

**Objectivering van modellering van
scenario's met de Eems-Dollard
modellen voor slib en primaire
productie**

Onderdeel KPP BOO Waterkwaliteitsmodelschematisaties 2015



Objectivering van modellering van scenario's met de Eems-Dollard modellen voor slib en primaire productie

dr. D.S. van Maren
dr. W. Stolte
K. Cronin PhD
drs. A.J. Nolte

1220070-000

Titel

Objectivering van modellering van scenario's met de Eems-Dollard modellen voor slib en primaire productie

Opdrachtgever
Rijkswaterstaat WVL

Project
1220070-000

Kenmerk
1220070-000-ZKS-0012

Pagina's
55

Trefwoorden

Eems-Dollard, KRW, modellering, effectketen, hydrodynamica, slib, nutriënten, primaire productie, objectivering.

Samenvatting

In het kader van de KRW-Maatregel Verkenning Slibhuishouding is een effectketenmodel voor de Eems-Dollard opgezet, gekalibreerd en gevalideerd. Het modelinstrumentarium bestaat uit een hydrodynamisch model, een slibmodel en een primaire-productiemodel. In het kader van het KPP Beheer, Onderhoud en Ontwikkeling (BOO) Waterkwaliteitsmodelschematisaties is afgesproken dat naast een subjectief (deskundigen)oordeel ook een objectieve beoordeling moet worden uitgevoerd van modelbetrouwbaarheid. In 2014 is een inventarisatie gemaakt van mogelijke methoden voor zo'n objectivering, en toegepast op dit Eems-Dollard effectketenmodel.

Een van de doelen waarvoor het effectketenmodel is opgezet, is om maatregelen (zoals effecten van verdiepingen of veranderingen in bagger- en stortstrategieën) door te rekenen waarmee de waterkwaliteit (bijvoorbeeld primaire productie en vertroebeling) in het estuarium kan worden verbeterd. Dergelijke scenario's kunnen niet worden geobjectiveerd volgens eerder ontwikkelde betrouwbaarheidsmethodieken, omdat de basis hiervoor altijd een data-model vergelijking is, en voor toekomstige scenario's is geen data beschikbaar. Daarom is een methodiek ontwikkeld en toegepast, waarbij meerdere model parametersets in het sediment transport model worden geïdentificeerd, waarmee meetgegevens gebruikt in de kalibratie fase vergelijkbaar goed worden gereproduceerd. Met deze verschillende parametersets worden vervolgens twee scenario's doorgerekend: een scenario waarbij sediment wat bezinkt in havens op zee wordt gestort, en een scenario waarin de bodem van het estuarium ondieper wordt gemaakt.

De resultaten laten zien dat de effecten van de scenario's (en vooral het zeewaarts storten) op sedimentconcentratie, extinctie, en chlorofyl-a groot zijn. De effecten van verschillende modelparameter instellingen zijn echter beperkt: voor de geteste modelparameter instellingen zijn de berekende effecten van de scenario's vergelijkbaar. Dit geeft vertrouwen in de geschiktheid van het model om toe te passen om het effect van scenario's uit te rekenen.

Referenties

—

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
01	Juni 2015	dr. D.S. van Maren		ir. M.D. Taal		drs. F.M.J. Hoozemans	
02	Sep 2015	dr. D.S. van Maren	BM	ir. M.D. Taal		drs. F.M.J. Hoozemans	

Status
definitief

Inhoud

1 Inleiding en doelstelling	3
1.1 Inleiding KPP BOO Waterkwaliteitsmodelschematisaties: Betrouwbaarheid van een model(voorspelling)	3
1.2 Doelstelling	4
1.3 Aanpak	4
1.4 Leeswijzer	5
1.5 Kaart met meetlocaties en modeluitvoer	5
2 Probleemdefinitie en modelkeuze	7
2.1 Denkkader en werkwijze voor objectivering	7
2.2 Probleemdefinitie KRW-maatregel slibhuishouding Eems-Dollard	7
2.3 Definitie van doelvariabelen en steunvariabelen	8
2.3.1 Inleiding	8
2.3.2 Doelvariabelen en steunvariabelen	8
2.4 Gekozen modelinstrumentarium	9
3 Alternatieve modelkalibraties	11
3.1 Inleiding	11
3.2 Beschikbare data	12
3.3 Alternatieve modelkalibratie	13
3.4 Objectivering	21
3.5 Beoordeling betrouwbaarheid	23
4 Variabiliteit in berekende verandering in troebelheid	25
4.1 Inleiding	25
4.2 Modelresultaat	26
4.2.1 Zeewaarts storten	26
4.2.2 Verondiepen	28
4.3 Objectivering	29
4.4 Boordeling betrouwbaarheid	31
4.5 Aanbevelingen	31
5 Variabiliteit in berekende verandering in primaire productie	33
5.1 Inleiding	33
5.2 Modelresultaat	34
5.3 Objectivering	37
5.3.1 Methodiek	37
5.3.2 Extinctiecoëfficiënt	38
5.3.3 Chlorofyl-a	38
5.3.4 Pelagische primaire productie	40
5.4 Boordeling betrouwbaarheid	42
5.4.1 Extinctiecoëfficiënt en pelagische algenbiomassa (chlorofyl-a)	42
5.4.2 Pelagische primaire productie	43
5.4.3 Algemene conclusie	43
6 Samenvattende conclusie en leerervaringen	45
6.1 Objectivering modellering scenario's Eems-Dollard	45

6.1.1	Aanpak	45
6.1.2	Resultaten Eems-Dollard	46
6.2	Werkwijze objectivering van scenario's	47
6.2.1	Ervaring en lessen	47
6.2.2	Bereikte doelen	48
6.3	Conclusies en aanbevelingen	48
7	Referenties	51
 Bijlage(n)		
A	Algemene beschrijving B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties	A-1
A.1	Aanpak: Cyclus vraagarticulatie en B&O en Ontwikkeling	A-1
A.2	Algemene doelstelling en afbakening	A-1
A.3	Overzicht van producten tot en met juni 2015	A-3
B	Modelruns	B-1

1 Inleiding en doelstelling

1.1 Inleiding KPP BOO Waterkwaliteitsmodelschematisaties: Betrouwbaarheid van een model(voorspelling)

In 2013 is het KPP Beheer & Onderhoud en Ontwikkeling (BOO) Waterkwaliteitsmodelschematisaties¹ gestart met als doel gebiedsmodellen voor waterkwaliteit en ecologie² die voor Rijkswaterstaat relevant zijn, onder B&O te brengen en te ontwikkelen voor de beheervragen van Rijkswaterstaat. Een veel voorkomende vraag in modelstudies is hoe 'goed' of 'betrouwbaar' het model is. Wanneer op basis van modelresultaten beslissingen genomen moeten worden, wordt gevraagd hoe 'zeker' het modelresultaat is. Naarmate een beslissing concreter wordt (dichter bij 'schop-in-de-grond') en met grotere investeringen en/of grotere maatschappelijke impact gepaard gaat, neemt de druk op 'betrouwbaarheid' toe.

Als er metingen zijn, kan de betrouwbaarheid van een model aangetoond worden door een vergelijking van metingen en modelresultaten. Dat gebeurt zowel op het niveau van een wiskundige formulering van een individueel fysisch, chemisch of biologisch proces in de modelsoftware als op het niveau van de toepassing van modelsoftware voor een bepaald gebied zoals in dit rapport voor de Eems-Dollard. De betrouwbaarheid van een gebiedsmodel wordt getoetst door veldmetingen te vergelijken met modelresultaten, waarbij beide het gecombineerde gevolg zijn van een reeks processen. Individuele processen kunnen meestal niet onderscheiden worden. Dit tweede niveau wordt kalibratie en validatie van het gebiedsmodel genoemd en het resultaat een gekalibreerd en gevalideerd gebiedsmodel.

Wanneer het gaat om een voorspelling – bijvoorbeeld van het effect van een maatregel – zijn geen metingen beschikbaar en een objectief oordeel over de betrouwbaarheid van een voorspelling moet dus anders worden aangepakt. Het gebruik van een gekalibreerd en gevalideerd gebiedsmodel is overigens op zichzelf al een bewijs van betrouwbaarheid, zo lang als de voorspelling binnen de toepassingsrange van het gebiedsmodel ligt. Dergelijke voorspellende toepassingen van een gebiedsmodel worden in dit rapport scenario's genoemd.

In het KPP is geconstateerd dat er behoefte is aan objectivering en aan een gestructureerde werkwijze daarvoor. In Deltares (2014a) zijn technieken voor objectivering geïnventariseerd voor zowel de kalibratie- en validatiefase als de scenariofase (dat wil zeggen voorspellingen). Het gebiedsmodel dat is gekalibreerd en gevalideerd voor de Eems-Dollard (Deltares 2014b/c, Deltares 2015a) is geobjectiveerd in Deltares (2015c) en gebruikt om scenario's voor verbetering door te rekenen in Deltares (2014b).

¹ Zie Bijlage A voor een algemene beschrijving van het KPP B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties.

² Inclusief hydrodynamica- en slib-modellen die daarvoor nodig zijn, modellen voor temperatuur, en 3D modellen voor zoutindringing en zoutverspreiding

1.2 Doelstelling

Een fundamenteel punt bij het doorrekenen van scenario's is dat een model gekalibreerd wordt op bepaalde condities en dat het model geldig verklaard wordt binnen deze range, maar soms buiten deze range wordt toegepast. Een model kan tegen verschillende parameterinstellingen afgeregeld worden om een zekere gemeten range aan variabelen te reproduceren. Zolang het model binnen de geldigheidsrange van de kalibratie blijft, is de variatie in parameterinstellingen van beperkt belang. Een onderwerp waar relatief weinig aandacht aan wordt gegeven, is dat scenario's (per definitie) afwijken van de gekalibreerde condities en dat de geldigheidsrange daarbij meestal impliciet aanvaard wordt. Dit is met het Eems-Dollard model, waarvan de waterbeweging, sedimenttransport, en primaire productie zijn afgeregeld tegen metingen uit 2012 en 2013, gedaan. De scenario's zijn gericht op het verlagen van de sedimentconcentratie in het estuarium.

Om het vertrouwen te vergroten in de voorspelbaarheid van het model, zijn meerdere modelkalibratiesets ontwikkeld voor het sedimenttransportmodel. Deze aangepaste scenario's zijn vervolgens toegepast om een aantal sedimenttransportscenario's zoals eerder doorgerekend in Deltares (2015b), met meerdere kalibratiesets opnieuw door te rekenen. De resulterende slobtransportvelden zijn vervolgens ook gebruikt om het effect van slobmodelinstellingen op primaire productie te evalueren.

