenrijk water. Ieder van deze instromingsbronnen heeft zijn eigen verblijftijd in het estuarium, waardoor de totale filterwerking per bron zal verschillen.
- Ook de samenstelling van het instromende water (per bron) is van belang voor de filterwerking van het estuarium op dat water. De filterwerking op instromend water van één bron is echter niet onafhankelijk van de samenstelling van de overige bronnen.
- De filterwerking van een estuarium varieert in tijd en ruimte. Het is niet alleen van belang hoe lang water van een bepaalde bron in het estuarium verblijft, maar ook waar en wanneer. De belangrijkste verwijderingsprocessen voor nutriënten in estuaria zijn: denitrificatie, vastlegging in de bodem en consumptie door vis en schelpdieren die weggevisst worden. Deze processen zijn niet constant over het jaar en ook niet homogeen verdeeld over het estuarium. Over het algemeen speelt de interactie met de bodem een belangrijke rol in de filterwerking en is de filterwerking in de geulen daardoor geringer dan op de getijdeplaten.

Wanneer de bovengenoemde definitie van filterwerking strict gehanteerd wordt dan wordt de filterwerking op de totale aanvoer van nutriënten bepaald, dus zowel vanuit zee als vanaf het land. In de volksmond wordt met filterwerking meestal de filterwerking op de rivieraanvoer bedoeld. Er zijn dus meerdere definities mogelijk. Welke definitie het meest geschikt is hangt af van het doel waarvoor men geïnteresseerd is in de filterwerking van het estuarium.

Mogelijke doelen om de filterwerking van een estuarium te onderzoeken zijn:

- Inschatting van het effect van lozingsscenario's op de eutrofiëring van kustwateren, (gecorrigeerd voor de invloed van filterwerking hierop);
- Inschatting van de gevolgen van verschillende beheersscenario's op de eutrofiëring van de kustwateren;

- Wetenschappelijke doeleinden: Wat is de rol van estuaria in de nutriëntenhuishouding van rivieren, zeeën en oceanen en wat is het belang van de verschillende verwijderingsprocessen hierin.

Lozingsscenarios

Wanneer het doel van het filterwerkingsonderzoek is om een lozingsscenario te vertalen naar de belasting van het kustwater is het nuttig de filterwerking van het betreffende estuarium te specificeren naar de bron van het instromende water. Een voorbeeld van een dergelijke studie is de modelstudie met het model MOSES voor de Westerschelde (NIOO, 1999), waarin geconcludeerd werd dat door sanering van de ongezuiverde lozingen op de Schelde de denitrificatie (en dus de filterwerking) zodanig was afgenomen dat de netto uitvoer naar zee, vanuit de Schelde was toegenomen.

Filterwerking is in dit soort studies niet het einddoel, maar slechts een schakel om de uitvoer naar zee te bepalen. Voor dergelijke studies is wel behoefte aan een model dat de filterwerking van het estuarium simuleert, maar bepaling van de filterwerking op zich is niet erg van belang. Ter illustratie van de rol van de filterwerking in de analyse zou uit het model wel een percentage filterwerking kunnen worden berekend. Het meest voor de hand liggend zou het in dit geval zijn om de filterwerking te definiëren als het percentage van de aangevoerde nutriënten vanuit de betreffende bron dat niet in zee terecht komt, op jaarbasis. Hoe dit percentage met een model bepaald kan worden wordt in hoofdstuk 3 besproken.

Beheersscenarios voor estuaria

De filterwerking van een estuarium wordt bepaald door verschillende processen zoals denitrificatie, bezinking, bodemchemie en consumptie door schelpdieren. Verschillende beheersmaatregelen kunnen deze processen beïnvloeden en daarmee de filterwerking van het estuarium. Voor een evaluatie van het effect van ingrepen is niet alleen de filterwerking voor rivieren en zijdelingse lozingen van belang maar zeker ook de filterwerking op zeewater. De belangrijkste reden waarvoor filterwerking belangrijk is, is de daarmee samenhangende afname van nutriëntenconcentraties in de kustzone. De beste maat voor de filterwerking lijkt dan ook te zijn de afname van nutriëntenconcentraties in het water voor de kust als gevolg van de filterwerking van het estuarium. Een geschikte definitie van filterwerking zou daarvoor bijvoorbeeld zijn: Het relatieve verschil tussen de nutriëntenconcentraties in het uitstromende water in de situatie met processen en de situatie zonder processen in het estuarium. Een dergelijke vergelijking kan alleen met een modelexperiment worden gemaakt.

Wetenschappelijke doelen

De bovenbeschreven definities van filterwerking kunnen alleen met modellen worden bepaald. Om een goed model te maken van hoe filterwerking in estuaria werkt, dient er eerst begrip te zijn van de rol van estuaria in de nutriëntenhuishouding van rivieren, zeeën en oceanen en het belang van de verschillende verwijderingsprocessen hierin. Daarvoor zijn alle definities van filterwerking van belang.

3 Theoretische achtergronden

Verschillende processen in estuaria zijn verantwoordelijk voor het optreden van filterwerking op passerend water:

- denitrificatie
- permanente vastlegging in het sediment
- consumptie door organismen die het estuarium vervolgens verlaten (door migratie, bevissing of consumptie door vogels)

In het onderstaande worden de verschillende processen nader toegelicht.

3.1.1 Denitrificatie

Denitrificatie vindt plaats onder zuurstofarme omstandigheden (meestal in het sediment). Bij het ontbreken van zuurstof als electronenacceptor voor biologische afbraak wordt nitraat (NO_3) gebruikt, waarbij het resterende stikstof als N_2 gas vervliegt naar de atmosfeer. Het benodigd nitraat kan door diffusie in de anaerobe sedimentlaag terechtkomen, maar bij hoge denitrificatieflexen wordt de nitraataanvoer dan al snel beperkend. Uit experimenten en metingen is naar voren gekomen dat hogere denitrificatieflexen voorkomen als de anaerobe laag waarin denitrificatie voorkomt grenst aan een aerobe laag waarin nitrificatie plaatsvindt. Voor het ontstaan van een dergelijk milieu is een redelijk doorlatende sedimentlaag (bijvoorbeeld zandig) waarin organisch materiaal wordt afgebroken een goede randvoorwaarde.

Van Raaphorst et al. (1992) vonden in mesocosm experimenten denitrificatieflexen van circa $0.5 \text{ mmol/m}^2\text{.dag}$ in zandig substraat en circa $0.2 \text{ mmol/m}^2\text{.dag}$ in slibrijk substraat in mesocosm experimenten. De sedimenten in de mesocosms waren afkomstig van twee stations in de zuidelijke Noordzee (zie Figuur 1). De auteurs vonden dat 85% van het nitraat benodigd voor denitrificatie afkomstig was van nitrificatie in het sediment. Dit verklaart de hogere denitrificatieflex in het zandige substraat waar voldoende zuurstof aanwezig is voor nitrificatie van het ammonium dat vrijkomt bij mineralisatie van organisch materiaal in het sediment. Op jaarbasis kwam in het zandige substraat 50% van het geremineraliseerd stikstof vrij in de vorm van ammonium en in het slibrijke substraat 85%.

Naast de beschikbaarheid van nitraat en zuurstof speelt ook de saliniteit een rol in de grootte van de denitrificatieflex. Hoe de relatie tussen saliniteit en denitrificatie precies verloopt is nog niet duidelijk. Bij hogere saliniteit worden de denitrificerende bacteriën mogelijk door fysiologische stress gehinderd. Rysgaard et al., (1999) hebben experimenten uitgevoerd met sediment uit het Deense Randers Fjord estuarium, naar NH_4 -adsorptie, nitrificatie en denitrificatie. Zij vonden een hogere adsorptiecapaciteit van het sediment bij lage saliniteit (tot 10 ppt) dan bij hogere saliniteit. Ook de nitrificatie en denitrificatie verliepen sneller bij saliniteten beneden 10 ppt. Uit de experimenten kwam naar voren dat dit niet veroorzaakt werd door de beschikbaarheid van ammonium voor nitrificatie (bij een hogere adsorptiecapaciteit diffundeert het ammonium minder snel uit het sediment), maar door fysiologische remming van de nitrificerende bacteriën in zout water.

Onder zoute omstandigheden (> 15 ppt) werden denitrificatiefluxen gevonden van $48 \text{ mmol/m}^2\text{.dag}$ en onder zoete/ brakke omstandigheden ($3 - 13$ ppt) $120 \text{ mmol/m}^2\text{.dag}$. Verassend genoeg werden bij sedimentmonsters afkomstig uit zoet water (0 ppt) veel lagere denitrificatiefluxen gevonden (circa $12\text{-}24 \text{ mmol/m}^2\text{.dag}$) bij alle saliniteiten. De auteurs schenken hier echter geen aandacht aan. De metingen zijn uitgevoerd in het laboratorium bij een waterdiepte van 18 cm en een nitraatconcentratie in de waterkolom van $50 \mu\text{M}$.

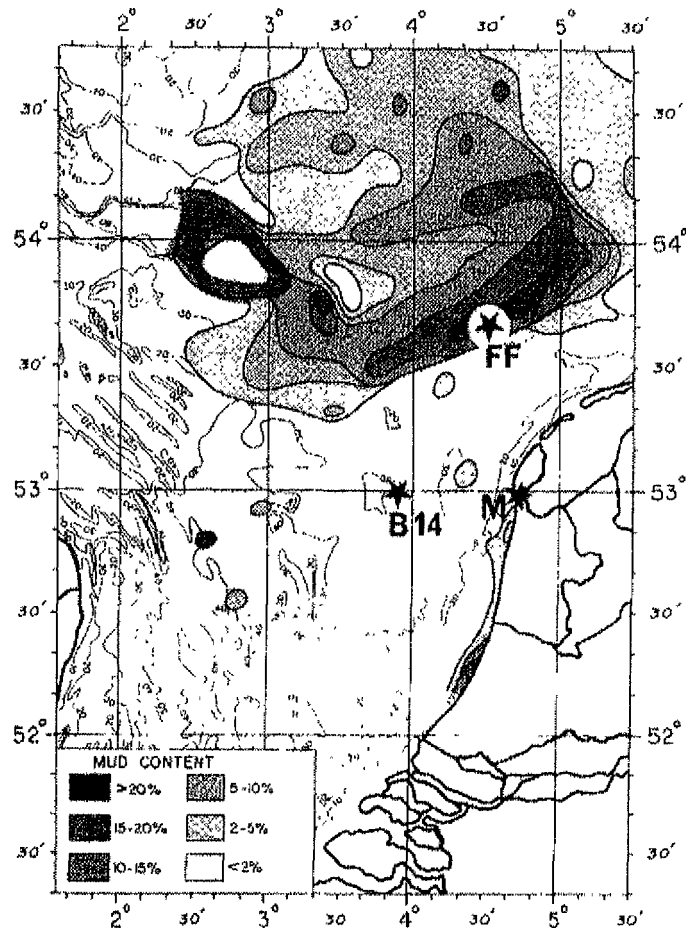


Fig. 1. Study area in the southern North Sea with sampling stations. FF is station at the Frisian Front, B14 is station at the Broad Fourteens. M (Marsdiep) is the location where water used for the mesocosm experiments was collected. Isolines indicate mud content (amount of particles $< 50 \mu\text{m}$) of the upper 10 cm of the sediments (after CREUTZBERG *et al.*, 1984)

Figuur 1: Ligging van de twee monitoringstations waar sediment voor mesocosm-experimenten is verzameld (van Raaphorst *et al.*, 1992). FF is de slibrijke lokatie en B14 de zandige lokatie.

Tuominen *et al.* vonden in sediment uit de Golf van Finland denitrificatiefluxen van $200 - 300 \mu\text{mol/m}^2\text{.dag}$.

3.1.2 Permanente vastlegging in de bodem

Door bezinking en filtratie komen veel nutriënten in het sediment terecht. Door remineralisatie en desorptie komt een groot deel van de nutriënten weer terug in het water. In geval van netto sedimentatie en wanneer organisch materiaal door bioturbatie naar diepere bodemlagen wordt getransporteerd kan een deel van de vastgelegde nutriënten permanent in de bodem worden vastgelegd. Ook chemische reacties in het sediment zoals complexatie kunnen nutriënten zodanig vastleggen dat ze lange tijd niet meer biologisch beschikbaar zijn.

3.1.3 Filterfeeders

Mosselen, kokkels, zooplankton en andere filterfeeders filteren algen en detritus uit het water. Een deel van de op deze wijze opgenomen nutriënten wordt omgezet in biomassa. Uiteindelijk komen de nutriënten bij sterfte van de organismen voor een groot deel weer in het water terecht. Van de mosselen en kokkels worden grote aantallen weggevist, waardoor er nutriënten uit het estuarium verdwijnen. Ook voor de organismen die niet worden weggevist is er een grote kans dat de nutriënten niet in het estuarium zelf weer vrij zullen komen, door bijv. predatie of begraving. Voor de nutriënten die hoger in de voedselketen terecht komen, in bijvoorbeeld vogels en vissen is het een kwestie van definitie of dit als een netto verdwijning wordt gezien of dat ze op die wijze toch een bijdrage leveren aan de eutrofiëring van de Noordzee.

4 Methoden om filterwerking te berekenen

Methoden om filterwerking te berekenen kunnen gebruik maken van metingen en/ of modellen. Principeel zijn er twee berekeningswijzen mogelijk:

- empirisch: door bewerking van meetgegevens terugrekenen hoeveel nutriënten er verdwenen zijn als gevolg van filterwerking;
- deterministisch: berekening van de totale filterwerking vanuit meer gedetailleerde proceskennis.

De empirische methoden zijn alleen geschikt om de filterwerking te bepalen onder bestaande omstandigheden. Doordat de onderliggende processen niet onderscheiden kunnen worden, kunnen er op grond van deze methoden geen conclusies worden getrokken over de filterwerking bij andere lozings- of inrichtingsscenarios. Hiervoor zijn deterministische modellen noodzakelijk. Er zijn in de loop der jaren verschillende deterministische modellen ontwikkeld die bruikbaar zijn voor de Nederlandse estuaria. In het onderstaande zullen eerst enkele voorbeelden van empirische methoden worden besproken. Vervolgens worden enkele bestaande deterministische modellen voor de Nederlandse estuaria kort besproken. Uiteindelijk worden enkele methoden besproken om de filterwerking van estuaria te berekenen, volgens verschillende definities.

4.1 Empirische methoden

4.1.1 Vergelijking metingen met transportmodel - verdunningslijnmethode

Bij deze methode wordt er een vergelijking gemaakt van gemeten nutriëntenconcentraties met concentraties in een conservatief transportmodel. Het verschil is een maat voor de verdwenen nutriënten, ofwel de filterwerking.

Hydes et al. (1999) concluderen uit een studie naar de massabalans in de zuidelijke Noordzee dat gemiddeld circa $0.7 \text{ mmol N/m}^2.\text{dag}$ ($8.4 \text{ mg N/m}^2.\text{dag}$) verdwijnt, door denitrificatie en begraving. Zij komen tot deze conclusie door de gemeten nitraatconcentraties op een groot aantal monitoringstations aan het einde van de winter te vergelijken met de nitraatconcentratie die op grond van de gemeten saliniteit (verkapt transportmodel) en de gemiddelde nitraatconcentratie in rivieren zou worden verwacht. Op de massabalans van stikstof wordt op deze wijze een tekort van 580 kiloton N berekend, voor het NSP-gebied (zie Figuur 2). De concentratie aan nitraat is in de winter in de Zuidelijke Noordzee lager dan de concentraties in de rivieren en de oceaan, wat ook duidt op netto verwijdering van stikstof in de zuidelijke Noordzee.

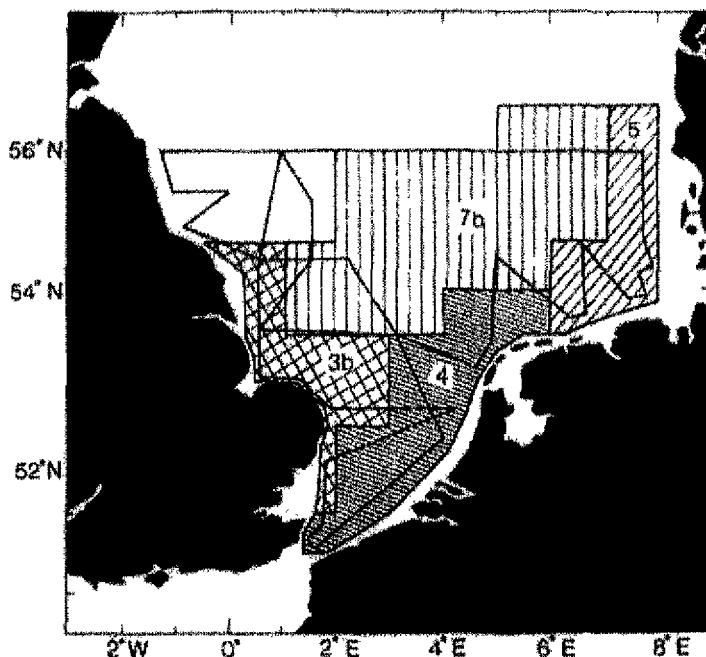


Fig. 1. NERC-NSP cruise track and subdivision into North Sea Task Force boxes. Between August 1988 and October 1989 waters were sampled at approximately 120 sites each month, on a grid designed to examine the important hydrographic features. Areas and volumes of the boxes are 3b, 910.7 km², 32544 km³; 4, 1196.1 km², 44208 km³; 5, 781.6 km², 36576 km³; 7b, 3085.8 km², 77616 km³.

Figuur 2: Het NSP monitoringgebied waarvoor Hydes et al. (1999) het tekort op de stikstof balans hebben berekend (Hydes et al., 1999).

Eenzelfde type benadering is mogelijk met behulp van het GEM-Kuststrookmodel (zie ook paragraaf 4.3.3), waarbij de waterkwaliteitsprocessen worden geïnactiveerd. De lozingen van nutriënten en het transport ervan worden hiermee redelijk nauwkeurig gemodelleerd. Vergelijking van gemeten nutriëntenconcentraties met de concentraties wanneer er geen filterwerkingsprocessen waren opgetreden (benaderd met transportmodel) geeft een indruk van de verdwijning van nutriënten in het estuarium.