In dit rapport worden twee vragen beantwoord:

1. In hoeverre kunnen de slobmetingen met meerdere kalibratie model parameterinstellingen gereproduceerd worden?
2. In hoeverre beïnvloeden de modelparameterinstellingen het relatieve effect van scenario's ter verbetering, voor zowel de sedimentconcentratie als de primaire productie?

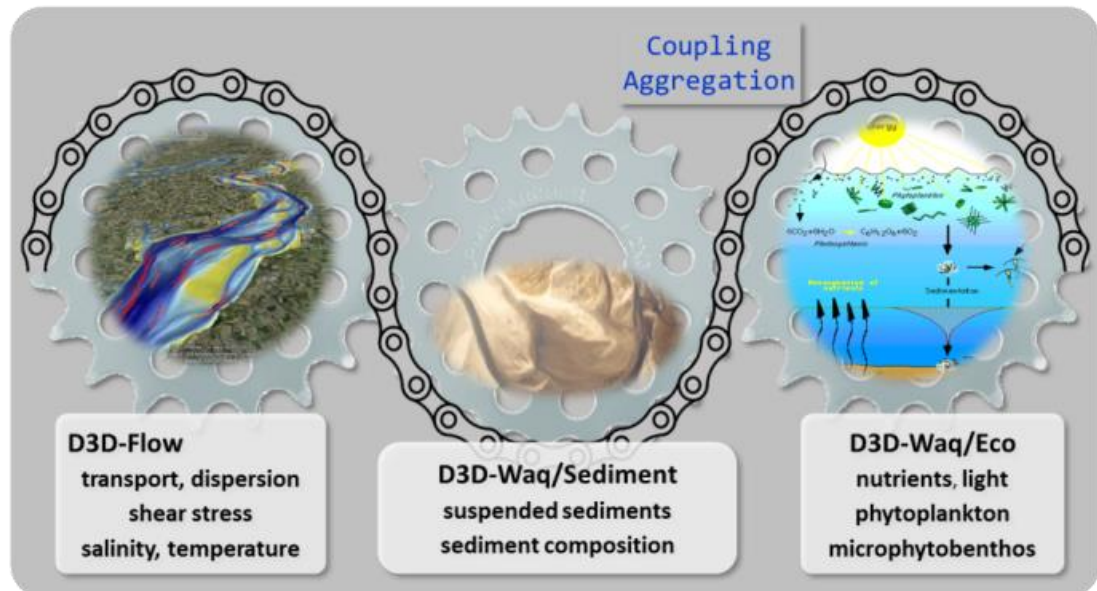
De eerste vraag wordt beantwoord door twee alternatieve kalibratie-instellingen te realiseren. Deze kalibratie wordt geobjectiveerd met dezelfde methodologie als toegepast in Deltares (2015c).

Bij de tweede vraag staat de toepassing en de toepasbaarheid van het effectketenmodel voor het doorrekenen van scenario's voor verbetering centraal. Deze scenario's zijn eerder doorgerekend in Deltares (2015b), als onderdeel van de KRW-Maatregel Verkenning slobhuishouding Eems-Dollard. Hoe 'goed' kan het effectketenmodel de beheervragen van Rijkswaterstaat beantwoorden of hoe 'goed' draagt het bij aan de beantwoording?

1.3 Aanpak

In 2015 is de kalibratie en validatie van het effectketenmodel van de Eems-Dollard afgerond. Het effectketenmodel bestaat uit drie schakels (Figuur 1.1):

1. Hydrodynamica met Delft3D-FLOW inclusief golven met SWAN
2. Slob met DELWAQ
3. Primaire productie met DELWAQ (inclusief nutriënten en zuurstof)



Figuur 1.1 Algemene set-up van een effectketenmodel

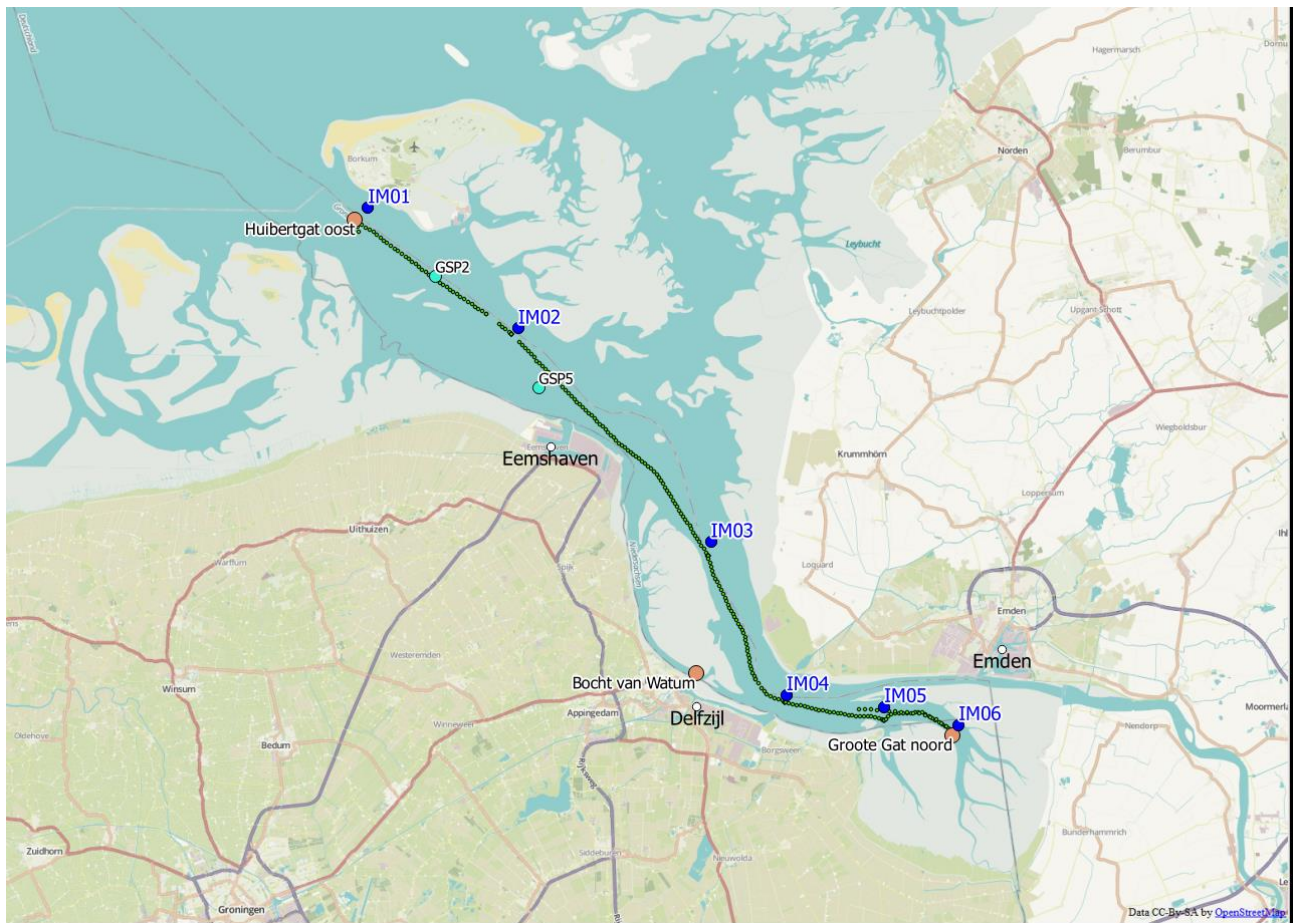
1.4 Leeswijzer

Van de lezer van dit rapport wordt achtergrondkennis van de vraagstelling in de Eems-Dollard verwacht en van de uitgevoerde effectketenmodellering. Van beiden wordt in dit rapport een beknopte inleiding gegeven, maar volledigheid is niet nagestreefd. Kennis van de gebruikte modellen wordt eveneens verondersteld (Deltares 2014b/c, 2015a/b/d).

Na dit inleidende hoofdstuk wordt in hoofdstuk 2 de achtergrond en context van objectivering geschetst. Dit is eerst een beknopte herhaling van het denkkader en de werkwijze voor objectivering. Daarna volgt de beschrijving van de uitgevoerde 'Probleemdefinitie- en modelkeuze'-fase.

1.5 Kaart met meetlocaties en modeluitvoer

Omdat de meetlocaties voor alle modellen gelijk zijn, wordt de kaart met locaties hier al geïntroduceerd. Figuur 1.2 bevat het overzicht van de MWTL locaties, de locaties van de IMARES monitoringcampagne en de locaties van de monitoring van Groningen Seaports (GSP).



Figuur 1.2 Overzicht van meetlocaties in de Eems-Dollard gebruikt in dit rapport

2 Probleemdefinitie en modelkeuze

2.1 Denkkader en werkwijze voor objectivering

In Deltares (2014a) is een handreiking voor het objectiveren van (on)zekerheid van een gebiedsmodel opgesteld. Deze paragraaf geeft een beknopte samenvatting van denkkader en werkwijze.

In algemene zin geldt dat een modelstudie wordt uitgevoerd om informatie te genereren voor een bepaalde vraag, ofwel om in een bepaalde informatiebehoefte te voorzien. Het is essentieel te weten of het model 'goed genoeg' is om in de informatiebehoefte te voorzien. Ofwel: Is het antwoord dat met ondersteuning van een gebiedsmodel gegeven wordt, betrouwbaar? In modelstudies voor waterkwaliteit en ecologie concludeert de modeldeskundige nog vaak uitsluitend op basis van visuele vergelijking van modelresultaat met metingen of een gebiedsmodel goed genoeg is. Voor de niet-modeldeskundige is de waarde van zo'n conclusie niet altijd goed in te schatten. Naast overeenkomsten tussen gemeten en gemodelleerde variabelen zijn er immers altijd in meer of minder mate afwijkingen. Maar wat geeft de doorslag? Het toevoegen van een objectieve maat – in de internationale literatuur vaak aangeduid met goodness-of-fit (GoF) – naast het subjectieve oordeel van de modeldeskundige, vergroot de transparantie en consistentie tussen modelstudies en verkleint het risico op een persoonlijke bias.

Twee uitgangspunten moeten ten allen tijde beseft worden:

- Een objectieve vergelijking vervangt een subjectieve vergelijking niet, maar de een vult de ander aan.
- Omdat voor een objectieve vergelijking ook keuzes gemaakt worden (welke parameter, welke periode, welke statistiek?), zitten in een objectieve vergelijking ook subjectieve elementen. Keuzes dienen gebaseerd te zijn op kennis van het gebied en van de oorzaak-effectrelaties. Keuzes dienen expliciet en transparant te zijn.

In Deltares (2013a) is de werkwijze vastgelegd voor een studie waarin een model gebruikt wordt. De werkwijze sluit aan bij de algemene Good Modelling Practice systematiek (bijvoorbeeld STOWA, 1999; Schmolke et al., 2010). Een aspect is het opdelen van een modelstudie in verschillende fasen:

1. Probleemdefinitie- en modelkeuzefase
2. Kalibratie- en validatiefase
3. Scenariofase

In dit rapport is de Scenariofase van belang. de Probleemdefinitie- en modelkeuzefase en de Kalibratie- en validatiefase waren onderwerp van Deltares (2015c).

2.2 Probleemdefinitie KRW-maatregel slibhuishouding Eems-Dollard

Rijkswaterstaat is beheerder van de Eems-Dollard en is verantwoordelijk voor het voldoen aan de Kaderrichtlijn Water (KRW). In het brondocument (Anoniem, 2012) staat:

- "Het Goede Ecologische Potentieel voor het waterlichaam Eems-Dollard wordt als matig beoordeeld. Dit is gebaseerd op de beoordelingen van de verschillende

maatlaten fytoplankton, macrofyten, macrofauna en vis alsook de overige en stroomgebiedsrelevante stoffen en de fysisch-chemische parameters.”

- “Het waterlichaam Eems-Dollard wordt als ‘niet goed’ beoordeeld wat betreft de chemische toestand.”

Om de ecologische toestand van het estuarium te verbeteren zijn via een iteratief proces met stakeholders een aantal maatregelen geïdentificeerd, welke zijn doorgerekend met het ontwikkelde modelinstrumentarium. Deze maatregelen worden in dit rapport opnieuw doorgerekend met een variatie aan modelparameters.

2.3 Definitie van doelvariabelen en steunvariabelen

2.3.1 Inleiding

Een doelvariabele wordt ‘SMART’ beschreven door:

- Parameter en eenheid
- Gedefinieerd in tijd
- Gedefinieerd in horizontale ruimte
- Gedefinieerd in verticale ruimte
- Statistiek
- Benodigde nauwkeurigheid

Voor toepasbaarheid in de kalibratie- en validatiefase moeten er metingen van de variabele beschikbaar zijn. Zowel de locatie als frequentie van de metingen is (mede) bepalend voor de definitie van de doelvariabele.

2.3.2 Doelvariabelen en steunvariabelen

Doelvariabelen voor waterkwaliteit en primaire productie zijn in overleg met Rijkswaterstaat vastgesteld. Ze zijn te verdelen in drie categorieën, die de keten van effecten duidelijk maakt.

- 1 De concentratie van gesuspendeerd sediment (zwevend stof) is belangrijk voor de berekening van het lichtklimaat, en daarmee ook de primaire productie. Sedimentconcentraties worden in het waterkwaliteitsmodel overgenomen uit de uitvoer van het sedimentmodel. Hiervoor is de sedimentmodeluitvoer geaggregeerd in tijd en ruimte. Deze doelvariabele is niet bedoeld om de kwaliteit van het sedimentmodel te testen, maar is bepalend als eerste stap voor de betrouwbaarheid van de primaire productieberekening.
- 2 De extinctiecoëfficiënt van zichtbaar licht in de waterkolom is een maat voor de lichtuitdoving die grotendeels wordt bepaald door de concentratie zwevend stof.
- 3 De chlorofylconcentratie is een maat voor de biomassa van primaire producenten, en primaire productie is de ultieme doelvariabele in het huidige project.

De concentraties van zuurstof en nutriënten worden hier beschouwd als steunvariabelen. Ze zijn afhankelijk van de randvoorwaarden, lozingen, transport en processnelheden in de modeltoepassing. Voor zuurstof geldt hierbij nog dat de concentratie ook bepaald wordt door de mate van re-aeratie, de uitwisseling met de atmosfeer.

Tabel 2.1 Doelvariabelen en steunvariabelen

Parameter	Eenheid	Tijd	Beschikbare meetstations	Verticale positie	Statistiek	Opmerking	boxplots	regressie	target
Zwevend stof	g/m3		MWTL			PP-model --> org + anorg	x	x	x
Extinctiecoëfficiënt (K_d)	1/m	Winter	MWTL, IMARES-stations	diepte geïntegreerd	per meting	Winter: voor relatie KD-SPM	x	x	x
Extinctiecoëfficiënt (K_d)	1/m	Zomer (1 mrt - 30 sep)	MWTL, IMARES-stations	diepte geïntegreerd	per meting	Zomer: van belang voor Primaire productie	x	x	x
Chlorofyl pelagisch zomer	mg/m3	maart-september	MWTL, IMARES-stations	1 m onder wateropp	per meting, per maand, log	biomassa pelagisch systeem	x	x	x
Chlorofyl pelagisch zomer	mg/m3	maart-september	MWTL, IMARES-stations	1 m onder wateropp	90 percentiel	KRW (actueel?)	x	x	x
Chlorofyl pelagisch zomer	mg/m3	maart-september	Pocketbox	1 m onder wateropp	per meting, per uur, log	hoge resolutie ruimtelijke gradient	x	x	x
Chlorofyl bentisch	mg/m2	jaar	IMARES	diepte geïntegreerd	per meting, log	biomassa bentisch systeem	x	x	x
Phaeocystis	gC/m3	maart-september	MWTL, IMARES-stations	1 m onder wateropp	90 percentiel	KRW (actueel?)	x	x	x
Primaire productie pelagisch	gC/m2/d	jaar zomer/winter	IMARES-stations	diepte geïntegreerd	per maand per gebied	productiviteit pelagisch systeem	x	x	
Primaire productie bentisch	gC/m2/d	jaar zomer/winter	IMARES-stations	diepte geïntegreerd	per maand per gebied	productiviteit bentisch systeem	x	x	
zuurstofconcentratie	g/m3	jaar zomer/winter	MWTL, IMARES-stations	1 m onder wateropp	per meting	zuurstofhuishouding (PP, reaeratie)	x	x	x
DIN	gN/m3	jaar zomer/winter	MWTL, IMARES-stations	1 m onder wateropp	per meting	Loads, randen en transport	x	x	x
PO4-P	gP/m3	jaar zomer/winter	Eems-Dollard (BvW) MWTL/IMARES	1 m onder wateropp	per meting	nalevering PO4 uit sediment	x	x	x
PO4-P	gP/m3	jaar zomer/winter	Buitengebied (ten noorden Eemshaven) MWTL/IMARES	1 m onder wateropp	per meting	Noordzee dynamiek (rand en opname algen)	x	x	x
SiO4	gSi/m3	jaar zomer/winter	MWTL, IMARES-stations	1 m onder wateropp	per meting	dynamiek en nutriëntlimitatie	x	x	x

2.4 Gekozen modelinstrumentarium

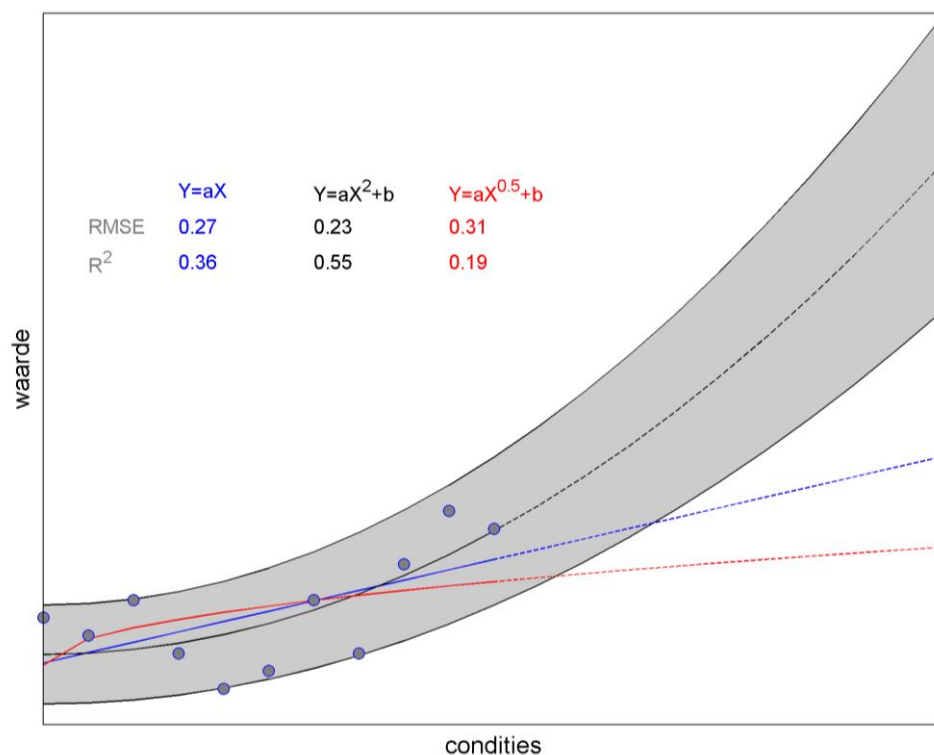
Omdat de Probleemdefinitie- en modelkeuzefase in dit geval uitgevoerd is nadat de kalibratie en validatie van de gebiedsmodellen is afgerond, ligt de modelkeuze vast. De drie schakels van de effectketen zijn benoemd in paragraaf 1.3.

3 Alternatieve modelkalibraties

3.1 Inleiding

Binnen het KRW project Eems-Dollard zijn scenario's voor verbetering doorgerekend (Deltares, 2015b) met een slibmodel dat is gekalibreerd tegen metingen verzameld in 2012 en 2013 (Deltares, 2014c). De nauwkeurigheid van dit model is verder geobjectiveerd in Deltares (2015c).

Een conceptueel punt bij het berekenen van toekomstscenario's, waarbij de slibdynamiek aanzienlijk veranderd als gevolg van ver(on)diepingen of wijzigingen in bagger- en stortstrategieën, is dat de berekende condities per definitie afwijken van de condities waarvoor het model is gekalibreerd. Het model is vooral geldig binnen de range waarvoor het gekalibreerd is. Binnen dit kalibratiedomein kan de data door verschillende modellen worden beschreven, welke mogelijk allemaal de data redelijk tot goed beschrijven. Buiten het kalibratiedomein kunnen deze modellen echter onderling sterk afwijken: dit is geïllustreerd in Figuur 3.1.