4.2 Deterministische methoden

4.2.1 Verdwijflux gedeeld door nutriëntenaanvoer - verdwijfluxmethode

De meest algemene methode om filterwerking te berekenen is door de verdwijflux te delen door de nutriëntenaanvoer. Met modellen kunnen denitrificatiefluxen, begravingsfluxen en graasfluxen per estuarium worden berekend. Door deze verdwijfluxen te delen op de nutriëntenaanvoer kan een benadering van de filterwerking worden verkregen. Door te delen op de totale aanvoer vanaf zee plus rivieren is dit een goede benadering als het model goed is. Vaak zal men echter meer geïnteresseerd zijn in de filterwerking voor één specifieke bron. Delen van de totale verdwijflux op de aanvoer vanuit één bron geeft echter een overschatting van de filterwerking. Als bovengrens voor de filterwerking is de op deze wijze verkregen waarde wel bruikbaar.

4.2.2 Vergelijking estuarium met en zonder processen- inactivatiemethode

Filterwerking resulteert in een afname van nutriëntenconcentraties in het uitstromende water. Met een model kunnen de processen die de filterwerking bepalen worden uitgeschakeld. Door de nutriëntenconcentraties in het uitstromende water met en zonder filterwerking te vergelijken kan het percentage filterwerking worden berekend. De op deze wijze berekende filterwerking kan niet gespecificeerd worden per bron, maar geeft wel een indruk van het mogelijke effect van maatregelen die de filterwerking van een estuarium beïnvloeden op de nutriëntenconcentraties in de kustzone.

4.2.3 Bronanalyse met impulsmethode

Met bronanalyse wordt beoogt om het aandeel van de verschillende aanvoerbronnen (b.v. rivier en zee) in de verdwijflux van het estuarium te bepalen. Het resultaat van de analyse is dat per bron een verwijderingspercentage (filterwerking) berekend wordt. Een bronanalyse brengt in feite de gearceerde pijlen in Figuur 3 in beeld. Het opsplitsen van een verdwijproces, of een procesflux in z'n algemeenheid, naar aanvoerbron wordt niet standaard berekend in waterkwaliteitsmodellen. In het geval de gearceerde pijlen in Figuur 3 gekwantificeerd zijn kan voor de twee aanvoerbronnen de bronnen filterwerking berekend worden: 50% (5/10) voor de rivier 33% (2/6) voor de zee. Het gewogen gemiddelde van deze twee percentages is 45% ($2/7 \cdot 33\% + 5/7 \cdot 50\%$). Het toepassen van het gemiddelde filterpercentage van het estuarium op de rivier leidt in dit voorbeeld dus tot een onderschatting van de filterwerking van 5%.

Bij de impulsmethode wordt het waterkwaliteitsmodel op een indirecte manier gebruikt om te achterhalen wat het aandeel van de verschillende bronnen in de verdwijflux is, b.v. het fluviatiele aandeel van de denitrificatie flux. Het is in waterkwaliteitsmodellen meestal niet mogelijk om de gearceerde pijlen uit Figuur 1b binnen een modelberekening te berekenen. Voor de berekening van de bronanalyse met een model dient, naast een basisberekening¹, per bron een berekening (impulsberekening) gemaakt te worden waarin de bijdrage van die bron met een bepaald percentage verhoogd of verlaagd wordt ten opzichte van de basisberekening. De respons van de verwijderingsflux is een maat voor de filterwerking van het estuarium voor de specifieke bron (b.v. de rivier). In formule vorm:

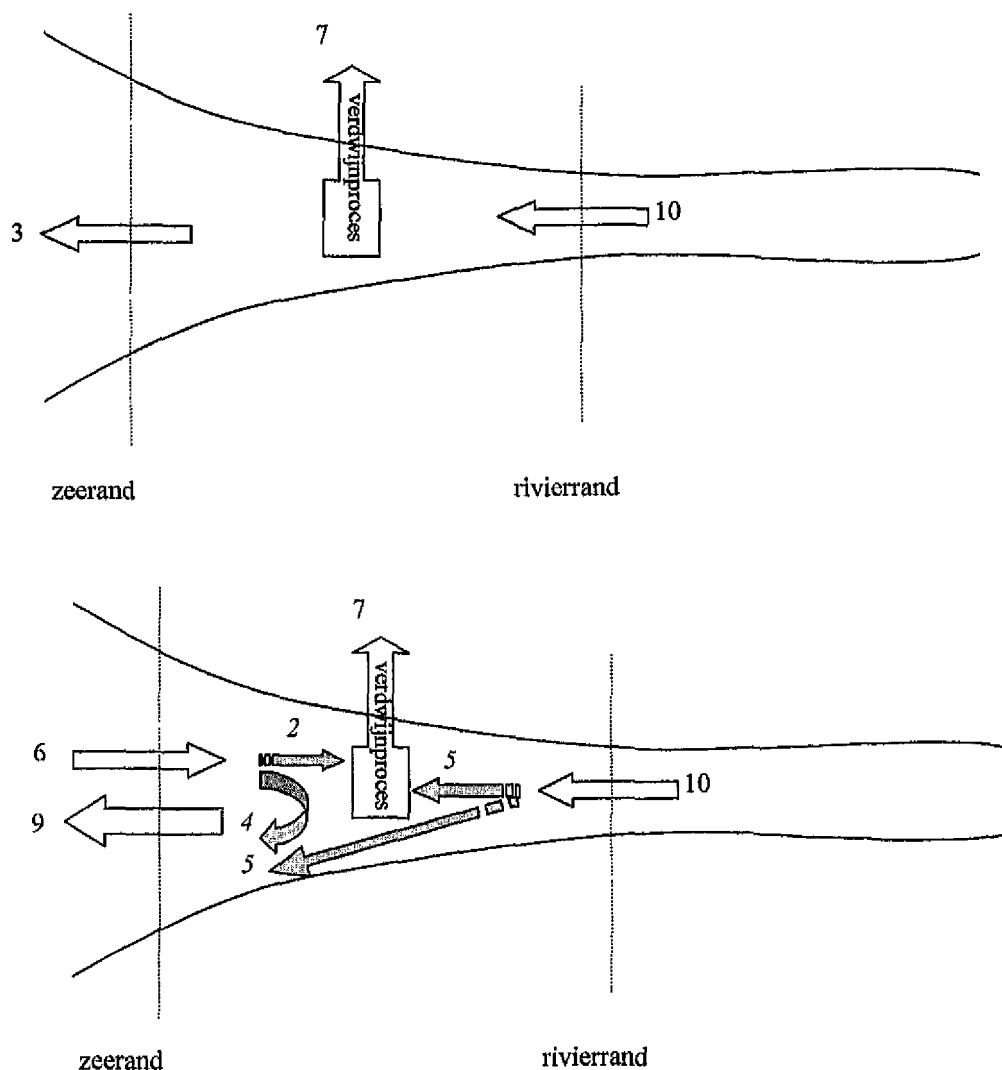
filterwerking_{estuarium voor de rivier} = $\Delta \text{verw.flux}_{\text{estuarium}} / \Delta \text{aanvoer}_{\text{rivier}}$
waarin

$$\begin{aligned} \Delta \text{aanvoer}_{\text{rivier}} &= \text{aanvoer}_{\text{rivier in basisberekening}} - \text{aanvoer}_{\text{rivier in impulsberekening}} & \text{M.T}^{-1} \\ \Delta \text{verw.flux}_{\text{estuarium}} &= \text{verw.flux}_{\text{estuarium in basisberekening}} - \text{verw.flux}_{\text{estuarium in impulsberekening}} & \text{M.T}^{-1} \end{aligned}$$

Het gaat bij deze methode nadrukkelijk niet om een 'realistische' scenarioberekening van b.v. een veranderende rivierafvoer. De respons van het model hoeft dan ook niet lineair te zijn, zolang de aangebrachte verandering in de aanvoer ($\Delta \text{aanvoer}_{\text{rivier}}$) maar klein genoeg is. Voor de zekerheid kunnen twee berekeningen gemaakt worden waarbij bijvoorbeeld het effect van zowel een positieve als een negatieve verandering berekend wordt. De grootte

¹ Een basisberekening is een modelberekening voor het estuarium die representatief is voor de periode waarvoor men geïnteresseerd is in de filterwerking. Het kan b.v. een calibratie berekening of een langjarig gemiddelde som zijn.

van de aan te brengen verandering in de aanvoer, de impuls) moet zo klein mogelijk zijn maar wel zo groot dat de respons (Δ verwijderingsflux_{estuaria}) voldoende groot is. In het voorbeeld van Figuur 1b zou de rivier aanvoer b.v. verhoogd kunnen worden van 10 naar 10.1. Naar verwachting wordt dan de verwijderingsflux 7.05 en de uitvoer naar zee 9.05. De filterwerking van het estuaria voor de rivier wordt dan: $(9.05-9.0)/(10.1-10.0) * 100\% = 50\%$.



Figuur 3 Theoretisch getallenvoorbeeld van stofstromen in een estuaria ter illustratie van de definitie van filtercapaciteit (boven). De gearceerde pijlen (onder) zijn gewoonlijk geen (directe) uitvoer van mathematische modellen.

4.3 Bestaande deterministische modellen

4.3.1 BOS-LIFE instrumentarium voor de Westerschelde

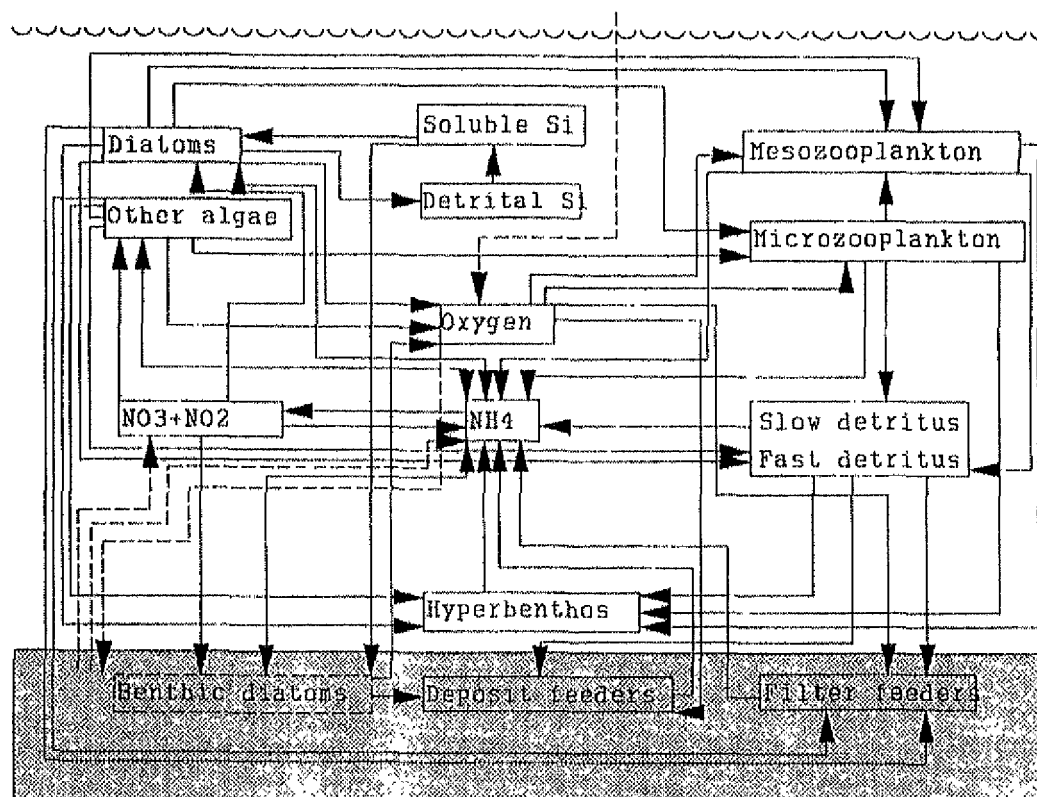
Het BOS-LIFE instrumentarium is ontwikkeld bij WL| Delft Hydraulics in 1995. Het vormt een integratie van eerdere modellen en omvat de volgende onderdelen:

- Een transportmodel op basis van de zgn. SAWES-schematisatie
- Transport van particulaire stoffen op basis van het slibtransport. Het slibtransport wordt als externe forcing aan het model opgelegd, zoals dit berekend is door van Maldegem (1991) en Vereeke (1994).
- Het chemisch evenwichtsmodel CHARON voor de berekening van pH en de speciatie, adsorptie en desorptie van zware metalen en fosfor.
- De berekening van de zuurstof en stikstofhuishouding, mede onder invloed van algengroei.
- De algengroei wordt berekend met de module DYNAMO. Er wordt onderscheid gemaakt tussen diatomeeën en niet-diatomeeën en de groei is afhankelijk van de beschikbaarheid van nutriënten (volgens Monod-curves) en van licht.
- Transport en afbraak van organische microverontreinigingen.
- Berekening van stofbalansen over deelgebieden.

4.3.2 MOSES voor Westerschelde

MOSES is ontwikkeld bij NIOO in Yerseke. De onderliggende waterbeweging en schematisatie zijn gelijk aan het bovenbeschreven BOS-LIFE instrumentarium. MOSES staat voor Model of the Scheldt Estuary. Figuur 4 toont een schematische weergave van de toestandsgrootheden en de processen in het MOSES- model in de eerste opzet in 1993. Nadien zijn er verbeteringen aangebracht in verschillende onderdelen van processen.

Een belangrijk verschil van MOSES ten opzichte van de overige in dit rapport beschreven modelsystemen is de schematisatie van de bodem. Er worden 3 typen sediment onderscheiden: het intergetijdengebied, subtidaal sediment en geulen. In de geulen worden geen processen verondersteld. In het subtidaal vinden alleen mineralisatieprocessen plaats. Alleen in het intergetijdengebied worden naast mineralisatieprocessen ook benthische organismen meegenomen.



Figuur 4: Schematische weergave van de toestandsgrootheden en processen in MOSES (Soetaert en Herman, 1993)

4.3.3 GEM-Kuststrookmodel

Het GEM-Kuststrookmodel is een combinatie van de het RIKZ-Kuststrookmodel voor hydrodynamica met de GEM set van formuleringen om processen te kwantificeren voor waterkwaliteit en ecologie. GEM staat voor Generiek Ecologisch Model voor estuaria. Dit model is ontwikkeld op initiatief van Rijkswaterstaat door WL | Delft Hydraulics en heeft als doel de bij Nederlandse onderzoeksinstituten aanwezige kennis over mariene waterkwaliteit en ecologie te verenigen in één model. Op basis van dit model kan RIKZ beleid ontwikkelen dat gebaseerd is op alle in Nederland beschikbare relevante kennis. De eerste ontwikkelingen voor GEM vonden plaats in 1997 (WL, 1997). Nadat er overeenstemming was bereikt over de te kiezen formuleringen zijn er enkele pilottoepassingen gemaakt voor: de Westerschelde, de Waddenzee, het Veerse Meer en de gehele Nederlandse kustzone (WL, 1998, 1999a en 1999b).

In het GEM-Kuststrookmodel worden de volgende *grootheden* gemodelleerd

- algen (2 mogelijke methoden, tot 4 soortengroepen);
- detritus (in 3 fracties met verschillende afbraaksnelheden en aparte stoffen voor N, P en Si);
- nutriënten (nitraat, ammonium, fosfaat (opgelost en geadsorbeerd) en silicium);
- bodemalgen (diatomeeën en niet-diatomeeën);
- bodemdetritus (één fractie en aparte stoffen voor N, P en Si)
- zuurstof

Verder worden zwevend stof en grazers in het model meegenomen door middel van zogenaamde forcing functions: een ruimtelijk en in de tijd variërend concentratieveld wordt in de invoer opgegeven.

De voor filterwerking relevante processen worden op de volgende wijze gemodelleerd:

- denitrificatie in het water: wanneer de zuurstofconcentratie in het water beneden de 3 mg/l (circa 10 μ M) komt vindt er lineaire afbraak van nitraat plaats met een snelheidsconstante van 0.1 per dag;
- denitrificatie in het sediment: constante lineaire afbraak van nitraat, waarbij de afname van de nitraatconcentratie in de waterkolom bepaald wordt door de denitrificatieflux in de bodem (g/m²) te delen door de diepte. De snelheidsconstante voor denitrificatie stond in de laatste pilottoepassing op 0, maar is voor de berekening van de filterwerking in het kader van dit project verhoogd naar 0.2 m/dag.
- permanente vastlegging in het sediment: de processen die de permanente vastlegging in de bodem bepalen (bioturbatie en bodemaangroei) worden niet expliciet in het model meegenomen. De permanente vastlegging wordt benaderd met één somparameter die de netto begraving berekent als een verdwynproces lineair aan de concentratie *bodemdetritus*;
- filterfeeders: Op basis van metingen is voor benthische filterfeeders en zoöplankton een over het jaar variërend concentratieveld berekend (zie WL, 1999b). Voor de geldende concentratie aan filterfeeders wordt per segment een graasflux op algen en detritus berekend. In het bestaande GEM-Kuststrookmodel was bij gebrek aan gegevens de biomassa aan filterfeeders in de Westerschelde op nul gezet. In het kader van dit project is een filterfeederconcentratie van 2.5 g/m² berekend (zie bijlage B voor nadere toelichting).

Voor een uitgebreidere beschrijving van de bovenbeschreven processen wordt verwezen naar bijlage A. Ten opzichte van het bestaande GEM-Kuststrookmodel zijn in het kader van dit project de volgende aanpassingen aan het model gemaakt:

- denitrificatie in de bodem (van 0 naar 0.2 m/dag);
- grazers in de Westerschelde (van 0 naar 2.5 g/m²);
- nieuwe parameterkeuze voor fosfaatadsorptie (volgens memo in bijlage C);
- verhoogde sedimentatiesnelheid voor geadsorbeerd fosfaat (van 0.5 naar 1 m/dag);
- desorptie van geadsorbeerd fosfaat in de bodem in de zomer om het verloop van de fosfaatconcentratie over het seizoen in de Waddenzee beter te reproduceren (zie voor nadere toelichting bijlage B);
- langer ingespeelde hydrodynamica met verminderde sluitfout in de Waddenzee (zie bijlage B)

5 Resultaten van modelberekeningen

5.1 Verdunningslijnmethode

Met behulp van het GEM-Kuststrookmodel is een simulatie gemaakt waarbij alle waterkwaliteitsprocessen zijn uitgeschakeld. Alleen transport en menging van de geloosde nutriënten treden op. Het verschil tussen de aldus berekende concentratievelden met gemeten totaal-N en totaal-P geven een indicatie voor de filterwerking. Voor de kustzone zijn helaas alleen metingen voor totaal-P beschikbaar. In figuur 6 worden de berekende concentraties met conservatief transport vergeleken met gemeten concentraties van totaal fosfor op verschillende monitoringstations. Walcheren 2 km uit de kust ligt dicht bij de uitstroming van de Westerschelde en Terschelling 4 km ligt een zeegat waar uitwisseling met de Waddenzee optreedt. De gemeten concentraties totaal P zijn ruwweg gelijk of lager aan de berekende concentraties bij conservatief transport. De spreiding in de gemeten totaal P concentraties over de jaren is groter dan de berekende concentratieverschillen tussen berekeningen met en zonder filterwerking. De verdunningslijnmethode kan alleen werken als de gemeten concentraties duidelijk lager zijn dan de berekende concentraties bij conservatief transport. Er zijn 2 mogelijke verklaringen voor de lage berekende concentraties:

- de lozingen van totaal P zijn te laag in het model
- de gemeten concentraties zijn hoger dan door conservatief transport verklaard kan worden, door continue opwerveling en sedimentatie van geadsorbeerd fosfaat uit de bodem met het getij.