Figuur 3.1 Schematische weergave van het geldigheidsdomein van verschillende modellen. Drie verschillende modellen zijn gefit tegen bepaalde condities (de grijze punten). Alle drie modelfits beschrijven de kalibratiecondities redelijk binnen het kalibratie gebied (doorgetrokken lijnen), maar wijken zeer sterk af buiten het kalibratie gebied (de gestippelde lijnen). De grijze band rond de kwadratische fit geeft een voorbeeld van een 20% spreiding weer, als equivalent voor een stochastische verdeling rond een vooraf gekozen model weer (in dit geval $Y = aX^2 + b$)

De onzekerheid als gevolg van modelbeschrijvingen zoals geïllustreerd in Figuur 3.1 kan vergeleken worden met de onzekerheid in modelparameterinstellingen. In een sedimenttransportmodel worden aannames gedaan over parameters met een onderbouwde fysische grondslag (zoals de valsnelheid en de kritische schuifspanning voor erosie) en het model wordt afgeregeld met parameters zoals de erosiesnelheid. Het resultaat van de kalibratie is dan een parameterset die de sedimentconcentratie beschrijft, equivalent aan een lijn zoals in Figuur 3.1. De parameterset is echter niet de enige mogelijke oplossing. Het is mogelijk dat een andere set aan modelparameters (met bijvoorbeeld een hogere of lagere valsnelheid of kritische schuifspanning voor erosie) de metingen op een vergelijkbare manier beschrijft. De vraag is in hoeverre een parameterset de sedimentdynamica buiten de kalibratierange beschrijft.

Om de onzekerheid in modelparameters te kwantificeren wordt meestal gebruik gemaakt van stochastische of probabilistische modellen. Bij dit soort modeltechnieken worden een groot aantal invoerparameters systematisch gevarieerd en op basis van een groot aantal simulaties wordt een variatie in een of meerdere doelvariabelen berekend. Een dergelijke techniek wordt veel toegepast in bijvoorbeeld hydrologische modellen of relatief eenvoudige morfologische modellen (bijvoorbeeld van Vuren, 2005). Deze methode is echter niet geschikt voor het Eems-Dollard model, vanwege de hieronder beschreven redenen.

- Bij stochastisch modelleren moet een groot aantal berekeningen uitgevoerd worden en is daarom alleen geschikt voor modellen met een beperkte rekentijd. Voor een instrumentarium zoals het Eems-Dollard model is een dergelijke methode niet haalbaar, omdat het te rekenintensief is.
- De invoerparameters zijn onderling afhankelijk. Een hogere kritische bodemschuifspanning moet gecompenseerd worden met een hogere erosieparameter of een andere valsnelheid; het is fysisch niet realistisch een enkele parameter te wijzigen. De mate waarin de parameters van elkaar afhankelijk zijn, is niet goed genoeg bekend om deze afhankelijkheid in de stochastische of probabilistische trekking mee te nemen.
- Bij stochastische modellering wordt initieel uitgegaan van een bepaalde referentie-instelling. De stochastische afwijking in de doelvariabele blijft daarom altijd gekoppeld aan deze initiële referentie-instelling (grijze band in Figuur 3.1 rond de kwadratische fit). Als gevolg van de onderlinge afhankelijkheid van de verschillende parameters kan de werkelijke beschrijving van het effect van een scenario buiten deze stochastische band liggen.

Als alternatief wordt met het Eems-Dollard model een aantal aanvullende kalibratiesets bepaald. Deze kalibratiesets worden afzonderlijk afgeregeld tegen bestaande data (paragraaf 3.2), vergelijkbaar met de procedure beschreven in Deltares (2014c) en gepresenteerd in sectie 3.3. Vervolgens worden de modelresultaten geobjectiveerd (sectie 3.4) met behulp van de methodologie toegepast in Deltares (2015c). Deze resultaten worden geïnterpreteerd en geëvalueerd in sectie 3.5.

3.2 Beschikbare data

In 2012 en 2013 zijn door Imares metingen uitgevoerd in het kader van het KRW project 'Slibhuishouding Eems-Dollard'. De meest relevante metingen voor de sedimentdynamica zijn de sedimentconcentratiemetingen uitgevoerd op locaties IMARES 1 – Imares 6 (zie Figuur 1.2 voor locatie). Daarnaast zijn langjarige metingen beschikbaar op drie MWTL locaties (waarvan er twee overlappen met de Imares stations). In 2012 zijn continue metingen

beschikbaar aan de monding van het Eems estuarium (GSP2 en GSP5). Deze metingen zijn gebruikt voor de objectivering van het Eems-Dollard model (Deltares, 2015c). Een uitgebreide beschrijving van de verschillende databronnen en de betrouwbaarheid van de data zelf wordt gegeven in het sedimenttransport kalibratierapport (Deltares, 2014b). Vanwege de beschikbaarheid van de continu-metingen in 2012 wordt alleen dit jaar gebruikt voor de hier uitgevoerde objectiveringsstudie.

3.3 Alternatieve modelkalibratie

In Deltares (2014c) wordt de opzet van het sedimenttransportmodel besproken en wordt een gevoeligheid van de berekende sedimentconcentratie voor verschillende modelparameters besproken. Het doel van deze alternatieve kalibratie is het opstellen van twee alternatieve parametersets waarbij de sedimentconcentratie zoals berekend met het sedimenttransportmodel zo min mogelijk verandert. Om dit te bereiken wordt een aantal parameters gewijzigd die een tegenovergesteld effect hebben. Dit kan bijvoorbeeld door de erosieflux en de depositieflux tegelijkertijd te vergroten. Dit vergt afregeling, resulterend in een aantal modelruns zoals opgenomen in Appendix B. De twee alternatieve sets welke potentieel tot afwijkend modelgedrag leiden maar tegelijkertijd de meetdata vergelijkbaar als de referentie modelrun beschrijven, worden hierna in meer detail toegelicht. Om de afwijkende instellingen te beschrijven, worden hieronder eerst de belangrijkste vergelijkingen voor de water-bodemuitwisseling gegeven.

De vergelijkingen voor erosie van sediment uit laag 1 (E_1) en laag 2 (E_2) zijn als volgt

$$E_1 = m M_1 \left(\frac{\tau}{\tau_{cr,1}} - 1 \right) \quad m < \frac{M_0}{M_1}$$

$$E_1 = M_0 \left(\frac{\tau}{\tau_{cr,1}} - 1 \right) \quad m > \frac{M_0}{M_1}$$

$$E_2 = p_2 M_2 \left(\frac{\tau}{\tau_{cr,2}} - 1 \right)^{1.5}$$

Waarbij M_0 , M_1 en M_2 erosieparameters zijn (dimensieloos), m de hoeveelheid sediment in laag 1 (in kg/m^2), $\tau_{cr,1}$ en $\tau_{cr,2}$ kritische schuifspanningen voor erosie (in N/m^2 , voor respectievelijk laag 1 en 2), en p_2 de fractie fijn sediment in laag 2.

Depositie van sediment wordt gegeven door het product van de valsnelheid w_s (in m/d) en de sedimentconcentratie C (in g/m^3) in de onderste hydrodynamische laag:

$$D = w_s C$$

Al het sediment bezinkt initieel in laag 1. Transport van laag 1 naar laag 2 F_{burial} wordt berekend met een mengingscoëfficiënt k_b (in $1/\text{d}$):

$$F_{burial} = k_b m$$

De alternatieve modelinstellingen worden als volgt afgeleid. De erosie van sediment wordt bepaald door een erosie parameter (M) en een kritische schuifspanning voor erosie (τ_{cr}).

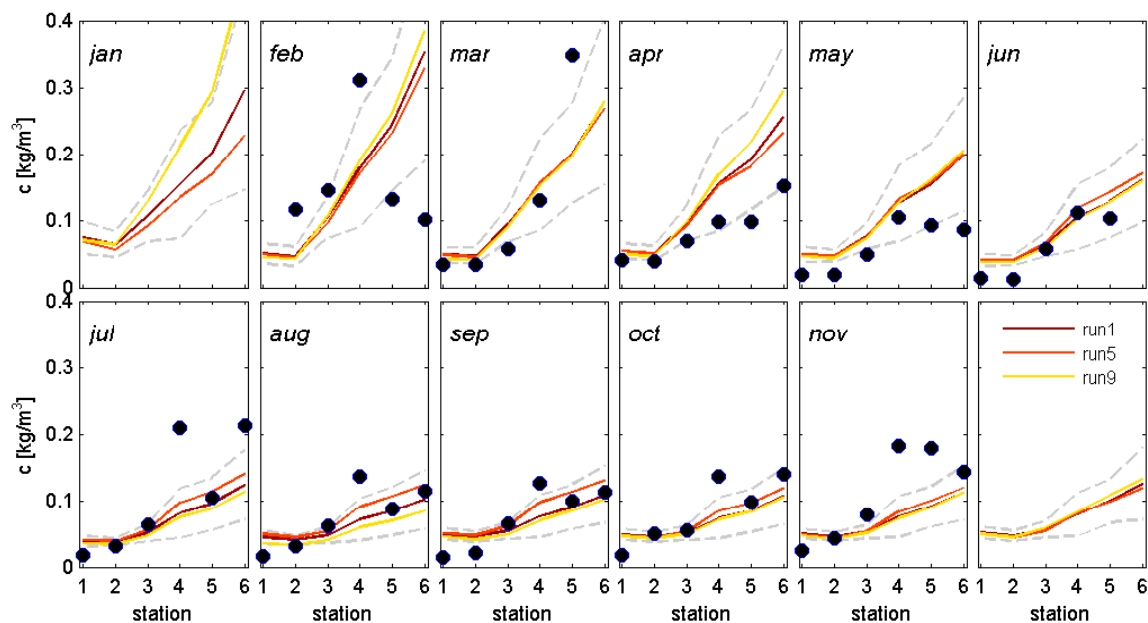
Erosie van sediment neemt toe met hogere M en lagere τ_{cr} . Door beide te verhogen of te verlagen, kan de netto erosie (over ruimte of gemiddeld over de tijd) vergelijkbaar blijven, maar veranderd de verdeling van bruto erosie over de ruimte en tijd. Als eerste alternatief (run5) is daarom de kritische schuifspanning voor erosie τ_{cr} in de onderlaag verhoogd (van 0.9 naar 1.2), maar is ook de erosieparameter M verhoogd (verdubbeld in de onderlaag, en vervijfvoudigd in de bovenlaag): zie Tabel 3.1.

Tabel 3.1 Modelinstellingen van de alternatieve modelkalibratie runs (met afwijking van de referentie run (run1) vet gedrukt. Voor de volledige set aan modelinstellingen wordt verwezen naar Deltares (2014c)

Parameter	symbol	Run1	run5	run9
TauShields	$\tau_{cr,2}$	0,9	1,2	0,5
FactResPup	M_2	3,5E-07	7,0E-07	7,0E-07
VResIMx	M_1	10	50	10
Burial	k_b (/dag)	0.1	0.1	0.5

Als tweede alternatief (run9) wordt de erosieflux als geheel verhoogd, door voor de onderlaag de kritische schuifspanning voor erosie $\tau_{cr,2}$ te verlagen en de erosieparameter M_2 te verhogen. Dit wordt gecompenseerd door uit de onderlaag gecompenseerd door een hogere depositieflux (k_b is een factor 5 hoger, zie Tabel 3.1).