5.2 Verdwijfluxmethode

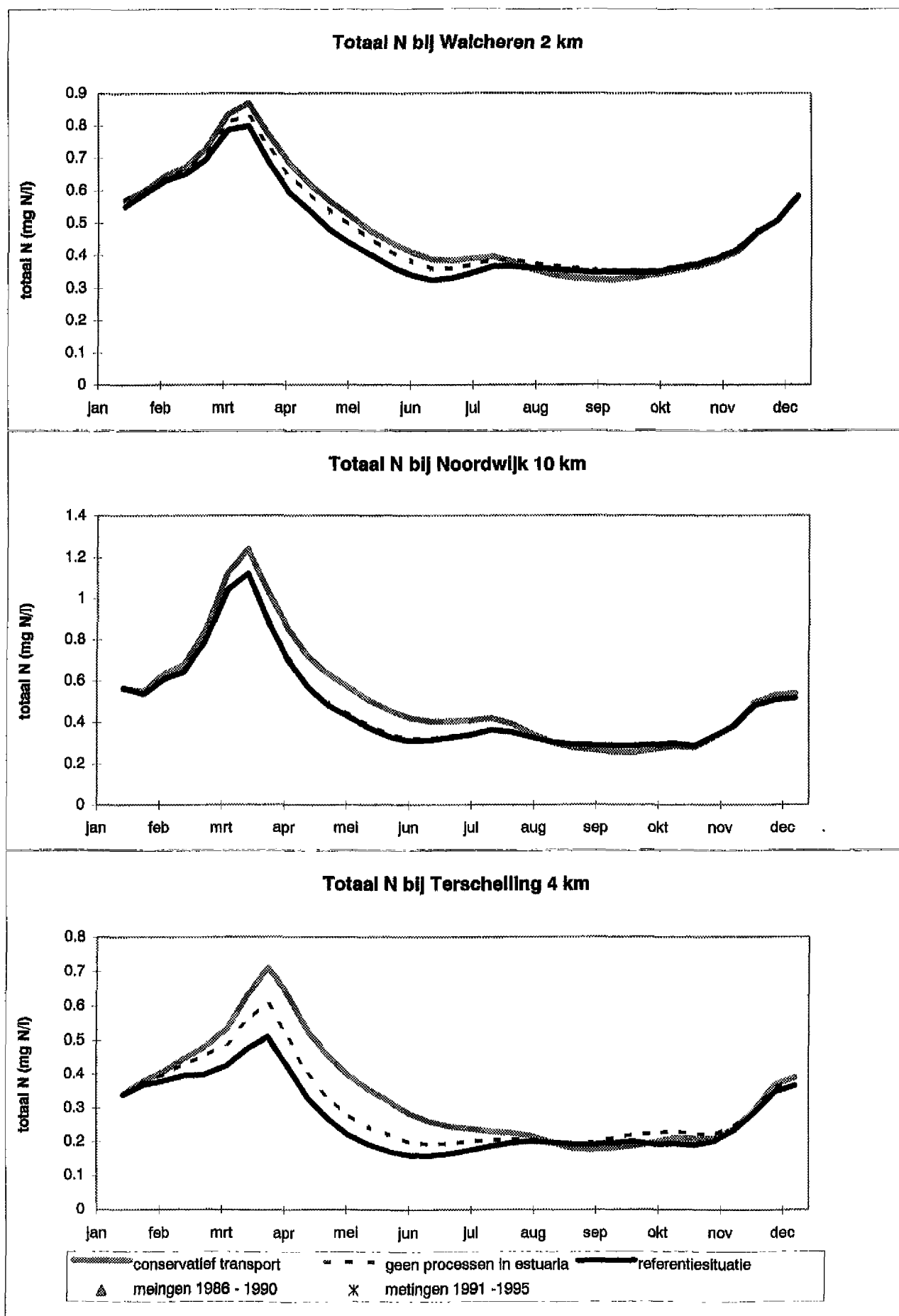
5.2.1 Verdwijflux benaderd met procesfluxen

De volgende verdwijfluxen van stikstof en fosfor worden in het GEM-Kuststrookmodel gesimuleerd:

- denitrificatie
- begraving
- *graas door filterfeeders.*

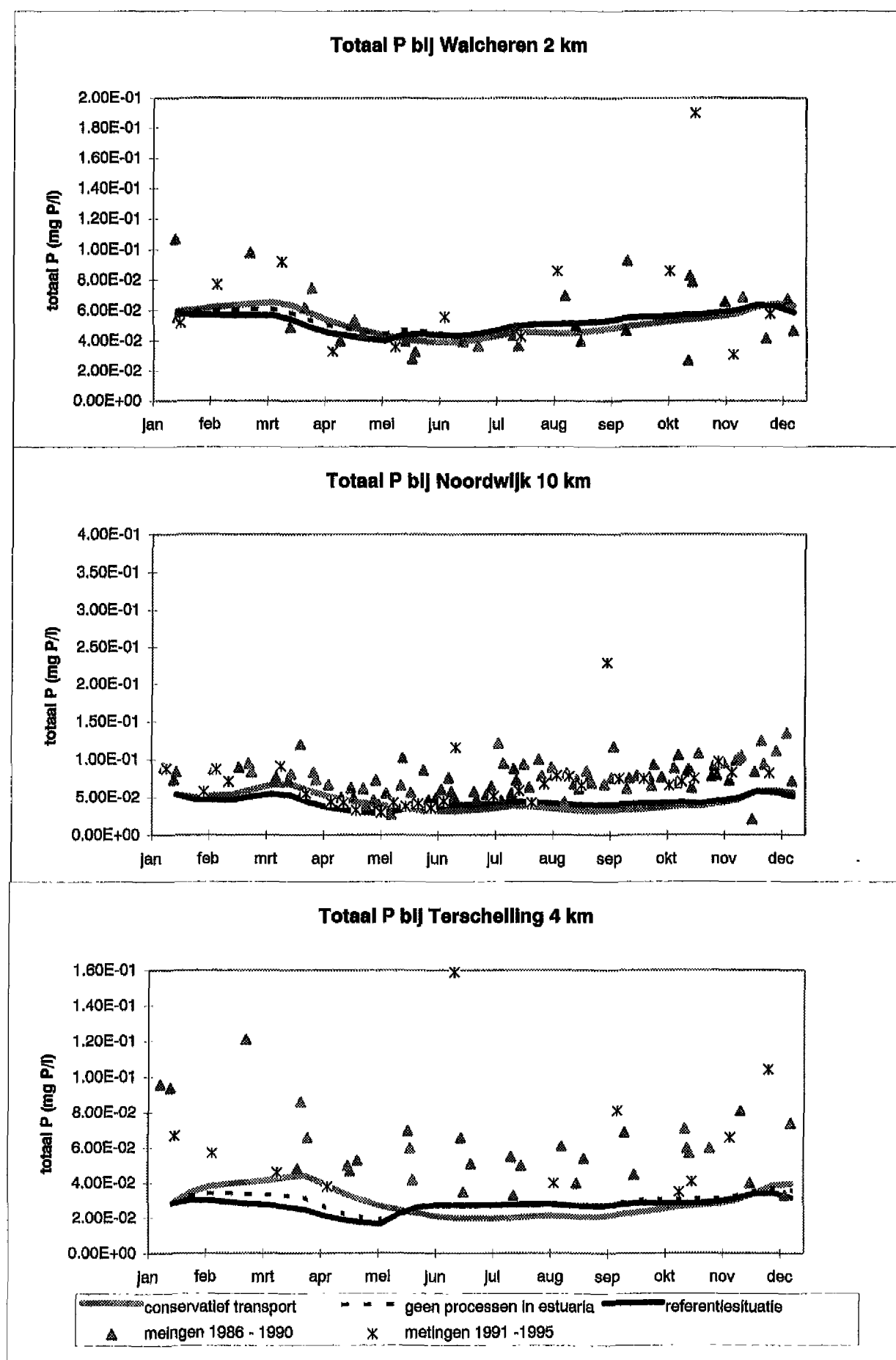
De door het model berekende fluxen in de Waddenzee en de Westerschelde zijn vergeleken met de door het model berekende aan- en afvoer naar deze estuaria door rivieraanvoer en uitwisseling met de zee door het getij. De met het originele GEM-Kuststrookmodel berekende filterwerkingpercentages staan in appendix C.

Figuur 5



Figuur 5: Tijdreeksen van concentraties totaal-N nabij de uitstroming van de Westerschelde, de Nieuwe Waterweg en de Waddenzee.

Figuur 6



Figuur 6: Tijdreeksen en metingen van concentraties totaal-P nabij de uitstroming van de Westerschelde, de Nieuwe Waterweg en de Waddenzee.

Bij nadere analyse van de resultaten bleek dat een zinvolle berekening van de filterwerking verstoord werd door verschillende onvolkomendheden in de modeltoepassing. De belangrijkste was dat de berekening niet massabehoudend was, waardoor er meer uitvoer vanuit de estuaria werd berekend dan invoer en het ontbreken van denitrificatie vanuit het sediment. Voor betere resultaten is de modelopzet op de volgende punten aangepast:

- gebruik van een nieuwe beter ingespeelde hydrodynamica op een fijner grid;
- activatie van het proces 'denitrificatie in de bodem';
- aanpassing van de procescoëfficiënten voor de adsorptie van fosfaat aan zwevend stof;
- activatie en kalibratie van het proces desorptie van fosfaat vanuit het sediment;
- kalibratie van valsnelheden van geadsorbeerd fosfaat
- verhoging van de beschikbaarheid van silicium in de bodem voor bodemdiatomeeën;
- introductie van benthische filterfeeders in de Westerschelde

Voor nadere toelichting van deze aanpassingen en een discussie over de wijze van modellering van filterwerkingsprocessen met het GEM-Kuststrookmodel wordt verwezen naar bijlage B en paragraaf 4.3.3. Tabel 1 toont de berekende fluxen en filterwerkingspercentages met het verbeterde model.

Tabel 1: Berekende fluxen en filterwerkingspercentages met de 'verdwinfluxmethode'.

Stikstof	Waddenzee oost	Waddenzee west	Westerschelde
zeegaten in (*10 ⁹)	534	615	496
zeegaten uit (*10 ⁹)	-542	-638	-502
lozingen (*10 ⁹)		52	14
denitrificatie (*10 ⁹)	-8.8	-9.5	-3.8
burial (*10 ⁹)	-7	-12	-3
graas (*10 ⁹)	-6	-18	-0.4
percentages t.o.v. totale aanvoer			
denitrificatie	1.7	1.4	0.7
begraving	1.4	1.8	0.5
graas	(1.2)	(2.7)	(0.1)
totale filterwerking	3.1	3.2	1.2
percentages t.o.v. lozingen			
denitrificatie		18.1	27.7
begraving		22.7	18.8
graas		(34.1)	(3.3)
totale filterwerking		40.8	46.5

Fosfaat	Waddenzee oost	Waddenzee west	Westerschelde
zeegaten in (*10 ⁹)	46	48	52
zeegaten uit (*10 ⁹)	-45	-49	-52
lozingen (*10 ⁹)		2.4	1
burial (*10 ⁹)	-0.6	-0.8	-0.2
graas (*10 ⁹)	-1	-1.8	0.0
percentages t.o.v. totale aanvoer			
begraving	1.2	1.6	0.4
graas	(1.3)	(3.6)	(-0.1)
totale filterwerking	1.2	1.6	0.4
percentages t.o.v. lozingen			
begraving		34.5	18.9
graas		(75.8)	(-3.5)
totale filterwerking		34.5	18.9

Uit Tabel 1 blijkt dat de berekende filterwerkingspercentages veel lager zijn als voor de aanvoer de totale aanvoer (ook van zee) wordt meegenomen dan wanneer alleen de rivieraanvoer in beschouwing wordt genomen. Aangenomen mag worden dat een deel van de verdwynprocessen betrekking heeft op nutriënten vanuit zee en dat de bovengenoemde filterwerkingspercentages de boven- en ondergrens aangeven voor het percentage van de nutriënten van land dat in het estuarium verwijderd wordt.

In de modelsimulaties leidt de graas door filterfeeders in de Westerschelde tot een kleine verwijdering van stikstof en een kleine aanvoer van fosfaat. Aanvoer van nutriënten door filterfeeders naar het estuarium kan in werkelijkheid niet, doordat de filterfeeders al hun nutriënten uit het estuarium/ ecosysteem zelf halen. Verdwijning van nutriënten door graas kan alleen wanneer de filterfeeders uit het systeem verdwijnen door oogst, predatie of begraving. Kennelijk is de massabalans met de gebruikte forcing function benadering niet geheel sluitend en leidt het opleggen van een te hoge filterfeederbiomassa tot netto toelevering van nutriënten naar het systeem. De opgelegde filterfeederbiomassas zijn in alle estuaria hoger dan wat door het model zelf ondersteund kan worden (zie appendix F). Naar aanleiding van bovenstaande twijfels over de geschiktheid van de gebruikte forcing functie voor balansstudies zijn in Tabel 1 de totale filterwerkingspercentages berekend zonder de graasterm.

5.2.2 Verdwynflux benaderd m.b.v. netto afvoer

Een andere manier om de verdwynflux te definiëren is het berekenen van de netto uitvoer:

$$O_x = T_{xi} - T_{xo}$$

waarbij:

O_x = netto uitvoer van nutrient x uit het estuarium

T_{xi} = totale invoer van nutrient x vanuit zee, door getijdewerking

T_{xo} = totale uitvoer van nutrient x naar zee, door getijdewerking

De verdwijflux van nutriënt x uit het estuarium is dan het verschil tussen de aanvoer vanuit de rivier en de netto uitvoer aan de zeezijde:

$$D = L_x - O_x$$

De totale filterwerking kan dan berekend worden als:

$$f = D / L_x * 100\%$$

D = verdwijflux

f = filterwerking percentage

L_x = aanvoer van nutriënt x naar het estuarium vanuit de rivier en lozingen

Op deze manier worden de resultaten berekend zoals vermeld als is Tabel 2.

Tabel 2: Berekende filterwerkingspercentages met de verdwijfluxmethode, waarbij de verdwijflux benaderd is m.b.v. de netto afvoer.

Stikstof	filterwerking (%)
Waddenzee west	56
Westerschelde	55
Fosfaat	
Waddenzee west	72
Westerschelde	90

Ook bij deze berekening moet de kanttekening worden geplaatst dat deze benadering ervan uitgaat dat alle aanvoer van nutriënten plaatsvindt vanuit de rivier. De bovengenoemde getallen geven dus een bovengrens aan voor de filterwerking. Een deel van de verdwijflux van nutriënten in het estuarium betreft immers filterwerking op aanvoer van nutriënten vanuit zee.

5.3 Inactivatiemethode

Aannemende dat het GEM-Kuststrookmodel een redelijke benadering geeft van de processen die een rol spelen voor filterwerking in de Nederlandse kustwateren kunnen we met het model inschatten hoe groot de filterwerking in de Nederlandse estuaria is. In het model kunnen we de relevante processen uitschakelen en zien wat het effect op de concentraties van stoffen is.

Als eerste modelexperiment is een vergelijking gemaakt tussen de modelresultaten in de normale situatie, met alle relevante waterkwaliteitsprocessen actief en hetzelfde model maar dan zonder waterkwaliteitsprocessen in de Westerschelde, Oosterschelde en de Waddenzee. In deze estuaria speelt dan alleen nog conservatief transport van nutriënten een rol. Het verschil tussen de concentraties totaal stikstof en totaal fosfor in beide berekeningen is een maat voor het effect van filterwerking in estuaria op de concentraties van nutriënten in de Nederlandse kustwateren. In Figuur 7 zijn de relatieve verschillen tussen jaargemiddelde modelresultaten voor totaal stikstof en totaal fosfaat, met en zonder filterwerking uitgezet.

De concentraties zijn weergegeven als concentraties in de waterfase (mg/l) en in zowel de water- als de bodemfase (g/m²).

Tabel 3 geeft een overzicht van de berekende filterwerkingspercentages door vergelijking van de transporten van nutriënten uit de onderscheiden estuaria in simulaties met en zonder filterwerking in de estuaria. Deze zijn berekend als:

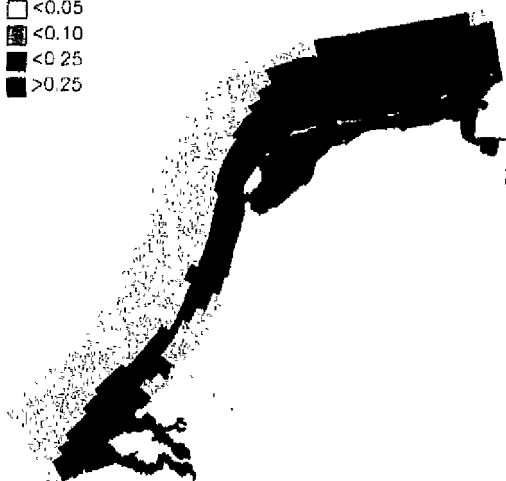
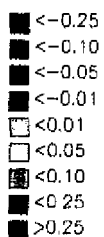
$$\frac{(Conc._{met_processen} - Conc._{zonder_processen})}{Conc._{zonder_processen}}$$

Negatieve transporten zijn transporten uit het estuarium. In de oostelijke Waddenzee treedt netto transport op van fosfor van zee naar het estuarium.

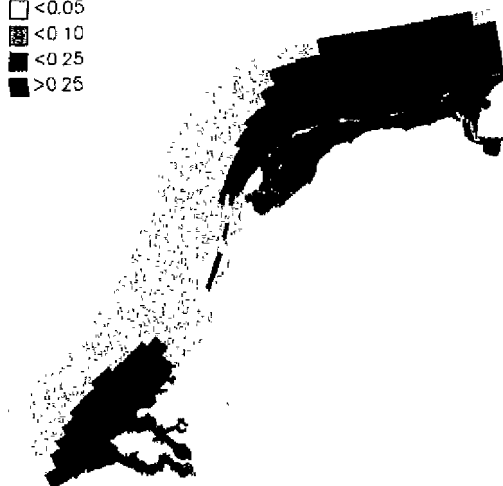
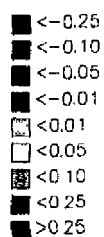
Tabel 3: Berekende filterwerkingspercentages op basis van verschillen in transporten uit estuaria tussen simulaties met filterwerking in estuaria en zonder filterwerking (zowel netto en bruto transport).

Stikstof	Waddenzee oost	Waddenzee west	Wester- schelde
bruto transport zonder filterwerking (10 ¹¹ gN)	-6.94	-7.60	-5.35
bruto transport met filterwerking (10 ¹¹ gN)	-5.42	-6.38	-5.02
% filterwerking bruto transport	22	16	6
netto transport zonder filterwerking (10 ⁹ gN)	-24.5	-52.0	-13.6
netto transport met filterwerking (10 ⁹ gN)	-8.4	-23.0	-6.2
% filterwerking netto transport	66	56	54
fosfor	Waddenzee oost	Waddenzee west	Wester- schel de
bruto transport zonder filterwerking (10 ¹¹ gP)	-0.59	-0.63	-0.59
bruto transport met filterwerking (10 ¹¹ gP)	-0.52	-0.55	-0.57
% filterwerking bruto transport	12	12	4
netto transport zonder filterwerking (10 ⁹ gP)	-0.26	-2.32	-1.03
netto transport met filterwerking (10 ⁹ gP)	0.26	-0.54	-0.59
% filterwerking netto transport	199	77	43

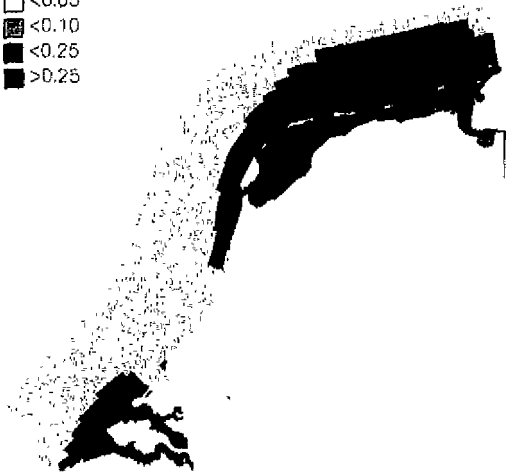
In Figuur 8 worden gelijksoortige resultaten getoond als in Figuur 7, maar dan wordt de normale situatie vergeleken met een modelsimulatie waarin de waterkwaliteitsprocessen zijn uitgeschakeld in het gehele model (dus ook de Noordzee), ofwel een simulatie met conservatief transport van nutriënten. In deze vergelijking blijkt dat door de waterkwaliteitsprocessen over het hele gebied nutriënten vastgehouden worden in het systeem, wanneer gekeken wordt naar de hoeveelheid nutriënten in water en bodem tegelijk. In de waterkolom zijn de concentraties over het gehele model lager met filterwerking dan met conservatief transport. Langs de randen van het model is dit effect minder sterk doordat de concentraties van het instromende water langs de rand in beide simulaties gelijk zijn.



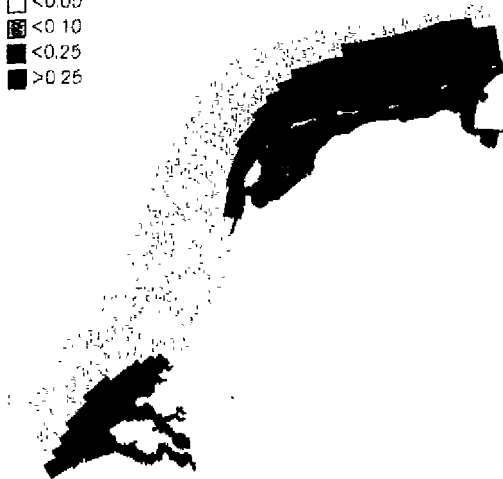
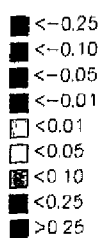
Totaal N in water



Totaal N in bodem en water



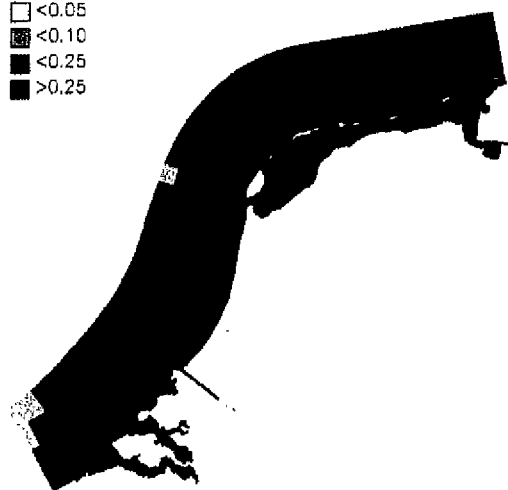
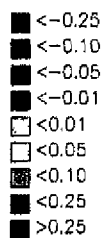
Totaal P in water



Totaal P in bodem en water

Relatieve verschillen tussen berekende totaal-N en totaal-P
concentraties, met en zonder filterwerking in de estuaria

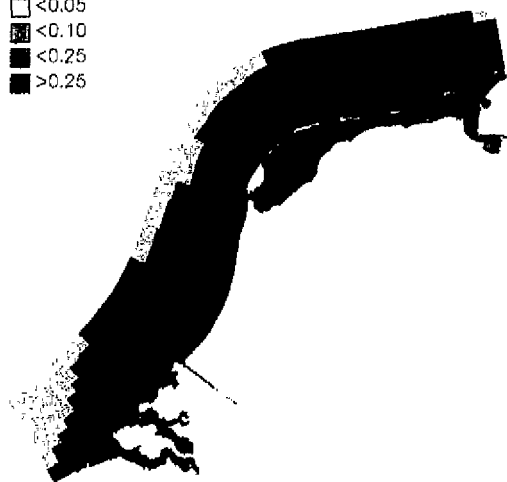
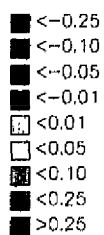
Figuur 7



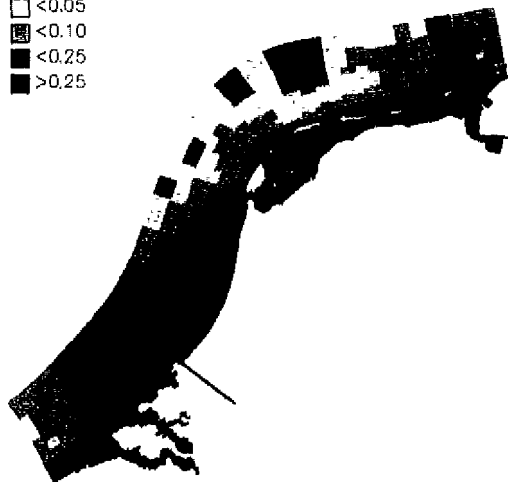
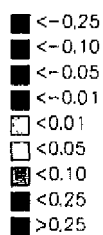
Totaal N water



Totaal N in bodem en water



Totaal P in water



Totaal P in bodem en water

Relatieve verschillen tussen berekende totaal-N en totaal-P,
 bij de normale simulatie en de simulatie met conservatief transport
 door het gehele model

Figuur 8

5.4 Impulsmethode

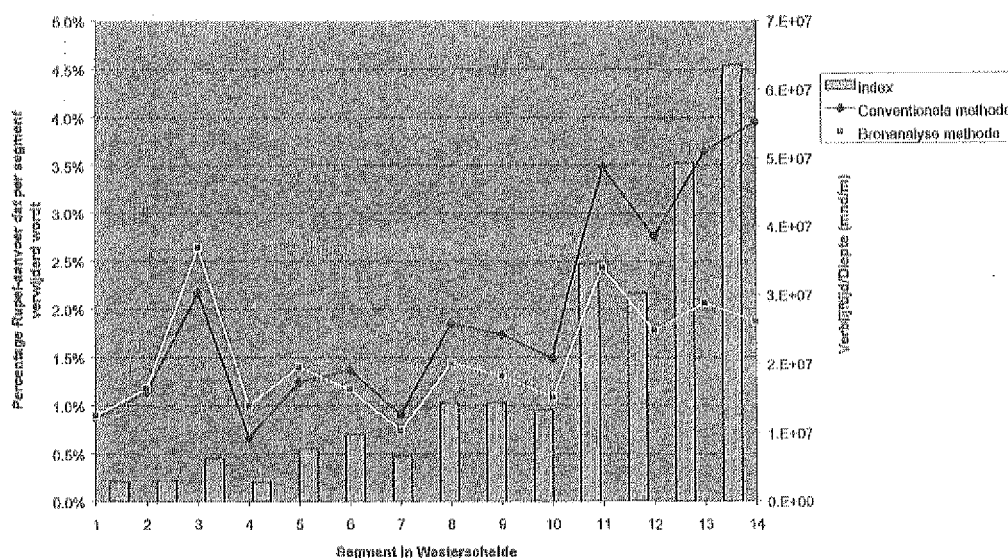
De filterwerking voor totaal stikstof van de Westerschelde is volgens twee methodes berekend en vergeleken: de verdwijnsfluxmethode en de impulsmethode. Voor de impulsmethode zijn twee simulaties uitgevoerd met het BOS-LIFE instrumentarium, waarin de lozingsvracht van de Rupel (bovenstroomse rand van het Westerschelde estuarium) ten opzichte van de basisberekening ('huidige situatie') is verhoogd (110%) en verlaagd (80%). Bij de berekeningen is denitrificatie (zowel in waterkolom als in het sediment) het enige mechanisme dat verantwoordelijk is voor verwijdering van stikstof (er is dus geen begraving van particulier stikstof). Een samenvatting van de resultaten staat in Tabel 4.

Tabel 4: Verwijdering (in % van de aanvoer) voor totaal stikstof in de Westerschelde. Bij de standaard methode is aangenomen dat aanvoer alleen vanuit de rivier plaatsvindt, bij de bronanalyse methode worden alle aanvoeren beschouwd.

Verdwijnfluxmethode	1986	1987	1988	1989	1990	1991	Gemiddeld
Estuarium	24	20	19	27	29	26	24
Belgisch deel	6	5	4	6	7	7	6
Nederlands deel	19	15	15	21	21	19	18
Impulsmethode							
Estuarium	20	18	18	23	24	22	20
Belgisch deel	7	6	5	8	9	8	7
Nederlands deel	13	13	12	16	15	14	14

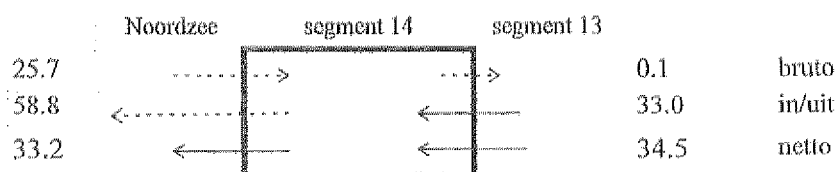
In Tabel 1 is te zien dat gemiddeld over de periode 1986-1991 de filterwerking in het estuarium volgens de impulsmethode circa 15% lager ligt dan volgens de verdwijnsfluxmethode (20% i.p.v. 24% stikstof verwijdering). Dit verschil is het grootst in het Nederlandse deel van het estuarium (14% verwijdering in plaats van de 18% volgens de standaard methode). De verwijdering in het Belgische deel is voor beide methodes nagenoeg gelijk, zo'n 6 a 7%. De oorzaak van het verschil tussen beide methodes is de aanvoer van stikstof uit de Noordzee die in de standaard methode niet verdisconteerd is. Het Belgische deel van het estuarium is daarom nauwelijks gevoelig voor de keuze van de methode. In Figuur 9 is goed te zien dat het verschil tussen beide methodes toeneemt in de richting van de zee en maximaal is in segment 14. De aanvoer van stikstof uit de Noordzee is in het model het gevolg van dispersief transport over een concentratiegradiënt ter plaatse. De dispersie is relatief hoog als gevolg van de getijdebeweging

Filterwerking Totaal Stikstof 1986-1991 gemiddeld



Figuur 9: Gemiddeld verwijderingspercentage (1986-1991) voor totaal stikstof in de 14 modelsegmenten van de Westerschelde bij twee berekeningsmethoden (lijnen) en een index (balken) die overeenkomt met verblijftijd / diepte.

Omdat het verschil tussen beide methodes voor het estuarium het grootst is in segment 14 volgt hier nog een korte beschouwing voor dat segment. De bronanalysemethode berekent een verwijderingspercentage in segment 14 dat 50% lager ligt (2% in plaats van 4% in de verdwijfluxmethode). Dit verschil komt ongeveer overeen met hetgeen uit de stofbalans voor segment 14 volgt (zie Figuur 10). De bruto-instroom van stikstof ($33.0 + 25.7$ kTN/jaar) is 2x zo groot als de netto instroom (34.5 kTN/jaar) en daarmee wordt de berekende filterwerking dus gehalveerd.

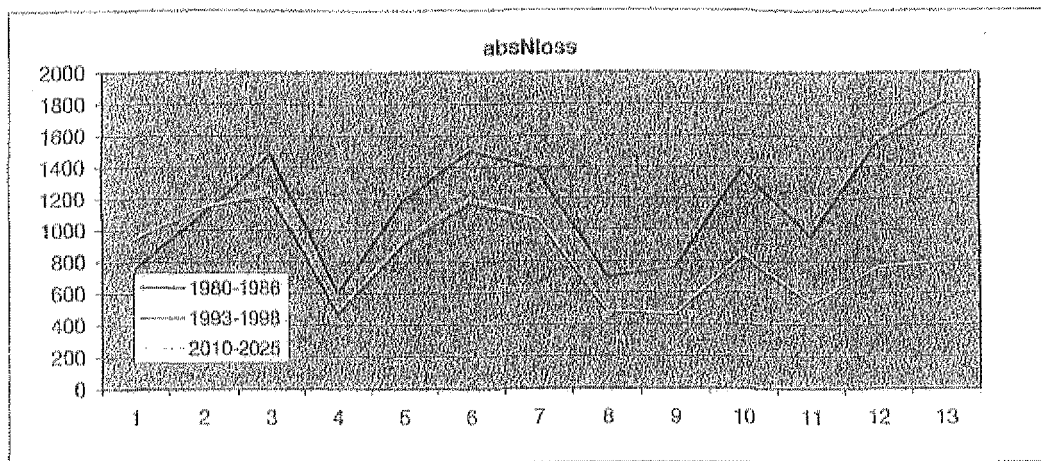


Figuur 10: Vrachten totaal stikstof (kTonN/jaar) voor segment 14 van het Westerschelde instrumentarium.

In Figuur 9 is te zien dat de filterwerking varieert langs de lengte van het estuarium. Er komen voor wat betreft stikstof vier verklarende variabelen voor dit verschil in aanmerking: verblijftijd, diepte, zuurstofconditie en temperatuur in de waterkolom.

De verschillen in filterwerking tussen de diverse compartimenten blijken goed te correleren met de verblijftijd/diepte (afgebeeld als index in figuur 2). De stikstofverwijdering neemt dus toe met toenemende verblijftijd en afnemende diepte. Omdat stikstofverwijdering in het gebruikte model voor een groot deel plaatsvindt door denitrificatie in de bodem is het

begrijpelijk dat oppervlakte (of diepte) een belangrijke rol speelt. Overigens kan verblijftijd/diepte ook geschreven worden als oppervlakte/debiet, waaruit volgt dat filterwerking optimaal is voor kleine debieten die over een groot oppervlak uitstromen. Het patroon in Figuur 9 komt mooi overeen met de resultaten van de filterwerkingstudie met MOSES (NIOO, 1999) in Figuur 11. De verwijderingssnelheid (in $\text{gN/m}^3/\text{d}$) neemt volgens die studie exponentieel af richting zee; omdat de volumina van de modelsegmenten in die richting toeneemt blijft de totale verwijdering desalniettemin min of meer constant.



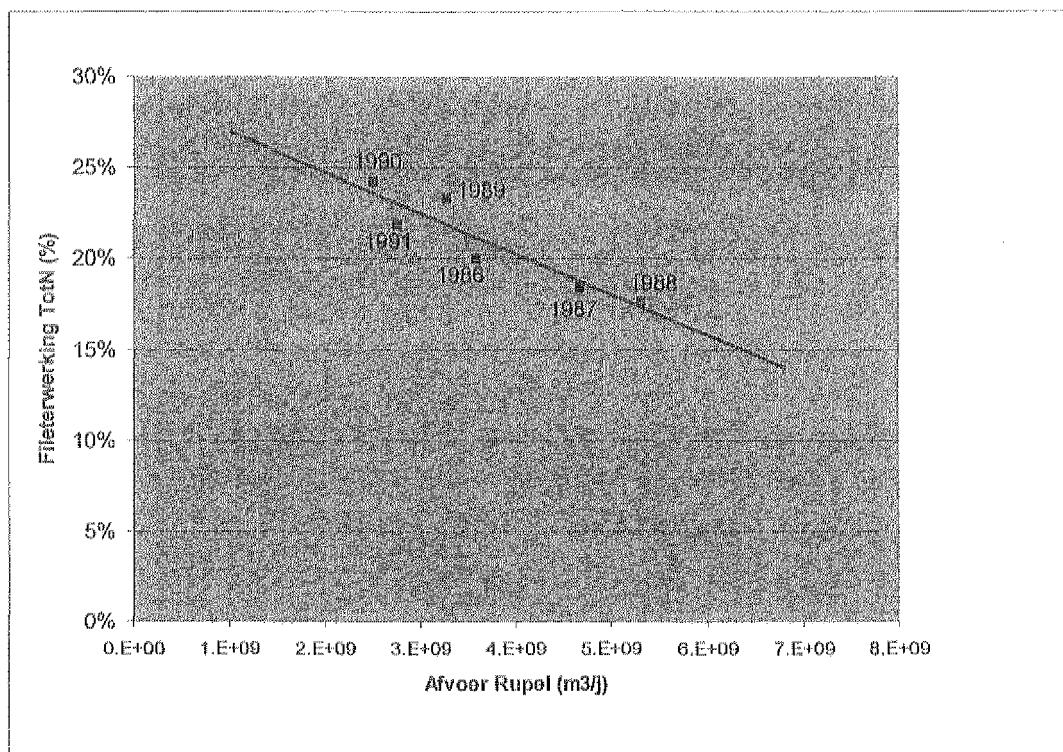
Figuur 11: Totale stikstofverwijdering (in kg N/dag)/compartiment) langs de estuarine gradiënt zoals berekend met MOSES (NIOO, 1999).