De jaargemiddelde verdeling van sediment over de 6 IMARES stations is, voor de twee alternatieve kalibraties, vergelijkbaar met de referentierun (zie Figuur 3.2). De gemiddelde sedimentconcentratie valt ruim binnen de standaarddeviatie rond de referentierun (met uitzondering van stations 5 en 6 in januari). De nieuwe modelparameterinstellingen beschrijven de gemiddelde concentraties daarom vergelijkbaar met de referentierun. Daarnaast zijn de exacte waarden van de invoerparameters dermate onbekend dat de gekozen waarden van de referentie en alternatieve modelsettings in even grote mate fysisch realistisch zijn.

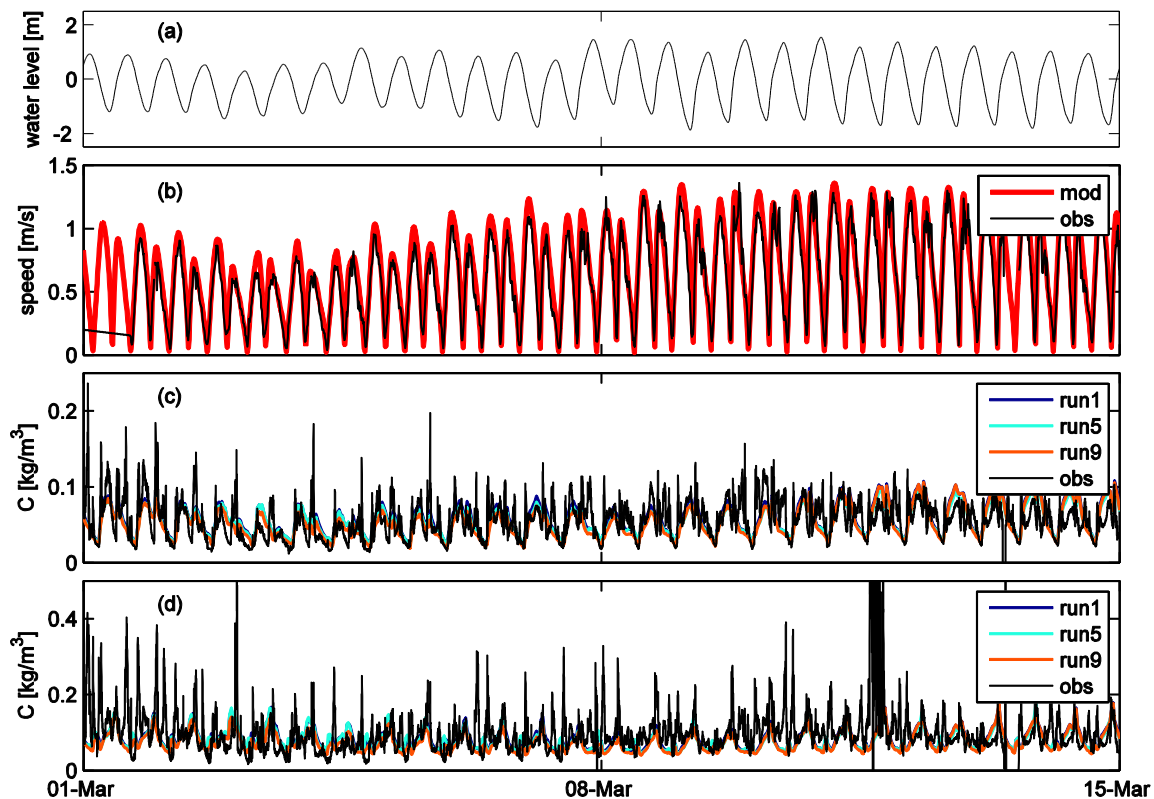


Figuur 3.2 Sedimentconcentratie voor de referentie som (run 1) en de vier aanvullende kalibraties, vergeleken met de Imares metingen, in 2012. De gestippelde grijze lijn is de standaarddeviatie band rond de referentie run

De variatie binnen het getij en over de springtij-doodtijcyclus is vergeleken bij station GSP5 (Figuur 3.3). Deze vergelijking laat het volgende zien:

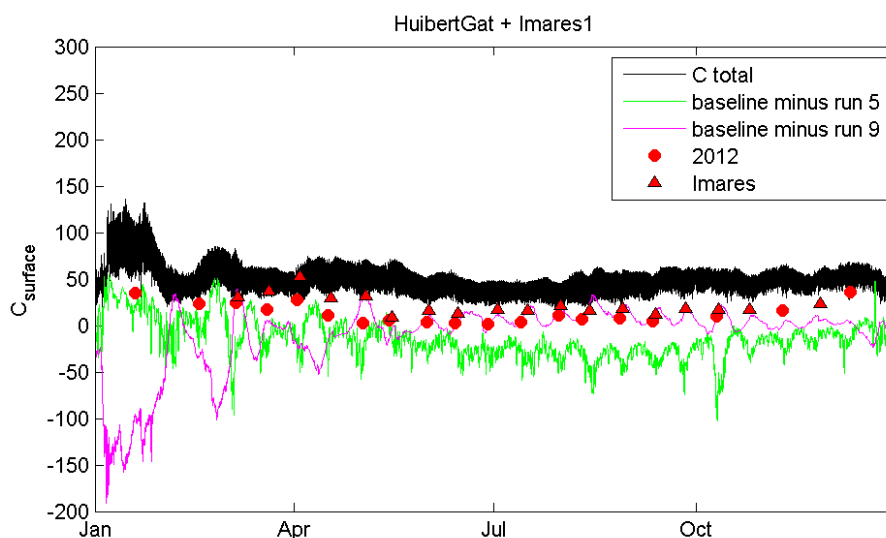
- Gedurende getij-gedomineerde condities zijn de modeluitkomsten van de referentierun en de beide alternatieven zeer vergelijkbaar. De metingen worden vergelijkbaar (goed of slecht) gereproduceerd.
- De verticale verdeling van sediment wordt niet of slechts beperkt beïnvloedt door de nieuwe parameterinstellingen.

De modeluitkomsten reproduceren daarom de beschikbare metingen in vergelijkbare mate. Hierbij dient aangetekend worden dat de onzekerheid gerelateerd aan de metingen zelf ook aanzienlijk zijn (zoals beschreven in Deltares 2014c), en groter dan de variabiliteit in de modelrealisaties.

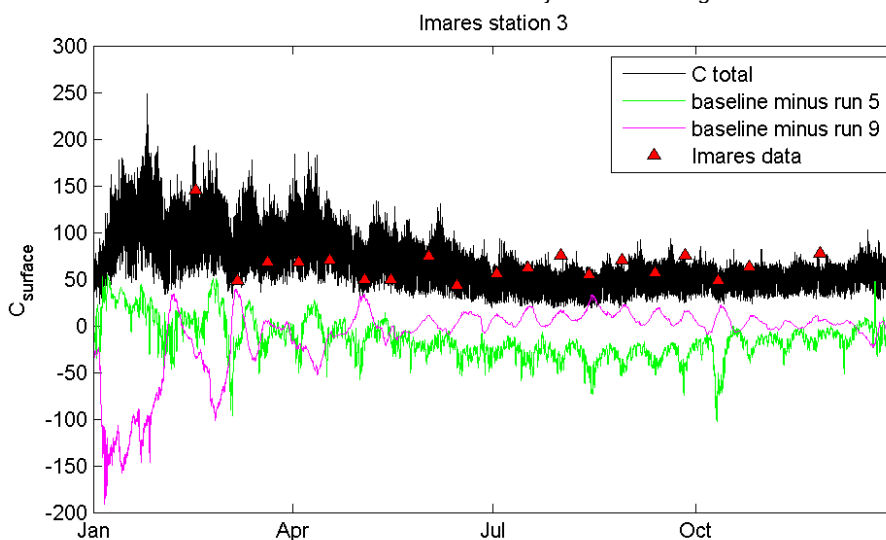


Figuur 3.3 Berekende en gemeten parameters bij station GSP 5 (zie Figuur 1.2 voor locatie), van 1 maart 2012 tot 15 maart 2012. Berekende waterstand (a), berekende (rood) en gemeten (zwart) diepte-gemiddelde stroomsnelheid (b), sedimentconcentratie gemeten (zwart) en berekend (run1, 5, en 9) nabij het oppervlak (c) en halverwege de water kolom (d)

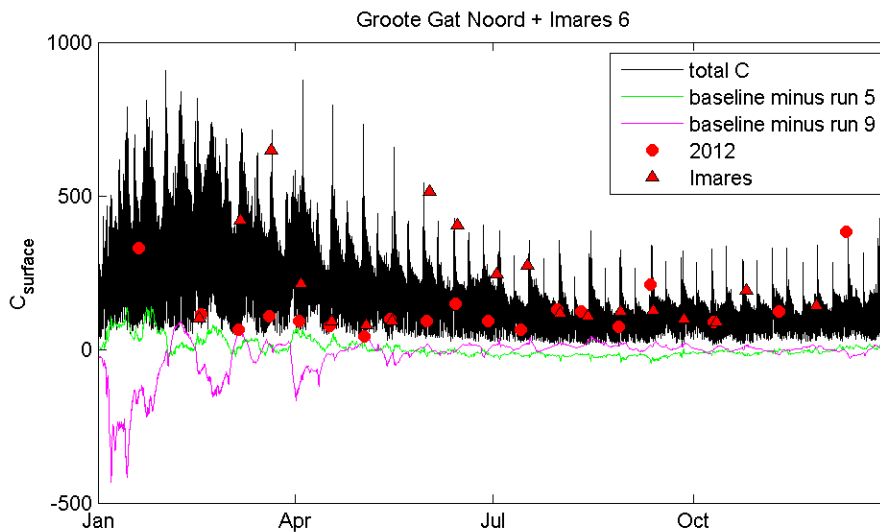
De nieuwe kalibratie-instellingen reproduceren de jaargemiddelde concentraties en de intra-getij- en springtij-doodtijvariatie tijdens getij-gedomineerde condities. De modeluitkomsten verschillen echter gedurende condities welke niet door getij zijn gedomineerd; met name in Januari (Figuur 3.4 tot Figuur 3.6). Dit verschil treedt vooral op tijdens stormen.