In Tabel 4 is te zien dat de filterwerking varieert over de verschillende jaren (1986-1991). Verschillen in filterwerking zouden in theorie door de volgende factoren kunnen worden verklaard:

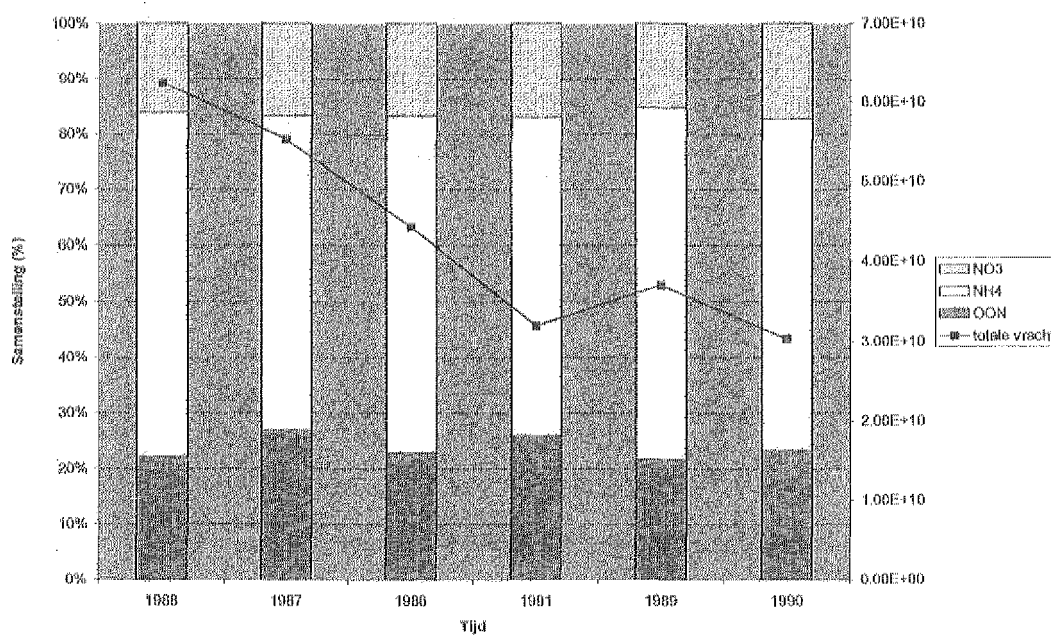
- verschillende verblijftijd
- verschillende meteorologische condities
- verschillende samenstelling van het stikstof in de rivieraanvoer
- verschillende aanvoer van totaal stikstof

Gegeven de niet-tijdsafhankelijke geometrie (inclusief diepte) die het model gebruikt voor het estuarium is de index verblijftijd/diepte in de tijd gezien alleen een functie van het afvoerdebiet van de rivier. In Figuur 9 is daarom het verband filterwerking en het debiet van de Rupel weergegeven. De negatieve lineaire relatie ($r^2=0.85$) tussen de afvoer en de filterwerking is het gevolg van het effect van de verblijftijd op de filterwerking. De verblijftijd neemt af met toenemend rivierdebiet. Het overig deel van de verschillen tussen jaren kan niet verklaard worden door de verschillen in meteorologie en watertemperatuur daar die in het model als constant zijn aangenomen voor de beschouwde jaren. Er is onderzocht of de variatie in de samenstelling van de stikstofvracht in de Rupel een verklaring kan zijn (hierbij wordt ervan uitgegaan dat nitraat effectiever verwijderd wordt dan bijvoorbeeld particulier stikstof, zie ook verder). Dit blijkt niet zo te zijn, uit Figuur 13 blijkt dat de samenstelling van het stikstof in het model over de jaren zeer constant is. De enige verklaring die rest is dat het systeem anders reageert als gevolg van de sterke variatie in totale belasting van stikstof. In Billen et. al (1985) worden lineaire relaties tussen

aanvoer uit de Rupel en afvoer naar de Noordzee van totaal stikstof getoond. Maar hieruit kon geen relatie tussen filterwerking en debiet worden afgeleid.



Figuur 12: De relatie tussen filterwerking en afvoer van de Rupel



Figuur 13: Samenstelling stikstof in de lozing Rupelmode over de jaren 1986-1991.

Samenstelling van de lozing(en)

Bij het evalueren van het effect van de locatie van een lozing (zie volgende paragraaf) bleek dat de zijdelingse stikstof lozingen uit de kanalen Gent-Terneuzen en kanaal door Zuid-Beveland efficiënter gefilterd worden dan de lozing uit de Rupel. Op theoretische gronden is het te verwachten dat naarmate de lozing meer gereduceerd stikstof bevat, de omzetting ervan tot stikstof gas langer zal duren. In het model loopt de afbraak immers van organisch stikstof (2 particuliere fracties) naar ammonium (mineralisatie), van ammonium naar nitraat (nitrificatie) en van nitraat naar N_2 (denitrificatie). Het is daarom te verwachten dat nitraat beter gefilterd zal worden dan ammonium en ammonium beter dan organisch stikstof. Het effect dat sedimentatie (en resuspensie) op de filterwerking van particulier materiaal hebben is op voorhand moeilijk in te schatten.

Het stikstof in de lozing van de Rupel bestaat voor 23% uit organisch stikstof, voor 59% uit ammonium, voor 16% uit nitraat en voor 2% uit stikstof in levende algen. De lozingen uit de beide kanalen bestaan voor 50% uit ammonium en voor 50% uit nitraat. Het is dus op grond van deze samenstelling te verwachten dat de lozingen uit de kanalen efficiënter gefilterd worden.

Zijdelingse lozingen

Met de impulsmethode is bekeken hoe zijdelingse belastingen in de Westerschelde gefilterd worden. De verwachting daarbij was dat de filterwerking afneemt naarmate de geloosde stoffen kortere tijd in het estuarium verblijven, dus naarmate de lozing zich dicht bij de zeerland bevindt. Lozingen via het kanaal door Zuid-Beveland (loost in segment 9) en het kanaal Gent-Terneuzen (loost in segment 13) is voor stikstof vergeleken met de lozing via de Rupel (loost in segment 1). De resultaten staan in Figuur 14 waarin de filterwerking naar drie compartimenten gedifferentieerd is: het Belgische deel van het estuarium (segmenten 1-5), het Nederlandse deel van het estuarium (segmenten 6-14) en de voordelta (segmenten 15-21).

De volgende bevindingen volgen uit Figuur 14:

- de filterwerking in het estuarium neemt gestaag af van 27% voor de Rupel naar 19% voor het kanaal door ZB en 10% voor het kanaal Gent-Terneuzen;
- tegelijkertijd met de afname van de filterwerking in het estuarium neemt de filterwerking in de voordelta toe van 13% via 15% naar 17%. Er vindt dus extra verwijdering in de voordelta plaats voor lozingen die dicht bij zee liggen;
- de toename van verwijdering van stikstof in de voordelta kan niet belemmeren dat de vracht naar de Noordzee toeneemt naarmate de lozingen dicht bij de zeerland liggen: de verwijdering in het totale model neemt af van 40% voor de lozingen uit de Rupel via 34% voor lozingen uit kanaal door Zuid-Beveland naar 27% voor het kanaal Gent-Terneuzen;
- er treedt ook verwijdering op bovenstrooms van de lozingen op. In het geval van het kanaal door Zuid-Beveland is dat 4% en voor het kanaal Gent-Terneuzen 5%.

Totaal estuarium	voordelta	NL-Estuarium	B-Estuarium
27	13	17	10
19	15	15	3
			1

Figuur 14: Filterwerking voor totaal stikstof uit drie verschillende lozingen in het BOS-LIFE instrumentarium: de Rupel (boven), het kanaal door Zuid-Beveland (midden) en het kanaal Gent-Terneuzen (onder). De pijl geeft de lokatie van de lozing, de getallen het percentage van de vracht dat verwijderd wordt per onderscheiden compartiment

5.5 Vergelijking van methoden

In het voorgaande zijn de volgende methoden uitgetoetst om de filterwerking te berekenen van het Westerschelde estuarium en de Waddenzee voor stikstof en fosfor:

- **verdunningslijnmethode:** conservatief transport versus metingen (par. 5.1)
- **procesfluxenmethode:** fluxen van verdwynprocessen versus aanvoer (zowel alleen rivieraanvoer als totale aanvoer inclusief aanvoer vanuit zee) (par. 5.2.1)
- **netto afvoermethode:** netto afvoer versus rivieraanvoer (par. 5.2.2)
- **inactivatiemethode:** vergelijking modelsimulaties met conservatief transport versus modelsimulaties met waterkwaliteitsprocessen (par. 5.3)
- **impulsmethode:** effect van kleine verandering van rivieraanvoer in modelsimulaties (par. 5.4).

In Tabel 5 en Tabel 6 wordt een overzicht gegeven van de berekende filterwerkingspercentages met verschillende methoden.

Tabel 5: Overzicht van berekende filterwerkingspercentage voor stikstof met verschillende methoden.

Methode	Waddenzee oost	Waddenzee west	Westerschelde
Verdunningslijn	-	-	-
procesfluxen (rivier)	n.v.t.	41%	46% ¹ / 24% ²
procesfluxen (rivier + zee)	3%	3%	1%
netto afvoer (rivier)	n.v.t.	56 %	55 %
inactivatie (bruto transport)	22%	16%	6%
impuls	-	-	20% ²

1: met het GEM-Kuststrookmodel (denitrificatie + begraving, waarbij denitrificatie alleen 28% filterwerking levert)

2: met het BOS-LIFE instrumentarium (alleen denitrificatie)

Tabel 6: Overzicht van berekende filterwerkingspercentage voor fosfor met verschillende methoden.

Methode	Waddenzee oost	Waddenzee west	Westerschelde
Verduunningslijn	-	-	-
procesfluxen (rivier)	n.v.t.	35 %	19%
procesfluxen (rivier + zee)	1%	2%	0%
netto afvoer (rivier)	n.v.t.	72 %	90 %
inactivatie (bruto transport)	12%	12%	4%
impuls	-	-	-

Uit het bovenstaande kan worden geconcludeerd dat de verschillende methoden om filterwerking te berekenen zeer verschillende resultaten opleveren. De oorzaak van de verschillen tussen de methoden ligt in de verschillende definities die eraan ten grondslag liggen. De gebruikte modellen verschillen niet wezenlijk. De verschillende filterwerkingspercentages die voor stikstof berekend worden in de Westerschelde met de procesfluxenmethode (rivier) met het BOS-LIFE instrument en het GEM-Kuststrookmodel worden voornamelijk veroorzaakt door het meenemen van begraving met het GEM-Kuststrookmodel.

6 Discussie

In het algemeen wordt filterwerking gedefinieerd als het verschil tussen aanvoer en afvoer, dat door processen in de estuaria optreedt. Zowel de aanvoer als de afvoer kunnen echter op verschillende wijzen gedefinieerd worden:

Aanvoer:

- alleen aanvoer van nutriënten vanuit de rivieren of in het algemeen vanaf land
- de totale aanvoer van nutriënten vanuit de rivier én vanuit zee

Afvoer:

- bruto afvoer naar zee
- netto afvoer naar zee

De filterwerking berekend als het totaal van fluxen van verdwynprocessen zou in theorie gelijk moeten zijn aan het verschil tussen aanvoer en afvoer. Het verschil tussen aanvoer en afvoer van nutriënten naar het estuarium wordt echter niet alleen bepaald door de filterwerkingsprocessen maar ook door accumulatie van nutriënten in de bodem.

De oorspronkelijke hypothese dat door filterwerking de afvoer van nutriënten naar zee vanuit de rivieren vermindert lijkt na de analyse tijdens dit project te beperkt. Een completere benadering van effecten van filterwerking is:

Waterkwaliteitsprocessen in estuaria leiden tot:

- vermindering van de afvoer van nutriënten vanuit rivieren naar zee;
- verwijdering van nutriënten uit de zeewater dat met het getij in en uit het estuarium stroomt;
- vertraging van het transport van nutriënten ten opzichte van het water door tijdelijke vastlegging in de bodem, waardoor retentie in de kustzone en estuaria optreedt.

De bovenstaande effecten treden ook op in de wateren buiten de estuaria maar zijn daar minder effectief door de grotere waterdiepte. Over het algemeen wordt met filterwerking alleen het eerste effect bedoeld: de vermindering van de afvoer van nutriënten vanuit rivieren naar zee. In dit geval moet de berekeningsmethode erop gericht zijn alleen de verwijdering van nutriënten vanuit de rivier in beschouwing te nemen. Van de in deze eerste fase van het project beschouwde methoden wordt meestal ook de filterwerking op zeewater en de accumulatie van nutriënten in de kustzone meegenomen. De impulsmethode lijkt nog het meest geschikt om de filterwerking op rivierwater te beschouwen. Meer inzicht kan worden verkregen door de nutriënten van zee en vanuit de rivier te labelen waardoor onderscheid kan worden gemaakt tussen de filterwerking op nutriënten vanuit zee en vanuit rivieren. Aangenomen mag worden dat de filterwerking op rivierwater hoger is dan die op zeewater, doordat zowel de verblijftijd in het estuarium als de concentraties hoger zijn.

Voor het inschatten van het belang van filterwerking is de inactivatiemethode zeer geschikt. Wellicht is het uiteindelijk meer van belang om te weten hoe filterwerkingsprocessen uitwerken op nutriëntenconcentraties, dan om het precieze filterwerkingspercentage gespecificeerd naar riviernutriënten te weten.

7 Conclusies en aanbevelingen

Uit de eerste fase van dit filterwerkingsproject kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

De zes beschouwde methoden om filterwerking in de Waddenzee en de Westerschelde te berekenen leiden tot zeer verschillende resultaten. Dit wordt voornamelijk verklaard door de verschillende definities van filterwerking en daarmee samenhangend verschillende definities van aanvoer (alleen rivier of rivier + zee) en afvoer (bruto of netto afvoer naar zee). Waterkwaliteitsprocessen in estuaria leiden tot de volgende effecten:

- vermindering van de afvoer van nutriënten vanuit rivieren naar zee;
- verwijdering van nutriënten uit de zeewater dat met het getij in en uit het estuarium stroomt;
- vertraging van het transport van nutriënten ten opzichte van het water door tijdelijke vastlegging in de bodem, waardoor retentie in de kustzone en estuaria optreedt.

Met de in deze fase beschouwde methoden kunnen de bovenstaande effecten niet goed uit elkaar worden gehouden. De filterwerking berekend als het totaal van fluxen van verdwynprocessen zou in theorie gelijk moeten zijn aan het verschil tussen aanvoer en afvoer. Het verschil tussen aanvoer en afvoer van nutriënten naar het estuarium wordt echter niet alleen bepaald door de filterwerkingsprocessen maar ook door accumulatie van nutriënten in de bodem.

Op grond van de resultaten van de eerste fase van het project worden voor de volgende fase de volgende aanbevelingen gedaan:

- ontwikkeling van een labelingmethode waarmee de filterwerkingseffecten op rivierwater kunnen worden gescheiden van filterwerking op zeewater;
- zoeken naar meer meetgegevens om de verdunningslijnmethode beter te kunnen uitvoeren; waarbij conservatief transport niet met het model maar met saliniteit wordt benaderd, om transportvariaties mee te nemen;
- uitvoeren van de impulsmethode met het GEM-Kuststrookmodel voor alle estuaria, zodat de resultaten van de verschillende methoden beter vergelijkbaar worden;
- aandacht besteden aan het effect van de inrichting van estuaria op de filterwerking, zowel in model als werkelijkheid;
- andersoortige toepassingen van de inactivatiemethode: niet alle waterkwaliteitsprocessen uitschakelen, maar alleen denitrificatie, burial en graas. Op deze manier worden de resultaten minder verstoord door het ophopen van nutriënten in het sediment, waardoor de nutriëntenconcentraties lijken toe te nemen in plaats van de verwachte afname door filterwerking;
- meer gedetailleerde hydrodynamische forcing, bijvoorbeeld een hele springtij - dood tijdcyclus in plaats van één gemiddeld getij.