Figuur 3.4 Sedimentconcentratie berekend en gemeten bij station IMARES 1 (Huibertgat) in 2012 (zie Figuur 1.2 voor locatie). De absolute waarde van de referentie run is in zwart. De modelalternatieven zijn gevisualiseerd als verschil met de referentierun (baseline), waarbij hoog-frequente fluctuaties zijn uitgefilterd met een 12 uren lopend gemiddelde. Een **positief** verschil betekent een **lagere** sedimentconcentratie berekend met het alternatief. De rode cirkels zijn MWTL metingen en de rode driehoeken IMARES metingen



Figuur 3.5 Sedimentconcentratie berekend en gemeten bij station IMARES 3 in 2012 (zie Figuur 1.2 voor locatie). De absolute waarde van de referentie run is in zwart. De modelalternatieven zijn gevisualiseerd als verschil met de referentierun (baseline), waarbij hoog-frequente fluctuaties zijn uitgefilterd met een 12 uren lopend gemiddelde. Een **positief** verschil betekent een **lagere** sedimentconcentratie berekend met het alternatief. De rode driehoeken zijn IMARES metingen

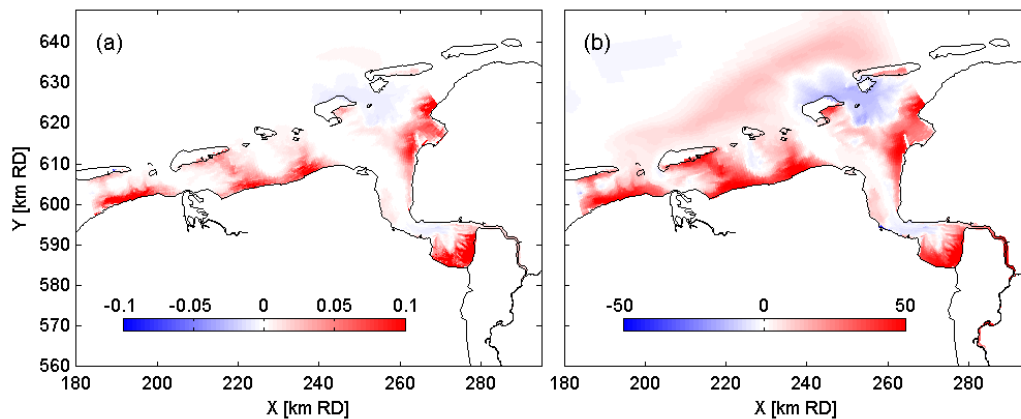


Figuur 3.6 Sedimentconcentratie berekend en gemeten bij station IMARES 6 (Groote Gat) in 2012 (zie Figuur 1.2 voor locatie). De absolute waarde van de referentie run is in zwart. De modelalternatieven zijn gevisualiseerd als verschil met de referentierun (baseline), waarbij hoog-frequente fluctuaties zijn uitgefilterd met een 12 uren lopend gemiddelde. Een **positief** verschil betekent een **lagere** sedimentconcentratie berekend met het alternatief. De rode cirkels zijn MWTL metingen en de rode driehoeken IMARES metingen

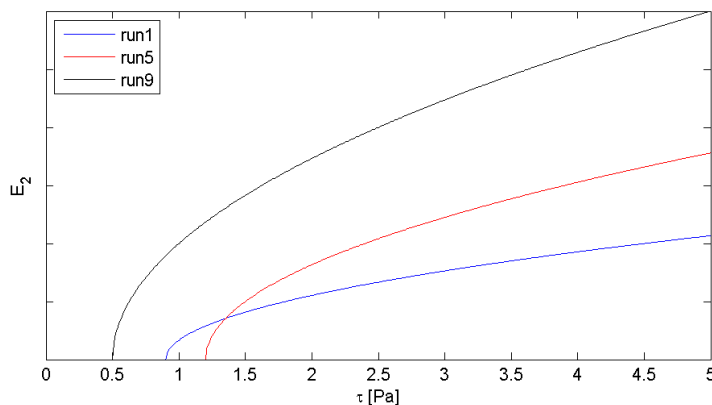
Op basis van deze vergelijking in het tijdsdomein is niet te zeggen of een van de modelalternatieven betere resultaten oplevert dan de referentie run. Bij HuiBERTgat (Figuur 3.4) overschat de referentierun de sedimentconcentratie door het hele jaar. Beide alternatieven leiden tot een verhoging tijdens een deel van het jaar maar tot een verlaging tijdens een ander deel van het jaar; dit lijkt niet tot een netto verbetering of verslechtering te leiden. Bij Imares 3 (Figuur 3.5) wordt de sedimentconcentratie licht overschat door de referentierun aan het begin van het jaar maar onderschat in de rest van het jaar: run5 leidt daarom tot een verbetering (en run9 tot een verslechtering). Op basis van de data is het lastig te zeggen of de referentierun de sedimentconcentratie bij Imares 6 / Groote Gat aan het begin van het jaar overschat of onderschat: volgens de MWTL metingen is de sedimentconcentratie te hoog, maar volgens de IMARES metingen is de berekende sedimentconcentratie te laag (Figuur 3.6). Wel lijkt de berekende sedimentconcentratie te laag in de zomerperiode; ook hier lijkt run5 daarom beter dan run9 (en misschien ook wel run1).

Hoewel de jaargemiddelde sedimentconcentratie vergelijkbaar is voor run1, run5 en run9 (Figuur 3.2), is dit niet het geval voor de ruimtelijke verdeling van de jaargemiddelde sedimentconcentratie. De modelinstellingen van run 5 leiden nauwelijks tot een verschil in de sedimentconcentratie in de geulen, maar tot een aanzienlijke verlaging van de sedimentconcentratie op de platen (Figuur 3.7). Dit is het gevolg van de relatie tussen de bodemschuifspanning en erosie uit de onderlaag (E_2). In de geul (bodemschuifspanning tussen de 0 en 2 tot 3 Pa) is de gemiddelde erosie E_2 ongeveer gelijk voor de instellingen van run1 en run5 (Figuur 3.8). In de geulen in de Eems-Dollard hebben stormen een relatief geringe invloed. Op de platen is het effect van golfwerking groter, en daardoor ook de bodemschuifspanning (waarbij τ waardes hoger dan 5 Pa bereikt; zie Figuur 3.9). Aangezien de erosie bij hoge τ sterker is bij run5 (Figuur 3.8), is het slibgehalte lager (Figuur 3.10): sediment heeft onvoldoende mogelijkheid te bezinken. Als gevolg van de lage beschikbaarheid is de sedimentconcentratie op de platen lager bij run5. Het lage slibgehalte berekend bij run5 is niet in overeenstemming met metingen, welke aangeven dat het

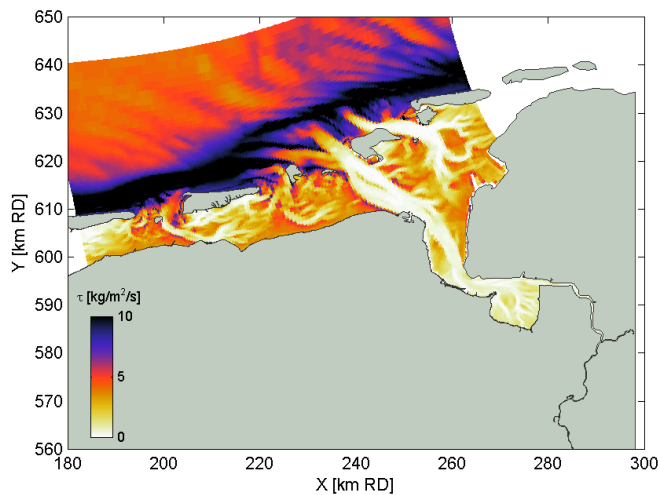
slibgehalte nabij de kust van Groningen aanzienlijk is (zie Deltares, 2014b). Wat betreft het slibgehalte in de bodem is run5 daarom een verslechtering ten opzichte van de referentie simulatie.



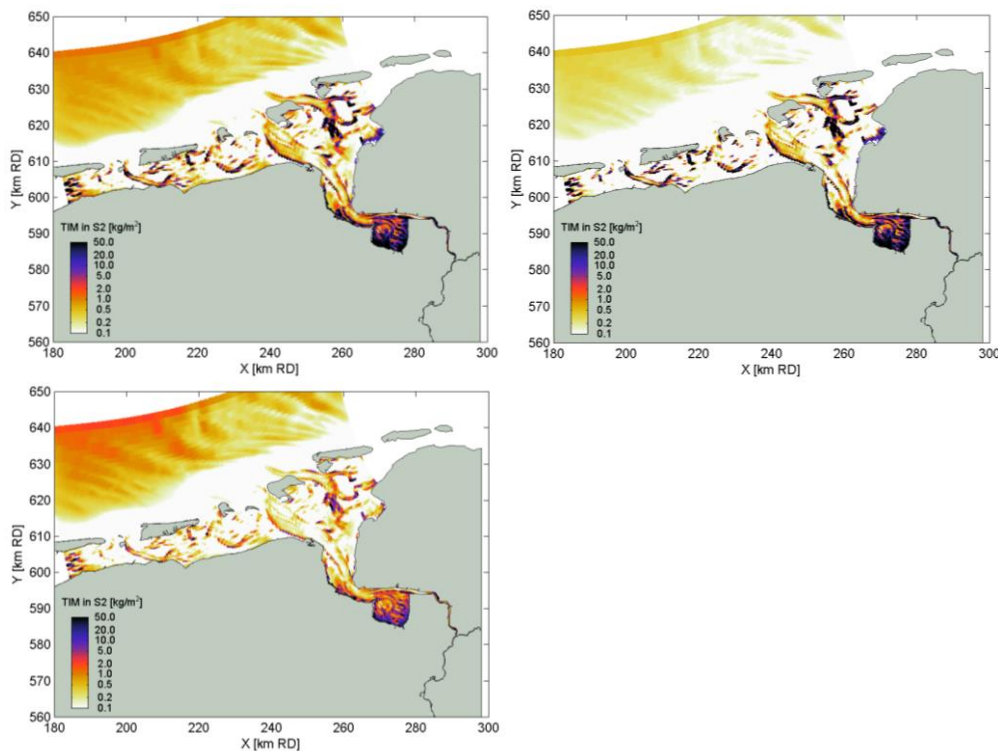
Figuur 3.7 Absoluut (a, in g/g) en relatief (b, in %) verschil in de jaargemiddelde sedimentconcentratie tussen run 5 en de referentie run (Run 5 – Run1)



Figuur 3.8 Schematische relatie tussen schuifspanning τ en erosie E_2 voor de referentie instelling en run5. Bij lage τ resulteert run1 in meer erosie, terwijl bij hoge τ run5 meer erosie tot gevolg heeft. De erosieflux E_2 voor run9 is altijd hoger dan de referentie en run 5. Getij-gedomineerde condities in de geul zijn typisch tussen de 0 en 2 (soms 3) Pa. Golf-gedomineerde condities (ondiepe gebieden, stormen) leiden tot aanzienlijk hogere bodemschuifspanningen



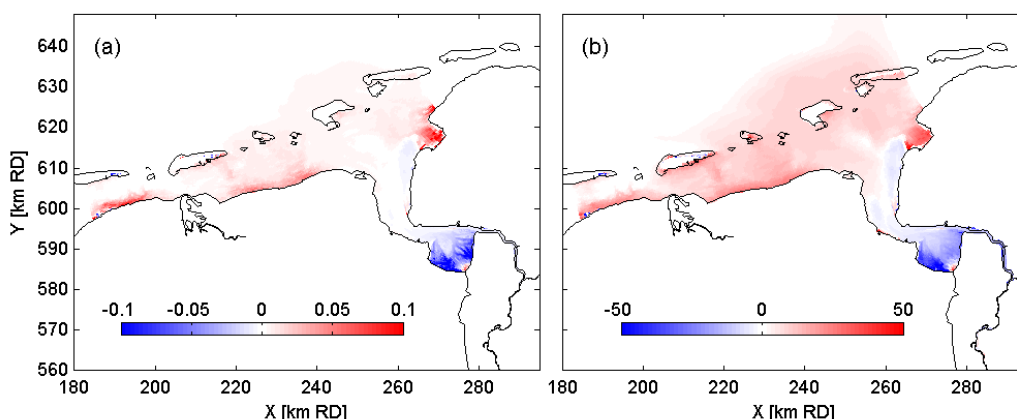
Figuur 3.9 Berekende bodemschuifspanning tijdens stormcondities (13 januari 2012)



Figuur 3.10 Hoeveelheid sediment (jaargemiddeld) in laag S2, voor de referentierun (run1, linksboven), alternatief 1 (run5, rechtsboven) en alternatief 2 (run9, beneden)

Run 9 leidt tot een herverdeling van de sedimentconcentratie over de lengte van het estuarium (Figuur 3.11). In de Dollard neemt de concentratie af, terwijl de sedimentconcentratie in het buitendeel van het estuarium toeneemt. Deze veranderingen zijn het gevolg van de hogere uitwisseling tussen de waterkolom en de onderlaag: de erosie is typisch 3 keer hoger (Figuur 3.8), terwijl de depositie ook aanzienlijk hoger is (burial factor k_b is 5 keer hoger). Het meest directe resultaat is een verlaging van het slibgehalte in de Dollard

(Figuur 3.10). Door de verminderde beschikbaarheid neemt de concentratie hier af. De hoge concentratie tijdens stormen is ook het gevolg van de meer dynamische bodemuitwisseling, waardoor een groter deel van het sediment in laag S2 gemobiliseerd kan worden tijdens stormcondities.



Figuur 3.11 Absoluut (a, in g/l) en relatief (b, in %) verschil in de jaargemiddelde sedimentconcentratie tussen run 9 en de referentie run (Run 9 – Run1)

De alternatieve kalibratie kan als volgt worden samengevat. Er zijn twee alternatieve parametersets ontwikkeld waarmee de beschikbare jaargemiddelde sedimentconcentratie vergelijkbaar goed wordt gereproduceerd. De sedimentconcentratie in de geulen verschilt beperkt tijdens getij-gedomineerde condities. De verschillende parameterinstellingen spelen een belangrijker rol tijdens stormcondities (waarbij beide parametersets een tegenovergesteld effect hebben) en bij de verdeling van slib over de platen.

3.4 Objectivering

Uit de vorige fase van de objectiveringsstudie en vergelijkbare eerdere studies blijkt dat target diagrammen inzichtelijk en waardevol zijn om data-model vergelijkingen te kwantificeren. Aangezien de havenaanslibbing een zeer belangrijke parameter is voor de sedimentdynamiek in de Eems, wordt ook aanslibbing gebruikt als objectiveringsparameter.

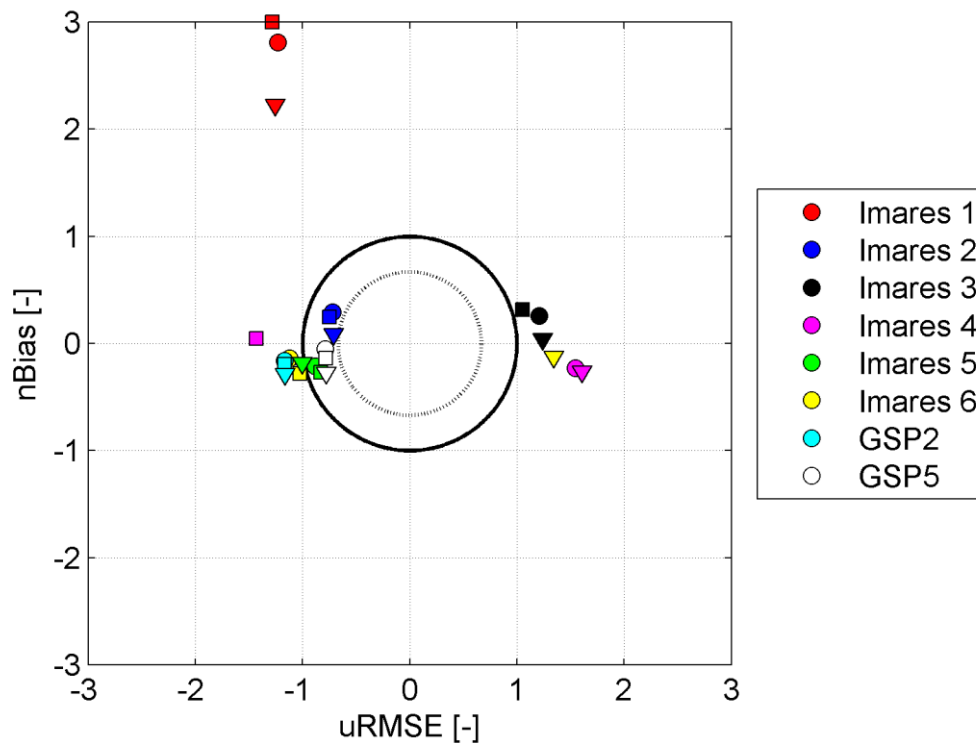
In de target diagrammen wordt de model bias ($nBias$, een maat voor de over- of onder voorspelling van het model ten opzichte van de metingen) uitgezet tegen de model $uRMSE$ (een maat voor variabiliteit van het model in vergelijking tot de meetdata):

$$nBias = \frac{\bar{M} - \bar{D}}{\sigma_D}$$

$$uRMSE = \frac{sign(\sigma_M - \sigma_D)}{\sigma_D} \sqrt{\frac{\sum_{n=1}^N [(M_n - \bar{M}) - (D_n - \bar{D})]^2}{N}}$$

Positieve waarden betekenen een overschatting, negatieve waarden een onderschatting. Voor zowel $uRMSE$ als $nBias$ geldt dat een waarde van 0 een perfecte data-model overeenkomst betekent. De buitenste cirkel in het diagram wordt gegeven door $\sqrt{uRMSE^2 + nBias^2} = 1$, de binnenste cirkel door $\sqrt{uRMSE^2 + nBias^2} = 0.7$. Een waarde van 0.7 wordt beschouwd als een goede fit, een waarde van 1 als redelijk.

De target diagrammen laten een goede overeenkomst zien voor Imares stations 2 en 5 en voor station GSP2 (Figuur 3.12), voor alle drie kalibratiesets. De overige stations vallen buiten de cirkels waarbij de overeenkomst als redelijk tot goed gekwalificeerd kan worden. Voor alle modelsettings en stations (behalve Imares 1) geldt dat de bias lager is dan de RMSE. Dit betekent dat de gemiddelde sedimentconcentratie door het model wordt gereproduceerd met uitzondering van Imares1, waar de sedimentconcentratie overschat wordt. De nRMSE is groter (altijd meer dan 0.5), dan de nBias (meestal minder dan 0.5). Kennelijk is er een afwijking tussen de gemeten en de berekende variatie in sedimentconcentratie (zie ook Deltares, 2015c). Dit geldt evenveel voor de seizonale verschillen (zie Figuur 3.4 - Figuur 3.6) als voor intra-getij variatie (Figuur 3.3).



Figuur 3.12 Target diagrammen, berekent over heel 2012 (Imares stations) of januari – mei 2012 (GSP stations), voor de referentie som (cirkels), alternatief 1 (run5, vierkanten) en alternatief 2 (run9, driehoeken)

De verschillende modelrealisaties leiden tot een verschil in havenaanslibbing van minder dan 10% (Tabel 3.2). Dit verschil is zeer beperkt, en indicatief voor weinig verschillen in typische sedimentconcentratieniveaus. Deze objectivering ondersteunt daarmee het beeld dat ook door de vergelijking met de Imares stations wordt gegeven: de gemiddelde sedimentconcentratieniveaus worden goed door het model gereproduceerd, en de verschillende parameterinstellingen hebben hier een beperkte invloed op.

Tabel 3.2 Aanslibbing in Eemshaven, Delfzijl, en de vaargeul en haven van Emden (in miljoen ton/jaar), gemeten en berekend met run1, 5 en 9

Port	Gemeten	Referentie	Run 5	Run9
Eemshaven	0.5	0.45	0.43	0.45
Delftzijl	0.8	0.76	0.77	0.8
Emden	1.5	0.57	0.62	0.62

3.5 Beoordeling betrouwbaarheid

Op basis van de gebruikte objectiveringstechnieken is er geen significant verschil tussen de verschillende modelparameterinstellingen. Deze objectiveringstechnieken richten zich vooral op de gemiddelde sedimentconcentratie in de geul, gerepresenteerd door de model *nBias* en de havenaanslibbing. Een kwalitatieve vergelijking van verschillende modelrealisaties met metingen bij een continu meetstation (GSP2) laat zien dat tijdens getij-gedomineerde condities de sedimentconcentratie nauwelijks verandert. De alternatieve modelinstellingen leiden wel tot een andere respons op hoog-energetische condities (stormen). Dit leidt tot een afwijkende verdeling van de sedimentconcentratie over het jaar (vooral in de periode met winterstormen). Deze verschillen zijn duidelijk waarneembaar in de kwalitatieve tijdseries vergelijking, maar niet in de targetdiagrammen. Aangezien de variabiliteit van de modeluitkomsten verschilt, zou de uRMSE van de alternatieve modeluitkomsten anders moeten zijn. Kennelijk zijn de verschillen in variabiliteit volgens de gehanteerde objectiveringsmethodologie niet significant.