Literatuur

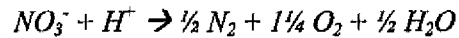
- Hydes, D. J., B.A. Kelly-Gerreyn, A.C. Le Gall, R. Proctor, 1999. The balance of supply of nutrients and demands of biological production and denitrification in a temperate latitude shelf sea - a treatment of the southern North Sea as an extended estuary. *Marine Chemistry* 68: 117 - 131.
- Van Maldgem, D.C., 1991. De slijbalans van het Schelde-estuarium, studierapport. Nota GWAO- 91.81, SAWES-Nota 91.08, Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Algemeen Onderzoek Fysica.
- NIOO/CEMO, 1999. Stikstofverwijdering in het schelde estuarium: Studie naar de N-filterwerking in het Schelde ecosysteem met gebruik van Moses (Model of the scheldt Estuary). Kerst Buis
- Ouboter, M.R.L. et al. 1998. Water quality modelling of the western Scheldt estuary. *Hydrobiologia* 366: 129-142, 1998.
- Raaphorst, W. van, H.T. Kloosterhuis, E.M. Berghuis, A.J.M. Gieles, J.F.P. Malschaert, G.J. van Noort, 1992. Nitrogen cycling in two types of sediments of the Southern North Sea (Frisian Front, Broad fourteens): field data and mesocosm results. *Netherlands Journal of Sea Research* 28 (4): 293 - 316.
- Rysgaard, S., P. Thastum, T. Dalsgaard, P.B. Christensen, N.P. Sloth, 1999. Effects of salinity on NH_4^+ adsorption capacity, nitrification and denitrification in danish estuarine sediments. *Estuaries Vol. 22*. No 1, p. 21-30, March 1999.
- Soetaert, K., Herman, P.M.J., 1993. MOSES, Model of the Scheldt Estuary, Ecosystem Model Development under Seneca. Ecolmod report EM-3/ JEEP-rapport, Netherlands Institute of Ecology/ Centre for Estuarine and Coastal Ecology.
- Tuominen, L., K. Mäkelä, K.K. Lehtonen, H. Haahti, S. Hietanen, J. Kuparinen, 1999. Nutrient fluxes, porewater profiles and denitrification in sediment influenced by algal sedimentation and bioturbation by *Monoporeia affinis*. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 49, p. 83 - 97.
- Vereeke, S.J.P., 1994. Geactualiseerde slijbalans Schelde-estuarium. Nota AX 94.065, Rijkswaterstaat Directie Zeeland.
- WL, 1999a. Modernisering BOS-LIFE. Auteur E.F.W. E.F.W. Ruigh
- WL, 1999b Toepassing van GEM op de Nederlandse kustwateren, Z2556, Auteurs: A.N. Blauw, F.J. Los, E.J. Kranenborg, J.G. Boon.
- WL, 1997. Toepassing DBS op het IJsselmeer en Markermeer. Auteurs B. F. Michielsen en F. J. Los
- WL, 1996. Emissie-Immissie analyse van het Rotterdamse havengebied en toepassing van het Regionaal Waterkwaliteitsmodel. Opdrachtgever RWS, Dir. Zuid-Holland. Auteurs: P.M.A. Boderie en H.L.A. Sonneveldt.
- WL, 1994a. North Sea Estuaries as Filters for Contaminants. Auteur J.J.G. Zwolsman
- WL, 1994b. Delta Study. Simulation of transport of pollutants in the river Rhine basin, the Rhine and Meuse Estuary, the North Sea Coastal Zone and Waddensea. Technical Report, Volume I: Main Report and Volume II; Auteurs C.A. Bons, M.T. Villars, R.D. Koeze, J-P.R.A. Sweerts.
- WL, 1994c. Uitbreiding waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium met fosfor. Onderzoeksrapport T1460. Auteurs M.R.L. Ouboter en G.T.M. van Eck.
- WL, 1991a. Waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium, SAWES-nota 91.01. WL, rapport T257. Auteurs J.A.G. van Gils, T.A. Nauta, M.R.L. Ouboter en N.M. de Rooij
- WL, 1991b. HADES; Ontwikkeling en verkennende berekeningen.
- Billen, G., Somville, M, De Becker, E. and P. Servais, 1985. A Nitrogen budget of the Scheldt Hydrographical Basin. *Netherlands Journal of Sea Research*. 19(3/4): 223-230.

A Verdwijprocessen in het GEM-Kuststrookmodel

Denitrification in the sediment

process: DENSED_NO3

Denitrification can be described by the following reaction:



Sediment layers are usually anoxic below a certain depth. Therefore denitrification in the sediment is more common than denitrification in the water column. Denitrification converts nitrate to nitrogen-gas which is not a model substance. Thus, denitrification serves as a sink for nitrogen. In DELWAQ denitrification in the sediment only removes nitrate from the water column. No oxygen is produced and no H^+ is removed.

The denitrification flux in the sediment depends on the nitrate concentration in the water column and the water temperature. Below the critical temperature the flux equals a constant (user specified) value (zero order formulation). Above the critical temperature the process is modelled as the sum of a zero and a first order term. The first order part is corrected for temperature.

Implementation

This module is implemented for NO_3 .

Formulation

If Temp < CTDen then

$$d\text{DenSed} = \frac{Z\text{DenSed}}{\text{Depth}}$$

else

$$d\text{DenSed} = \frac{Z\text{DenSed} + (\text{RcDenSed} \times \text{NO}_3 \times \text{TempC})}{\text{Depth}}$$

$$\text{TempC} = \text{TcDen}^{(\text{Temp} - 20)}$$

dDenSed	=	denitrification flux in sediment	($\text{gN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)
ZDenSed	=	zero-order denitrification flux in sediment	($\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)
RcDenSed	=	first-order denitrification rate constant in sediment	(m.d^{-1})
Depth	=	depth of a segment	(m)
NO3	=	nitrate concentration in the water column	(gN.m^{-3})
TempC	=	correction factor for temperature	(-)
TcDen	=	temperature coefficient for denitrification	(-)
Temp	=	temperature water column	(°C)
CTDen	=	critical temperature for denitrification	(°C)

Hints

It is assumed that denitrification in the sediment always takes place (independently of the reduction state of the sediment). The denitrification flux is taken proportional to the nitrate concentration in the water column and also consumes NO_3 from the water column! Note that denitrification in the sediment is not located in a specific layer (S1 or S2) and that no coupling with the decay of organic matter is made (like is done for oxygen).

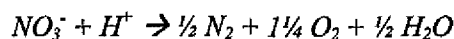
References

None.

Denitrification in the water column

process: DENWAT_NO3

Denitrification can be described by the following reaction:



Denitrification in the water column only takes place below a critical oxygen level. Denitrification converts nitrate to nitrogen-gas which is not a model substance. Denitrification in the water column produces oxygen (stoichiometry $\text{NO}_3 : \text{O}_2 = -1 : 2.857$).

The denitrification flux in the water column depends on the nitrate concentration, the oxygen concentration and the temperature of the water column. Below the critical temperature and above the critical oxygen concentration the flux equals a constant (user specified) value (zero order formulation). Above the critical temperature and below the critical oxygen concentration the process is modelled as the sum of a zero and a first order term. The first order part is corrected for water temperature and oxygen concentration.

The correction factor for oxygen equals 1 if the oxygen concentration is smaller than or equal to the optimal oxygen concentration. It decreases to zero between the optimal and the critical oxygen concentration. This can be a linear or non-linear decrease. The optimal oxygen concentration must be smaller than the critical one (see Figure 1).

Implementation

This process is implemented for NO3.

Formulation

If Temp < CTDen then

$$d\text{DenWat} = Z\text{DenWat}$$

else

$$d\text{DenWat} = Z\text{DenWat} + (\text{RcDenWat} \times \text{NO3} \times \text{TempC} \times \text{O2FUNC})$$

Temperature function:

$$TempC = TcDenWat^{Temp - 20}$$

Oxygen function:

$$OXY = \text{Max}(OXY, 0)$$

if (OXY) < OOXDEN then

$$O2FUNC = 1$$

else

$$O2FUNC = \frac{COXDEN - (OXY)}{COXDEN - OOXDEN + \text{Curvat} [(OXY) - OOXDEN]}, \quad \text{Curvat} = -e + e^{\text{Curvat}}$$

dDenWat	=	denitrification flux in water column	(gN.m ⁻³ .d ⁻¹)
ZDenWat	=	zero-order denitrification flux in water column	(gN.m ⁻³ .d ⁻¹)
RcDenWat	=	first-order denitrification rate constant water column	(d ⁻¹)
1)			
NO3	=	nitrate concentration	(gN.m ⁻³)
TempC	=	correction factor for temperature	(-)
O2FUNC	=	correction factor for oxygen	(-)
TcDenWat	=	temperature coefficient for denitrification	(-)
Temp	=	temperature water column	(°C)
CTDen	=	critical temperature for denitrification	(°C)
(OXY)	=	oxygen concentration water column	(g.m ⁻³)
COXDEN	=	critical oxygen concentration for denitrification	(g.m ⁻³)
OOXDEN	=	optimal oxygen concentration for denitrification	(g.m ⁻³)
Curvat	=	curvature factor for O2Func between OOXDEN and COXDEN	(-)
		(1 < Kf < 4)	

A value of Kf = 1 means a linear interpolation while Kf = 4 represents the maximum curvature.

Hints

The critical oxygen concentration must exceed the optimal oxygen concentration (see Figure 1).

References

None.

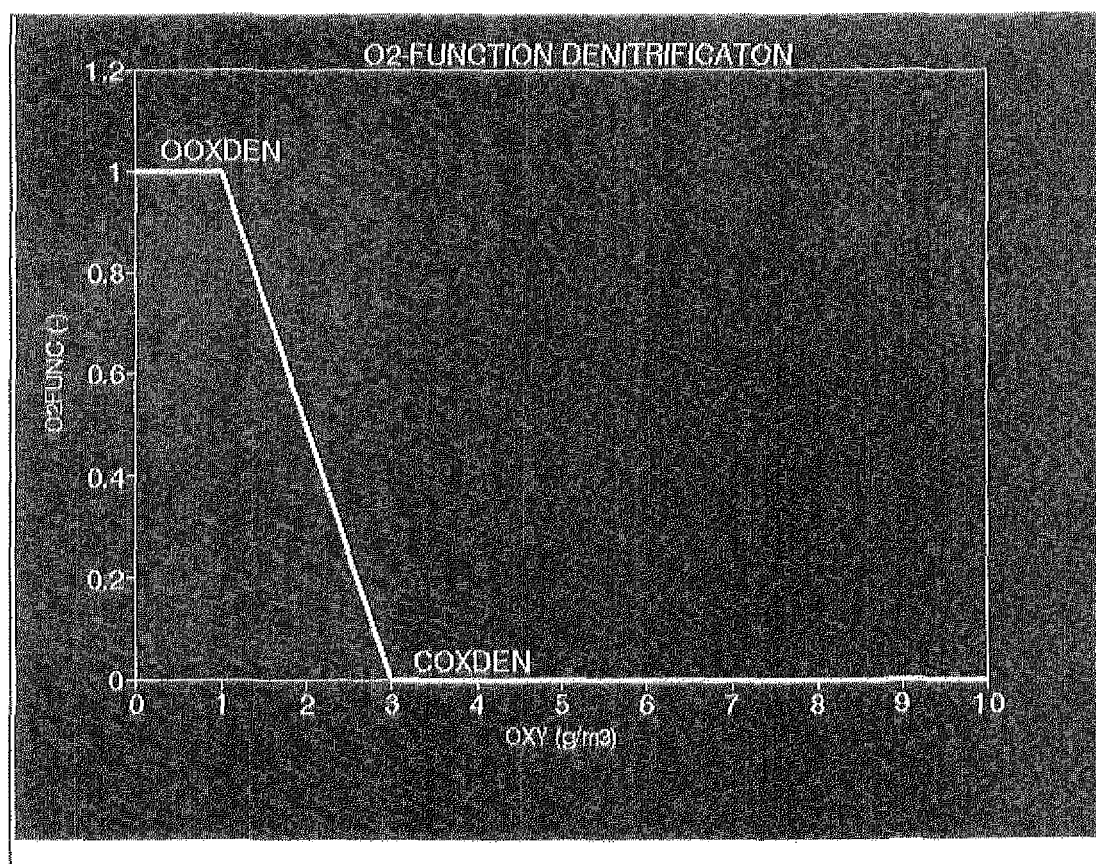
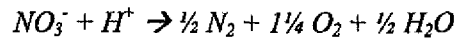


Figure 1 Form of the oxygen function for denitrification (O_2Func).

Denitrification in the sediment

process: DENSED_NO3

Denitrification can be described by the following reaction:



Sediment layers are usually anoxic below a certain depth. Therefore denitrification in the sediment is more common than denitrification in the water column. Denitrification converts nitrate to nitrogen-gas which is not a model substance. Thus, denitrification serves as a sink for nitrogen. In DELWAQ denitrification in the sediment only removes nitrate from the water column. No oxygen is produced and no H^+ is removed.

The denitrification flux in the sediment depends on the nitrate concentration in the water column and the water temperature. Below the critical temperature the flux equals a constant (user specified) value (zero order formulation). Above the critical temperature the process is modelled as the sum of a zero and a first order term. The first order part is corrected for temperature.

Implementation

This module is implemented for NO_3 .

Formulation

If Temp < CTDen then

$$d\text{DenSed} = \frac{Z\text{DenSed}}{\text{Depth}}$$

else

$$d\text{DenSed} = \frac{Z\text{DenSed} + (\text{RcDenSed} \times \text{NO}_3 \times \text{TempC})}{\text{Depth}}$$

$$\text{TempC} = \text{TcDen}^{(\text{Temp} - 20)}$$

dDenSed	=	denitrification flux in sediment	($\text{gN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)
ZDenSed	=	zero-order denitrification flux in sediment	($\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)
RcDenSed	=	first-order denitrification rate constant in sediment	(d^{-1})
Depth	=	depth of a segment	(m)
NO_3	=	nitrate concentration in the water column	(gN.m^{-3})
TempC	=	correction factor for temperature	(-)
TcDen	=	temperature coefficient for denitrification	(-)
Temp	=	temperature water column	($^{\circ}\text{C}$)
CTDen	=	critical temperature for denitrification	($^{\circ}\text{C}$)

Hints

It is assumed that denitrification in the sediment always takes place (independently of the reduction state of the sediment). The denitrification flux is taken proportional to the nitrate concentration in the water column and also consumes NO_3 from the water column! Note that denitrification in the sediment is not located in a specific layer (S1 or S2) and that no coupling with the decay of organic matter is made (like is done for oxygen).

References

None.

Adsorption and desorption of phosphate in the water column

process: ADSP04AAP

Dissolved phosphate adsorbs onto suspended sediment, in particular to the hydrous iron oxides in sediment particles. Other active components are aluminum hydroxides and silicates, manganese oxides and organic matter. Sorption of phosphate onto sediment is highly pH dependent, adsorption decreases with increasing pH. Moreover, the process is relatively weakly dependent on temperature and ionic strength (salinity). The effect of the latter has not been quantified very well and is therefore ignored in GEM.

Sorption is also sensitive to low dissolved oxygen concentrations. Iron gets reduced when the dissolved oxygen concentration has become zero and anaerobic decomposition of detritus continues. As a result iron dissolves together with sorbed substances. Consequently, the sorption capacity of reducing sediment is relatively small. The sorption capacity of the oxidized top layer of the sediment may be relatively large, as oxidized iron tends to accumulate in this layer.

Adsorption is a fast process, desorption is somewhat slower. Nevertheless, equilibrium is usually established within a few hours. Although process rates are high, the sorption process is formulated kinetically for practical reasons. The net sorption flux follows from:

$$F_{\text{phoa,sor}} = k_{\text{sor}} \cdot (C_{\text{phoa,eqs}} - C_{\text{phoa}}) / p \quad (6.31)$$

$$F_{\text{pho,sor}} = F_{\text{phoa,sor}} \quad (6.32)$$

$$C_{\text{phoa,eqs}} = (C_{\text{phoa}} + C_{\text{pho}}) \cdot (1 - 1 / (K_{\text{sor}} \cdot A \cdot \text{OH}^{-n} + 1)) \quad (6.33)$$

$$K_{\text{sor}} = K_{\text{sor20}} \cdot K_{\text{t,sor}}^{(T-20)} \quad (6.34)$$

$$A = A_{\text{tot}} - C_{\text{phoa}} / 31 \quad (6.35)$$

$$A_{\text{tot}} = f_{\text{ox,sor}} \cdot f_{\text{Fe}} \cdot C_{\text{ss}} / (56 \cdot 10^3 \cdot p) \quad (6.36)$$

$$f_{\text{ox,sor}} = 1 \quad \text{if } C_{\text{ox}} \geq C_{\text{c,ox,sor}} \quad (6.37)$$

$$f_{\text{ox,sor}} = f_{\text{Feox}} \quad \text{if } C_{\text{ox}} < C_{\text{c,ox,sor}}$$

$$\text{OH} = 10^{-(14-\text{pH})} \quad (6.38)$$

in which:

A = concentration of free adsorption sites (mole.l^{-1})

A_{tot} = total concentration adsorption sites (mole.l^{-1})

C_{phoa} = concentration of adsorbed phosphate (gP.m^{-3})

$C_{\text{phoa,eqs}}$ = equilibrium concentration of adsorbed phosphate (gP.m^{-3})

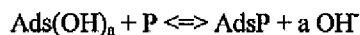
C_{ox} = concentration of dissolved oxygen ($\text{gO}_2.\text{m}^{-3}$)

$C_{\text{c,ox,sor}}$ = critical concentration of dissolved oxygen for sorption ($\text{gO}_2.\text{m}^{-3}$)

C_{ss} = (suspended) sediment concentration ($\text{gO}_2.\text{m}^{-3}$)

$F_{\text{pho},\text{sor}}$	= sorption flux for dissolved phosphate ($\text{gP} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{day}^{-1}$)
$F_{\text{phoa},\text{sor}}$	= sorption flux for adsorbed phosphate ($\text{gP} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{day}^{-1}$)
$f_{\text{ox},\text{sor}}$	= oxygen dependent function for reduction of the sorption capacity (-)
fr_{Fe}	= weight fraction of reactive iron in sediment (gFe/gDW)
fr_{Feox}	= oxidized iron fraction of total iron in sediment (gFe/gDW)
K_{sor}	= equilibrium constant ($\text{mole}^{a-1} \cdot \text{l}^{a-1}$)
$K_{\text{sor}20}$	= equilibrium constant 20 °C ($\text{mole}^{a-1} \cdot \text{l}^{a-1}$)
Kt_{sor}	= temperature coefficient of sorption (-)
k_{sor}	= pseudo first order sorption rate (day^{-1})
OH	= hydroxyl concentration ($\text{mole} \cdot \text{l}^{-1}$)
pH	= acidity (-)
p	= porosity (-)
T	= temperature (°C)

The equation of the equilibrium concentration is derived as follows. The sorption equilibrium according to Langmuir can be described on a mole per m^3 water basis with:



$$K_{\text{sor}} = ([\text{AdsP}] \cdot [\text{OH}^-]^a) / ([\text{Ads}(\text{OH})_a] \cdot [\text{P}]) \quad (6.33a)$$

in which:

AdsP	= adsorbed phosphate = adsorption sites occupied by phosphate
$\text{Ads}(\text{OH})_a$	= adsorption sites occupied by hydroxyl groups
P	= dissolved phosphate

Equation 6.33a can be converted into equation 6.33, when $[\text{P}]$ and $[\text{AdsP}]$ are replaced by fractions of $(C_{\text{pho}} + C_{\text{phoa}})$ and when $[\text{OH}^-]$ and $[\text{Ads}(\text{OH})_a]$ are written as OH and A . Notice that correction for the volumetric quantity of the adsorbent in sediment can be ignored because it is rather small compared to the volume of pore water.

Using data of Stumm and Morgan (1981), the values of equilibrium constant K_{sor} and stoichiometric constant are estimated respectively at 3.8 and 0.2 for fresh water. They relate to sorption onto α -FeOOH at pH range of 6 to 9 and approximately 20 °C.

References

WL, 1997. GEM, a Generic Ecological Model for estuaries, model documentation. Projectnummer: T2087.

Grazing as a forcing function

process: CONSBL

Algae and detritus in the water column can be consumed by grazing zooplankton and zoobenthos. The current process provides a sophisticated description of the grazing processes and can be applied for up to five types of grazers. The biomass of these grazers should be provided by the user as a forcing function. This module is based on the CONSBL module as implemented in JSBACH (De Rooij and Kroot, 1990) and DBS (Van der Molen et al., 1994). The process formulations of the module have been described in more detail by Mooij (1990) and Los (1992).

Implementation

The module has been implemented for two concrete types of grazers, zooplankton and zoobenthos (mussels), as well as for three additional undefined grazers. Egestion by zooplankton remains in the water column in the form of detritus, while egestion of mussels remains on the bottom in the form of detritus in the benthic complex. For the undefined grazers these characteristics can be defined by the user.

The biomass of the grazers is prescribed as a forcing function. However, the biomass will be adapted, if constraints imposed by the maximum growth and mortality rates are exceeded or if the supplied biomass cannot be supported by the available food (algae and detritus).

Formulation

The process operates on the "old" grazer biomass (mgC/l), being the final result of the previous time step. The biomass provided by the user as a forcing function is considered to be the "new" biomass. It is subject to three constraints, which will be explained below. The growth and mortality constraint are implemented as follows:

$$\begin{aligned} \text{Grazer}_{\text{new}} &\leq \text{Grazer}_{\text{old}} \times \left[1 + k_{\text{growth}} e^{\theta - \text{growth} \times (T-20)} \Delta t \right] \\ \text{Grazer}_{\text{new}} &\geq \text{Grazer}_{\text{old}} \times \left[1 - k_{\text{mort}} e^{\theta - \text{mort} \times (T-20)} \Delta t \right] \end{aligned}$$

The available amount of food (mgC/l) for grazer i is computed as follows:

$$\text{Food}_i = \text{DetC} \times \text{Pr ef}_{i, \text{DetC}} + \sum_{j=1, \text{NAlg}} \text{Alg } j \times \text{Pr ef}_{i, \text{Alg } j}$$

The uptake of food by the grazers depends on the availability of food. If the food density is high, the uptake is determined by the maximum uptake of food of the grazers (in mgC food per mgC biomass per day). If the food density is low, the uptake is determined by the filtration rate (litres per mgC grazer per day). Both quantities depend on the water temperature. The food density at which both determining factors are equal is defined as follows:

$$\text{Food}_{i, \text{crit}} = \frac{e^{\theta - \text{feeding} \times (T-20)} \times \text{Max.Uptake}_i}{e^{\theta - \text{filtration} \times (T-20)} \times \text{Max.Filtration}_i}$$

If the amount of food is below the critical value, the grazing velocity (l/d) is computed as follows:

$$\text{Grazing}_i = \text{Grazer}_{\text{old}} \times e^{\theta - \text{filtration} \times (T-20)} \times \text{Max.Filtration}_i \times \frac{\text{Food}_i}{\text{Food}_i + \text{KM}_{i, \text{filtration}}}$$

If the amount of food exceeds the critical value, the grazing velocity (l/d) is computed as follows:

$$Grazing_i = \frac{Grazer_{old} \times e^{g-feeding \times (T-20)} \times Max.Uptake_i}{Food_i}$$

The actual uptake of detritus (mgX/l/d, X = C,N,P,Si) by grazer i due to feeding/filtration can be computed as follows:

$$UptakeDetX_i = DetX \times Grazing_i \times Pref_{i,DetC}$$

The actual uptake of algae (mgC/l/d) by grazer i due to feeding/filtration can be computed as follows:

$$UptakeAlg_j = Alg_j \times Grazing_i \times Pref_{i,Alg_j}$$

The uptake of N, P and Si connected to the uptake of carbon from algae is determined by the stoichiometry of the alga type under consideration.

A fraction of the food uptake is immediately converted into faeces. This fraction can be specified separately for detritus and all individual algae species. The faeces is transferred to the water (zooplankton) or sediment (zoobenthos) detritus pool. The division over both pools can be specified for each individual grazer.

The remaining part of the food uptake of C, N, P and Si from food is available for the growth of the grazer biomass. The actual growth uptake rate (mgC/l/d) is corrected to account for the difference in the C:N:P:Si ratios of the food and the grazer biomass. The most limiting nutrient determines the actual growth rate. The remaining portions of the other nutrients are treated as faeces.

The maintenance respiration (mgC/l/d) of the grazers is computed as follows:

$$Maint.Resp._i = GrowthUptake_i \times e^{g-maint.resp. \times (T-20)} \times F_{maint.resp.,i}$$

The associated fluxes for N, P and Si follow from the grazer stoichiometry. These fluxes are directed towards the water column as dissolved nutrients. The growth uptake rate is diminished by the maintenance respiration:

$$GrowthUptake_i = GrowthUptake_i - Maint.Resp._i$$

The standard respiration factor (/d) is computed as follows:

$$StandardResp._i = e^{g-standard.resp. \times (T-20)} \times k_{standard.resp.,i}$$

The associated nutrient fluxes are computed by multiplying this factor with the (old) grazer biomass. They are again directed towards the water column as dissolved nutrients.

The next step in the computation is the implementation of a final food limitation on the biomass increase:

$$Grazer_{new} \leq Grazer_{old} \times (1 - StandardResp._i \times \Delta t) + GrowthUptake_i \times \Delta t$$

This new grazer concentration is saved for the next time step.

References

De Rooij, N.M. and M.P.J.M. Kroot, 1990. CHARON, JSBACH, FUN. DELFT HYDRAULICS.

Los, F.J., 1992. Procesformulering DBS. Documentatierapport T542. (Process formulations DBS. Documentation report T542, in Dutch). DELFT HYDRAULICS.

Mooij, W.M., 1990. Een graasmodule voor het eutrofiëringsmodel JSBACH, verslag modelonderzoek (A grazing module for the eutrophication model JSBACH, report model research, in Dutch). DELFT HYDRAULICS, T642.

Van der Molen, D.T., F.J. Los, L. van Ballegooijen and M.P. van der vat, 1994. Mathematical Modelling as a Tool for Management in Eutrophication Control of Shallow Lakes. *Hydrobiologia* 276: 479 - 492.

Burial of nutrients in organic matter

process: BURjN_DET

BURjN_OOC

This process calculates the burial fluxes of nutrients (nitrogen, phosphorus and silica) in organic matter. The burial flux of nutrients is the product of the burial flux of the organic carbon (DetC or OOC) and the carbon-nutrient ratio in the resuspending matter.

Implementation

This process is implemented for the following organic substances (components of the sediment):

ORG = Det or OO (N, P, Si)

and for the following sediment layers:

j = S1, S2

Formulation

$$dBur_j OrgN = \frac{dBur_j OrgC}{C - NOrgC_j}$$

$$dBur_j OrgP = \frac{dBur_j OrgC}{C - POrgC_j}$$

$$dBur_j OrgS = \frac{dBur_j OrgC}{C - SOrgC_j}$$

$dBur_j ORGN$	=	burial flux of organic Nitrogen from layer j	$(gN.m^{-3}.d^{-1})$
$dBur_j ORGP$	=	burial flux of organic Phosphorus from layer j	$(gP.m^{-3}.d^{-1})$
$dBur_j ORGS$	=	burial flux of organic Silica from layer j	$(gSi.m^{-3}.d^{-1})$
$dBur_j ORGC$	=	burial flux of organic Carbon from layer j	$(gC.m^{-3}.d^{-1})$
$C-NORGC_j$	=	Carbon-Nitrogen ratio in organic matter in layer j	$(gC.gN^{-1})$
$C-PORGC_j$	=	Carbon-Phosphorus ratio in organic matter in layer j	$(gC.gP^{-1})$
$C-SORGC_j$	=	Carbon-Silica ratio in organic matter in layer j	$(gC.gSi^{-1})$

Hints

No nutrients for algae organic matter are described here because nutrient-carbon ratios in algae are considered constant.

References

None.

B Aanpassingen aan het GEM-Kuststrookmodel

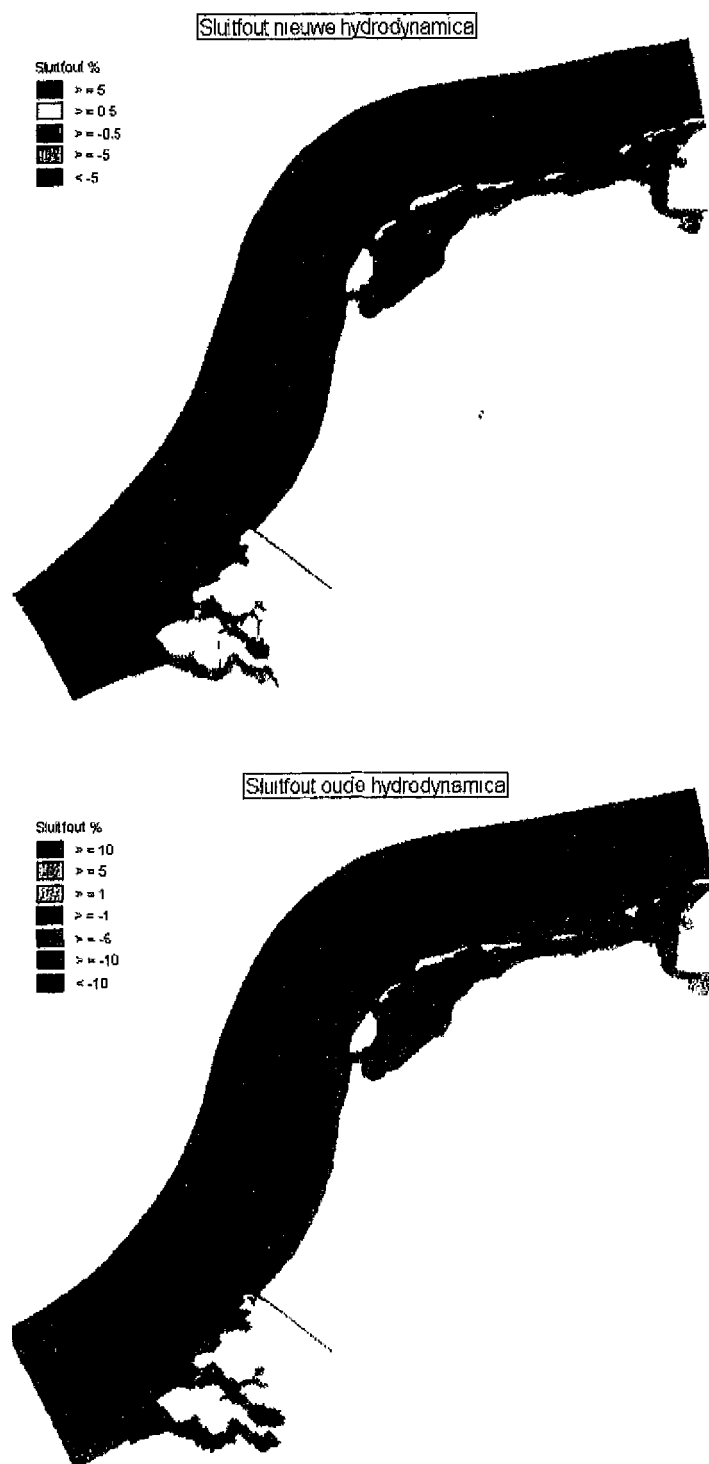
Het GEM-Kuststrookmodel is op de volgende punten aangepast:

- gebruik van een nieuwe beter ingespeelde hydrodynamica op een fijner grid;
- activatie van het proces 'denitrificatie in de bodem';
- aanpassing van de procescoëfficiënten voor de adsorptie van fosfaat aan zwevend stof;
- activatie en kalibratie van het proces desorptie van fosfaat vanuit het sediment;
- kalibratie van valsnelheden van geadsorbeerd fosfaat
- poging tot verbetering modellering bodemdiatomeeën;
- introductie van benthische filterfeeders in de Westerschelde

Nieuwe Hydrodynamica

Voor de berekeningen wordt niet voor een heel jaar een actuele waterbeweging berekend, maar in plaats daarvan wordt een waterbeweging van één getij onder gemiddelde omstandigheden als uitgangspunt genomen. Dit representatieve getij wordt iedere dag herhaald. Voor deze procedure is het van belang dat de waterdiepten aan het begin en aan het einde van het getij zoveel mogelijk gelijk zijn. Wanneer dit niet het geval is dan wordt de massa van een stof die aan het einde van het vorige getij door het model berekend, aan het begin van het volgende getij verdeeld over een ander watervolume, waardoor er een discontinuïteit in het concentratieverloop ontstaat. Hiervoor wordt over het algemeen gecorrigeerd in de berekeningen door de massa van stoffen in de segmenten aan te passen, naar ratio van het verschil tussen begin en einde van het getij. Het verschil tussen het begin en het einde van het getij wordt de 'sluitfout' genoemd. De sluitfout in de gebruikte waterbeweging lag in de Waddenzee tussen de 10 en 30%. In Figuur 15 zijn de berekende sluitfouten voor de alle modelsegmenten geplot. Voor het maken van het sluitende balans voor de Waddenzee of voor een inschatting van fluxen door zeegaten is het noodzakelijk dat een cyclisch getij gebruikt wordt.

Figuur 15: Percentage sluitfout in de segmenten van de Waddenzee



Denitrificatie in de bodem

In het originele GEM-Kuststrookmodel wordt alleen de denitrificatie in de waterkolom gemodelleerd. De denitrificatie in het sediment wordt buiten beschouwing gelaten. In de relatief diepe wateren voor de Hollandse kust, waarvoor het model aanvankelijk is gekalibreerd, levert dit geen problemen op. Voor de ondiepere estuariene gebieden echter is de invloed van de denitrificatie in het sediment aanzienlijker en wordt het beter geacht die in het model mee te nemen.

De begravingsflux van fosfaat en stikstof in het model kan worden opgevat als de netto sedimentatie op de lange termijn. Dit materiaal komt niet meer terug in de waterkolom. In het veld is deze flux niet te meten, doordat niet bepaald kan worden welk deel van de nutriënten in de bodem niet weer zullen keren in de nutriëntenkringloop van het estuariene ecosysteem. De term is in het model puur door kalibratie gekwantificeerd. Verdwijnplassen die niet in het model zitten (zoals denitrificatie in het sediment) worden in deze term samengevat. Wanneer andere procesfluxen worden aangepast kan dit aanleiding zijn om ook de begravingsflux in het model aan te passen. Vooralsnog is daar echter nog geen aanleiding voor.

Adsorptie en desorptie van fosfaat

De concentraties aan ammonium en ortho-fosfaat in de zomer in de waterfase worden in de Waddenzee onderschat met het huidige GEM-Kuststrookmodel. In eerdere analyses (WL, 1999b) kwam nalevering van fosfaat en ammonium vanuit de bodem als meest waarschijnlijke bron voor deze concentratieverhoging naar voren. Aangenomen wordt dat de hoge nalevering van fosfaat en ammonium in de zomer samenhangt met zuurstofloosheid in de bodem. Dit zou eenvoudig kunnen worden gemodelleerd door de naleveringssnelheid uit het sediment te koppelen aan de watertemperatuur. Een nettere manier is echter om de zuurstofcondities in de bodem en de bijbehorende naleveringsfluxen expliciet te modelleren. Dat was binnen het kader van dit project echter helaas niet mogelijk.

Behalve het ontbreken van zuurstofmodellering in het sediment vormt een ander probleem bij de modellering van nalevering dat de hoeveelheid geaccumuleerd organisch fosfaat en stikstof in de bodem niet voldoende is om een dergelijke concentratieverhoging te ondersteunen. Voor fosfaat zou ook accumulatie in de bodem kunnen worden verhoogd door meer sedimentatie van geadsorbeerd fosfaat. De instellingen van de adsorptieparameters voor fosfaat leidden echter tot een minimale adsorptie van fosfaat aan sediment. Deze parameterwaarden zijn aangepast volgens de memo over dit onderwerp van Johannes Smits (appendix D).

De parameterwaarden voor desorptie van fosfaat vanuit het sediment leiden met de originele instellingen tot geen desorptie uit het sediment. De accumulatie in de bodem van fosfaat is verhoogd door de valsnelheid van geadsorbeerd fosfaat aan te passen en de desorptie van geadsorbeerd fosfaat in de bodem is gekoppeld aan de temperatuur. Door kalibratie aan de gemeten fosfaatconcentraties zijn optimale parameterinstellingen gezocht voor de sedimentatie en desorptie van geadsorbeerd fosfaat. De geprobeerde

parameterwaarden en de uiteindelijk gekozen parameterwaarden zijn weergegeven in het logboek in appendix E.

Er wordt in het model gewerkt met een netto sedimentatieflux van algen, detritus en geadsorbeerd fosfaat. Ook dit is een grove vereenvoudiging van de werkelijkheid in de Waddenzee. Door afwisselende sedimentatie en resuspensie met het getij treden grote variaties op in de concentraties van particulier materiaal, zowel variaties in de tijd als in de ruimte. Dit is van belang voor de uitwisseling van nutriënten tussen bodem en water en ook voor het lichtklimaat voor algen. De voedselbeschikbaarheid voor filterfeeders, die in een eerdere analyse (WL, 1999) te laag bleek te zijn in de Waddenzee hangt ook sterk af van de verdeling van organische particulier materiaal over de waterfase en de bodemfase. In het kader van dit doelfinancieringsproject wordt in 2000 verder geen aandacht besteed aan dynamische resuspensie- en sedimentatiemodellering.

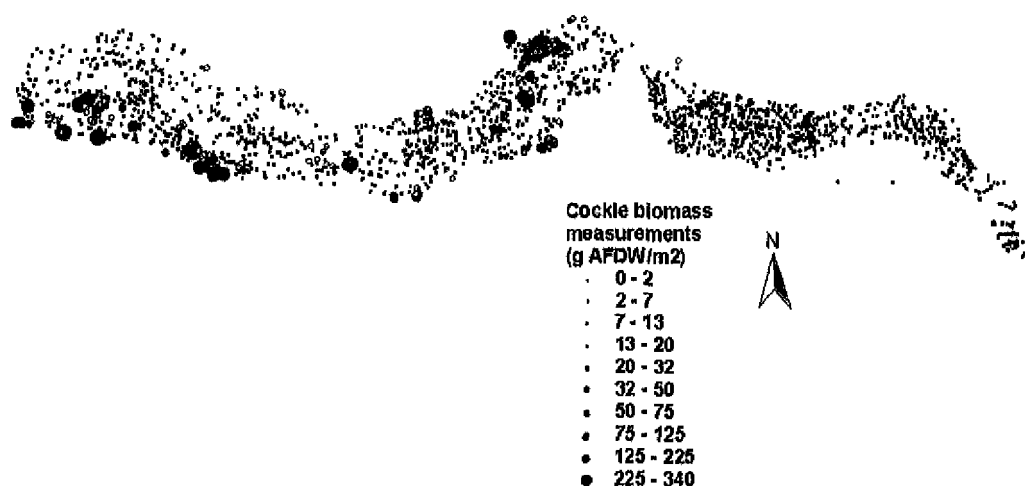
Bodemdiatomeeën

Een ander mogelijk mechanisme voor vastlegging van nutriënten in de bodem is de groei van microfytobenthos op de getijdeplaten. De groei van microfytobenthos is wel in het GEM-Kuststrookmodel geïmplementeerd maar de resultaten zijn nog onbevredigend. De berekende biomassa's zijn nog lager dan op grond van metingen verwacht zou worden. De hypothese dat dit komt door beperkte beschikbaarheid van silicium in de bodem is getest en ook bij een overdaad silicium in de bodem blijven de concentraties microfytobenthos onveranderd laag. Een nadere analyse is nodig om de reden voor de lage concentraties te vinden. In de filterwerkingsberekeningen is de groei van bodemdiatomeeën daarom nog niet meegenomen. Wanneer de bodemdiatomeeën wel meegenomen werden, ontstonden er banen van hoge concentraties bodemnutriënten langs de gridlijnen, wat een aanwijzing lijkt voor een bug in de microfytobenthos-module.

Filterfeeders in de Westerschelde

De graas van detritus en algen door filterfeeders is op eenvoudige wijze geïmplementeerd in het GEM-Kuststrookmodel. De biomassa van benthische filterfeeders en zooplankton wordt als invoer aan het model opgelegd en de graas die redelijkerwijs van een dergelijke grazersbiomassa verwacht kan worden wordt door het model berekend. Alleen voor de gebieden waarvoor informatie beschikbaar was, is een biomassa aan filterfeeders voorgeschreven. Dit waren in het originele GEM-Kuststrookmodel (WL, 1999b) de Waddenzee en de Oosterschelde. Via een ander project waarin WL heeft meegewerkt (ECOFLAT) zijn biomassa-gegevens van benthische filterfeeders (kokkels) in de Westerschelde beschikbaar gekomen, die voor dat project ter beschikking zijn gesteld door T. Ysebaert van het Instituut voor Natuurbehoud in Brussel. Een analyse van deze dataset is beschreven in Ysebaert en Meire (1999). In Figuur 16 zijn de monsterpunten weergegeven van de gebruikte dataset. In het model is de gemiddelde biomassa over alle monsterpunten over alle jaren gebruikt: 2.5 g DW/m².

Figuur 16: Monsterpunten waar kokkelbiomassa in de Westerschelde is gemeten, met een indicatie van de grootte van de biomassa.



Referentie:

Ysebaert, T. & P. Meire, 1999. Macrobenthos of the Schelde Estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment. A Statistical analysis of the Schelde estuary macrobenthos within the ECOFLAT project. Report Institute of Nature Conservation IN 99/19. Brussel, Belgium.

C Resultaten verdwijflux- methode met het niet- aangepaste GEM- Kuststrookmodel

Stikstof	Waddenzee oost	Waddenzee west	Westerschelde
zeegaten in (*10 ⁹)	810	909	580
zeegaten uit (*10 ⁹)	-844	-1034	-602
lozingen (*10 ⁹)		39	24
denitrificatie (*10 ⁹)	-0.5	-0.8	-0.5
burial (*10 ⁹)	-6	-11	-3
graas (*10 ⁹)	-5	-15	
totale filterwerking			
percentages t.o.v. totale aanvoer			
denitrificatie	0.1	0.1	0.1
begraving	0.8	1.2	0.5
graas	0.6	1.6	
totale filterwerking	1.4	2.9	0.6
percentages t.o.v. lozingen			
denitrificatie		2.0	2.3
begraving		28.8	13.7
graas		39.3	
totale filterwerking		70.0	16.0

Fosfaat	Waddenzee oost	Waddenzee west	Westerschelde
zeegaten in (*10 ⁹)	66	67	63
zeegaten uit (*10 ⁹)	-68	-74	-65
lozingen (*10 ⁹)		1.1	2
burial (*10 ⁹)	-0.4	-0.7	-0.2
graas (*10 ⁹)	-1	-2.4	
percentages t.o.v. totale aanvoer			
begraving	0.6	1.0	0.4
graas	1.9	3.6	
totale filterwerking	2.5	4.5	0.4
percentages t.o.v. lozingen			
begraving		58.1	11.7
graas		211.4	
totale filterwerking		269.4	11.7

D Memo adsorptie van fosfaat

1. Inleiding

Bij de eerste calibratieronde van GEM voor Noordzee en Waddenzee werd geconstateerd, dat de formulering voor sorptie van fosfaat aan anorganisch zwevend stof te lage percentages geadsorbeerd fosfaat levert. De oorzaak daarvan diende te worden achterhaald. Daartoe vond analyse plaats met betrekking tot enerzijds de formuleringen zelf en anderzijds de waarden van de invoerparameters. Bovendien werd de beschikbare informatie geïnventariseerd met betrekking tot de omvang van de geadsorbeerde fosfaatfractie.

Voorafgaand aan de analyse kan reeds het volgende geconstateerd worden. De sorptieformulering in GEM is pragmatisch van aard. Deze werd in 1997 opgesteld op basis van inzichten omtrent de afhankelijkheid van de pH en de sorbensconcentratie. Het sorbens wordt vooral gekarakteriseerd wordt door oxyhydroxyden van ijzer (WL, 1997). Echter ook andere componenten, zoals klei, aluminiumhydroxyde en mangaanoxyden spelen een rol. De evenwichtsconstante ($K = 2.5-3.8$) en de coëfficiënt voor pH-afhankelijkheid ($a = 0.2$) werden afgeleid van globale gegevens gerapporteerd door Stumm en Morgan (1981). Deze gegevens hebben betrekking op een waterige suspensie met 6 g adsorbens per liter, vermoedelijk een zeer forse overmaat ten aanzien van fosfaat. Het sorbens was goethiet ($\alpha\text{-FeOOH}$). Het is de vraag of met name de evenwichtsconstante bij een dergelijke hoge sorbensconcentraties representatief is voor de bindingssterkte bij lage sorbensconcentraties, zoals in oppervlaktewater. Mogelijk was een groot gedeelte van het goethiet door insluiting niet actief. De ijzercomponent in zwevend slib zou een hogere reactiviteit kunnen hebben. Resumerend kan dus worden gesteld dat de waarden van invoerparameters, met name die voor de evenwichtsconstante, tentatief zijn.

De sorptieformuleringen in GEM zijn nog niet eerder toegepast dan wel gecontroleerd aan de hand van modelberekeningen. Er is dus momenteel geen garantie dat ze correct in GEM zijn geïmplementeerd. Ook was nog niet duidelijk in hoeverre de default-waarden van de invoerparameters K en a voldoen. In het onderstaande wordt een voorstel tot aanpassing gedaan. Verdere aanpassing kan in de komende calibratie van GEM (tweede ronde) plaatsvinden.

2. Omvang van de geadsorbeerde fosfaatfractie

Behalve in geadsorbeerde vorm kan fosfaat in het zwevend slib voorkomen in organisch gebonden vorm en in minerale vorm. In de zuurstofrijke waterkolom met een $\text{pH} > 8$ betreft dit mengmineralen fymet calcium, carbonaat en fosfaat en hydroxyl als voornaamste componenten. De eindleden van deze mengmineralen zijn calciet (calciumcarbonaat) en apatiet (calciumhydroxyfosfaat). Dergelijke mengmineralen kunnen in het mariene milieu worden gevormd en/of met riviersedimenten worden aangevoerd. De aanwezigheid van diverse particuliere fracties maakt het moeilijk om uit metingen van totaal-P en ortho-P de fractie geadsorbeerd fosfaat af te leiden.

Momenteel beschikken we niet over gegevens met betrekking tot de omvang van de minerale fosfaatfractie in het zwevende stof van de Waddenzee. Het is echter waarschijnlijk, dat deze niet onaanzienlijk is. Elke schatting van geadsorbeerd fosfaat, waarbij niet expliciet een minerale fractie in rekening is gebracht, is dus waarschijnlijk een overschatting. Een tentatieve berekening van Anouk Blauw met behulp van gemiddelde meetgegevens komt voor de Waddenzee uit op het volgende: totaal-P = 0.075, ortho-P = 0.03 (winter), org-P = 0.035 en part.anorg-P = 0.01 mgP/l. ergo de geadsorbeerde fosfaatfractie is dan maximaal gelijk aan 25% van het totaal aanwezige anorganisch fosfaat. Als echter een wat hoger fosfaat gehalte in organische stof wordt aangenomen, dan kan dit percentage teruglopen tot 10%. Zoals reeds opgemerkt kan een fors deel hiervan weer uit mineraal

fosfaat bestaan. Het is dus mogelijk dat zich betrekkelijk lage percentages geadsorbeerd fosfaat voordoen in de Waddenzee.

Bij een eerdere studie werd gevonden dat in het IJsselmeer het percentage geadsorbeerd fosfaat van totaal anorganisch fosfaat maximaal zo'n 25% is (WL, 1982). Dit geldt echter de wintersituatie bij een lagere pH (7.5) dan in de Waddenzee. Bij afnemende pH neemt de adsorptie toe. In een studie ten aanzien van Nannewijd en Geerplas werd een verdelingscoëfficiënt gebruikt, die leidde tot een geadsorbeerde fractie van 25%.

Resumerend kan nu worden gesteld, dat 25% vermoedelijk een bovengrens is voor de geadsorbeerde fosfaatfractie als deel van totaal anorganisch fosfaat in de waterkolom van de Waddenzee. Waarschijnlijk is de geadsorbeerde fractie aanzienlijk lager, in de orde van 10%.

3. Controle van de sorptieformuleringen in GEM

Bij het nalopen van de formuleringen bleek, dat er een fout is geslopen in een van de formuleringen. Het betreft formulering 6.35 in de GEM-documentatie (WL, 1997), waarin de correctie voor eenheden en de porositeit ontbreekt. Deze formulering moet als volgt zijn:

$$A = A_{\text{tot}} - C_{\text{phos}} / (31 \cdot 10^3 \text{ p})$$

Bij narekenen blijken met de formuleringen de geadsorbeerde percentages te kunnen worden gereproduceerd, welke door Stumm en Morgan (1982) voor een hoog sorbensgehalte worden gepresenteerd (zie boven). Verdere controle-berekeningen wijzen op het gestaag teruglopen van de geadsorbeerde fractie bij kleiner wordend adsorbensgehalte. Op grond van controle kan gesteld worden, dat de formuleringen in de GEM-documentatie correct zijn, na de boven genoemde verbetering.

Bij het herberekenen van de sorptie-evenwichtsvergelijking op de gegevens van Stumm en Morgan werd overigens een evenwichtsconstante K van 2.5 gevonden in plaats van de in WL (1997) gerapporteerde 3.8 in combinatie met een pH-afhankelijkheidscoëfficiënt α van 0.2. Gegeven het globale karakter van de gebruikte gegevens lijkt het juist te stellen dat deze referentie-waarde van K kan variëren van 2 tot 4, in relatie met een eveneens in geringe mate variërende coëfficiënt α .

4. Schatting van de evenwichtsconstante in de Waddenzee

Als we het sorbensgehalte verlagen tot het niveau van de Waddenzee, dat wil zeggen tot 25 mgDW/l $\times$ 0.02 mgFe/mgDW = 0,5 mgFe/l versus 4000 mgFe/l in de gegevens van Stumm en Morgan, dan valt de geadsorbeerde fractie van het anorganische fosfaat terug naar een verwaarloosbaar kleine waarde (<1%). Gegeven de verwachte percentages in de orde van 10% (zie boven) mag worden aangenomen dat met name de gekozen evenwichtsconstante onjuist is. Dit kan samenhangen met een verhoogde reactiviteit van het ijzer in het zwevend slib en de substantiële aanwezigheid daarin van andere fosfaatadsorberende componenten. Er mag echter een zekere proportionaliteit aangenomen worden tussen het ijzergehalte en het gehalte van andere adsorberende componenten. Overigens is het ijzergehalte van het anorganische zwevend slib (0.02) nu geschat op basis van gegevens van slib in zoete en brakke systemen. In Veluwemeer, Nannewijd en Veerse Meer worden gehalten in de orde van 0.005-0.025 gFe/gDW gevonden, in de Rijn bij Lobith 0.08 gFe/gDW.

Voorts bleek dat de fractie geadsorbeerd fosfaat nog steeds maar 5% bedraagt, als wordt aangenomen dat het anorganische deel van het zwevend slib geheel uit goethiet bestaat (0.63 gFe/g). Daarbij is uitgegaan van een totaal anorganisch fosfaatgehalte van 0.04 mgP/l. Teneinde de geadsorbeerde fractie op het gewenste niveau van orde 10% te brengen is het nodig de evenwichtsconstante K te verhogen tot 250, uitgaande van 25 mgIM/l en 0.02 gFe/gDW. Mogelijk zijn de werkelijke gehalten particulier ijzer en anorganisch slib substantieel hoger (schatting op basis van oude kwartaalrapporten in orde van 75 mgIM/l).

5. Aanbevelingen

Het verdient de voorkeur de systematiek van de sorptieformuleringen zoveel mogelijk in stand te houden. Dit heeft voordelen bij het expliciet meemodelleren van sorptie in de bodem, waarin ijzer verreweg de meest dominante sorberende component is. Daarom wordt voorgesteld:

1. de reactieve ijzerfractie te blijven gebruiken als maat voor de adsorptiecapaciteit van slib;
2. de pH-afhankelijkheid ongewijzigd te laten ($a=0.2$); en
3. de evenwichtsconstante K bij aanvang van de calibratie te verhogen tot 250.

Voorts dient de broncode van GEM nogmaals gecontroleerd te worden met betrekking tot een juiste implementatie van de sorptieformuleringen. In ieder geval zal daarin de boven aangegeven correctie moeten worden aangebracht.

Bij de calibratie van GEM met de bodem-water uitwisselingsmodule dient de evenwichtsconstante ook met het oog op sorptie in de bodem te worden gerevalueerd. De ervaring met SWITCH zal hierbij de leidraad zijn. Voor onderbouwing van de parameterwaarden voor adsorptie in de waterkolom is het nodig literatuuronderzoek te verrichten, met name ten aanzien van literatuur van na 1990. Specifiek dient gezocht te worden naar publicaties aan de hand waarvan de parameters kunnen worden gekwantificeerd voor slib in oppervlaktewater.

Nadere gegevens dienen te worden verzameld met betrekking tot het particuliere ijzergehalte en de speciatie van het particuliere fosfaat in de Waddenzee, met name ten aanzien van de aanwezigheid van fosfaatmineralen. Mogelijk beschikt NIOZ over meetgegevens, verzameld in het kader van specifiek onderzoek.

E Logboek

In de onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van een selectie van relevante simulaties die in het kader van dit project zijn gemaakt.

	hydrodyn	uitvoer	uitvoer	totN/ totP	RcDensed	adsorptie	Vsed_AAP	des_AAPs1	crtemp_des	lozing	graas ws	wadactief	sluitfoutcorrectie
Totbio_1	oud	31 - WS	-		0 oud		0.5	0		0 oud	0 +	+	
Totbio_2	oud	31 + WS	-		0 oud		0.5	0		0 oud	0 +	+	
Totbio_3	oud	311 + WS	+		0 oud		0.5	0		0 oud	0 +	+	
Totbio_4	oud	311 + WS	+		0 oud		0.5	0		0 oud	0 +	-	
Totbio_5	oud	311 + WS	+		0.2 oud		0.5	0		0 oud	0 +	+	
Totbio_6	oud	311 + WS	+		0.1 oud		0.5	0		0 oud	0 +	+	
Totbio_7	oud	311 + wadden	+		0.1 oud		0.5	0.2		12 oud	0 +	+	
wadcons1	oud	31 - WS	-		0 oud		0.5	0		0 oud	0 -	+	
wadcons2	oud	311 - WS	-		0 oud		0.5	0		0 oud	0 -	+	
wadcons3	oud	311 - WS	+		0 oud		0.5	0		0 oud	0 -	+	
Aapdeso1	oud	31 + WS	+		0.2 nieuw		0.5	0.15		12 oud	0 +	+	
Aapdeso2	oud	31 + WS	+		0.2 nieuw		1	0.05		12 oud	0 +	+	
Aapdeso3	oud	31 + WS	+		0.2 nieuw		1	0.08		12 oud	0 +	+	
Totbio_8	oud	31 + WS	+		0.2 nieuw		1	0.08		12 nieuw	0 +	+	
Totbio_9	oud	31 + WS	+		0.2 nieuw		1	0.08		12 oud	0 +	+	
Totbio_10	oud	31 + WS	+		0.2 nieuw		1	0.08		12 nieuw	2.5 +	+	
Filter2	nieuw	31 + WS	+		0.2 nieuw		0.5	0		12 nieuw	2.5 +	+	zonder processen
Filter3	nieuw	31 + WS	+		0.2 nieuw		1	0.08		10 nieuw	2.5 +	+	met processen
Filter4	nieuw	31 + WS	+		0.2 nieuw		0.5	0		12 nieuw	2.5 +	-	zonder processen
Filter5	nieuw	31 + WS	+		0.2 nieuw		1	0.08		10 nieuw	2.5 -	-	met processen
Filter6	nieuw	31 + WS	+		0.2 nieuw		1	0.08		10 nieuw	2.5 +	-	met processen
Filter7	nieuw	31 + WS	+		0.2 nieuw		0.5	0		12 nieuw	2.5 +	-	zonder processen,
Filter8	nieuw	31 + WS	+		0.2 nieuw		1	0.08		10 nieuw	2.5 +	-	zelfde restart als filter6 filter6, met verbeterde segmentfunctie

F Filterfeederbiomassas