De belangrijkste aanpassing van modelgedrag is de verdeling van de sedimentconcentratie in de ondiepe gebieden. Met name model alternatief 1 (run 5) leidt tot een sterke verlaging van de sedimentconcentratie op de platen. De sedimentconcentratie in deze ondiepe gebieden vormt geen onderdeel van de objectiveringsmethodologie, omdat geen metingen van de sedimentconcentratie in deze gebieden beschikbaar zijn. Deze verlaging is het gevolg van een afname van het slibgehalte op de platen, wat niet in overeenstemming is met bestaande metingen van het slibgehalte in de bodem van het Eems estuarium en de Waddenzee. Op basis van het bodemslibgehalte kan daarom worden gesteld dat alternatief 1 (run 5) een minder realistische parameterset heeft.

De nieuwe modelparameterinstellingen leiden daarom niet tot een betere of slechtere modelkalibratie volgens de gehanteerde objectiveringstechnieken (welke zich richten op het zwevend stof gehalte), maar een kwalitatieve analyse van modeluitvoer laat zien dat het gedrag van het model wel veranderd is. De effecten hiervan op modelvoorspelbaarheid worden geëvalueerd in de volgende sectie.

4 Variabiliteit in berekende verandering in troebelheid

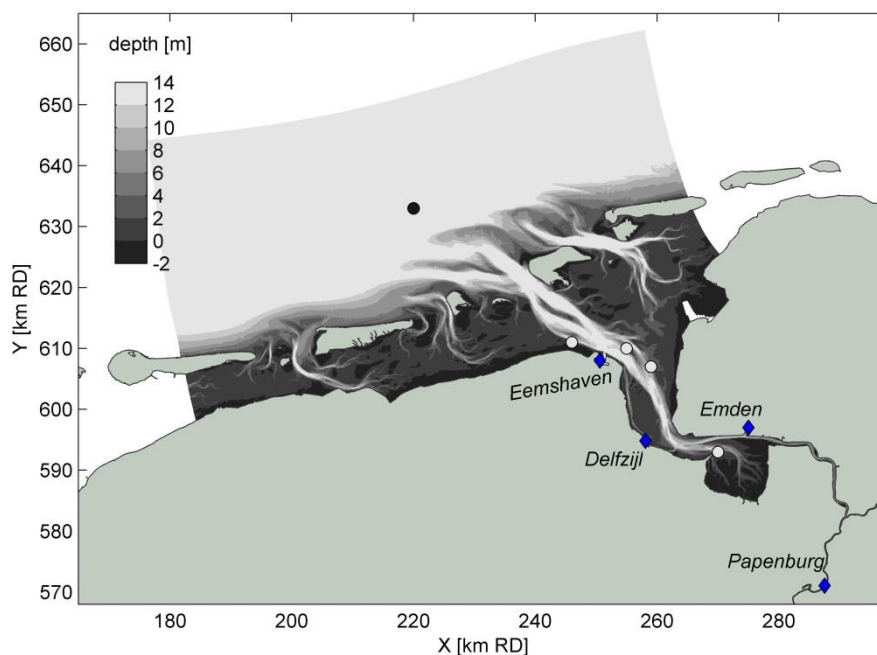
4.1 Inleiding

Beschrijving scenario's (op basis van *scenariorapport, Deltares 2015b*)

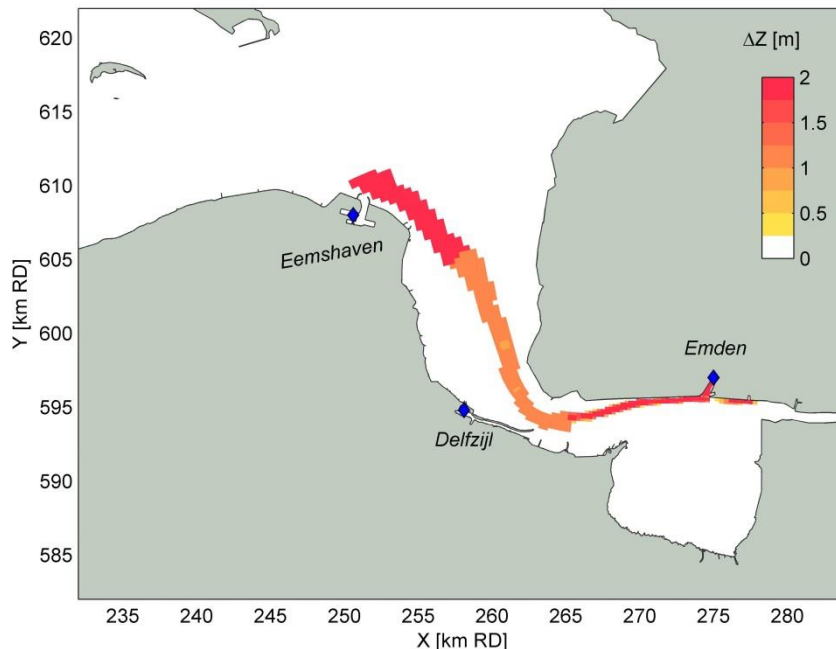
Een onderdeel van het KWR project 'Slibhuishouding Eems-Dollard' is het berekenen van de effecten van wijzigingen in de bodemligging of bagger- en stortstrategieën op de fijn-sedimenthuishouding. In diverse bijeenkomsten is met behulp van stakeholders en experts tot een set aan maatregelen gekomen die uitvoerbaar zijn, redelijk nauwkeurig door te rekenen zijn met numerieke modellen en waarschijnlijk significant effect hebben. Een viertal van deze maatregelen is vervolgens doorgerekend met het numerieke model (gerapporteerd in Deltares, 2015b).

Zoals beschreven in Hoofdstuk 1, is het doel van deze studie om vast te stellen in hoeverre variabele parameterinstellingen (met een vergelijkbare reproductie van bestaande metingen, zie Hoofdstuk 3) het effect van deze maatregelen op de slibhuishouding beïnvloeden. Daarom worden in dit hoofdstuk twee modelscenario's doorgerekend. Hiervoor zijn twee contrasterende scenario's gekozen:

- 1) Het zeewaarts storten van havenslib uit de drie havens (Emden, Delfzijl, en Eemshaven) op een zeewaartse stortlocatie (zie Figuur 4.1).
- 2) Verondiepen van de hoofdvaargeul in het Eems estuarium (Doekegat, Oostfriesche gaatje en de vaargeul naar Emden; zie Figuur 4.2)



Figuur 4.1 Kaart met locatie van havens (blauwe diamanten) en bestaande stortlocaties (wit gevulde cirkels) en stortlocatie op zee (zwarte cirkel)



Figuur 4.2 Verandering in bodemdiepte: de vaargeul naar Emden is verondiept naar -8 m, het Oost Friesche Gaatje is 1 m en het Doekegat met 2 m verondiept

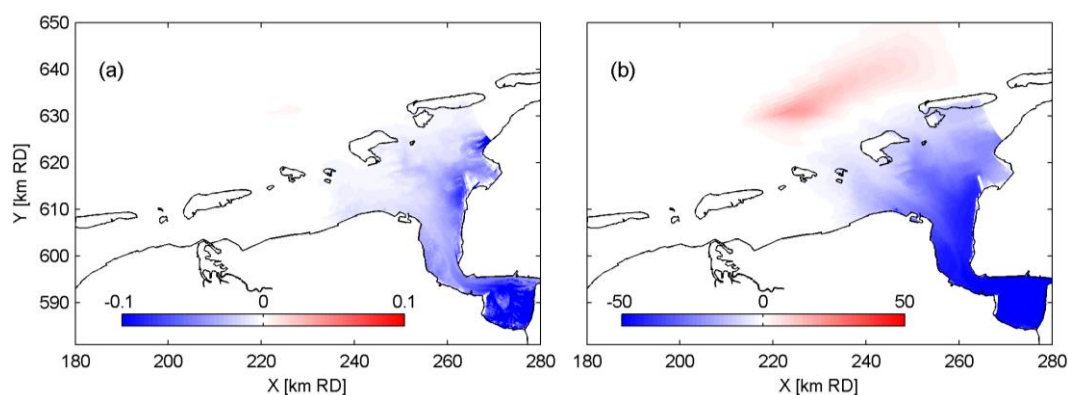
4.2 Modelresultaat

De modelscenario's worden kwalitatief geanalyseerd door de ruimtelijke verschillen in jaargemiddelde sedimentconcentratie te vergelijken. Hierbij wordt voor elk van de twee berekende scenario's het effect beschreven voor de referentie modelinstelling en voor de twee modelalternatieven. Hierbij wordt (per modelinstelling) de huidige (referentie conditie) afgetrokken van het modelscenario: dit betekent dat een verlaging van de sedimentconcentratie (als gevolg van het scenario) negatief is in de figuren. Een meer kwantitatieve beschouwing volgt in sectie 4.3.

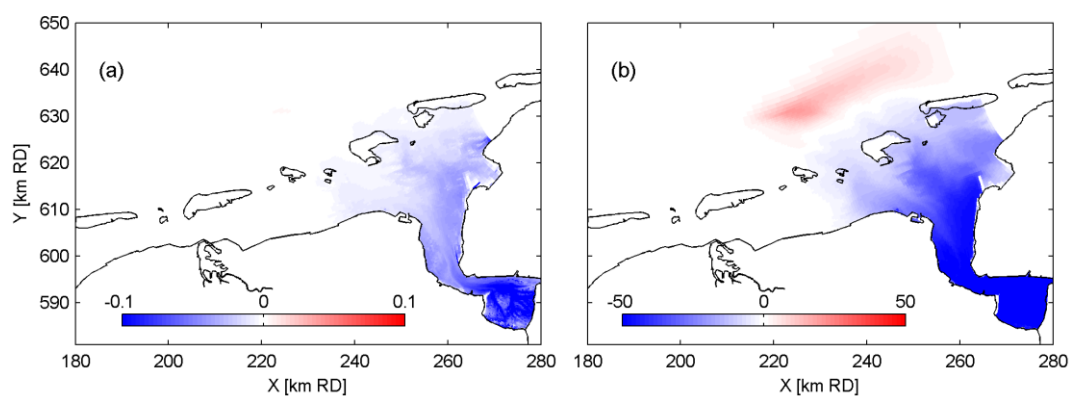
4.2.1 Zeewaarts storten

Zeewaarts storten van havenslib leidt tot een sterke afname in de sedimentconcentratie in het Eems estuarium (Figuur 4.3). Op de Noordzee, nabij de nieuwe stortlocatie, neemt de sedimentconcentratie iets toe. Deze toename is echter zo gering dat het in absolute waarden niet merkbaar is (Figuur 4.3a) maar alleen in relatieve zin opvalt (Figuur 4.3b). Deze sterke afname in sedimentconcentratie is eerder gerapporteerd in het scenariorapport (Deltares, 2015b).

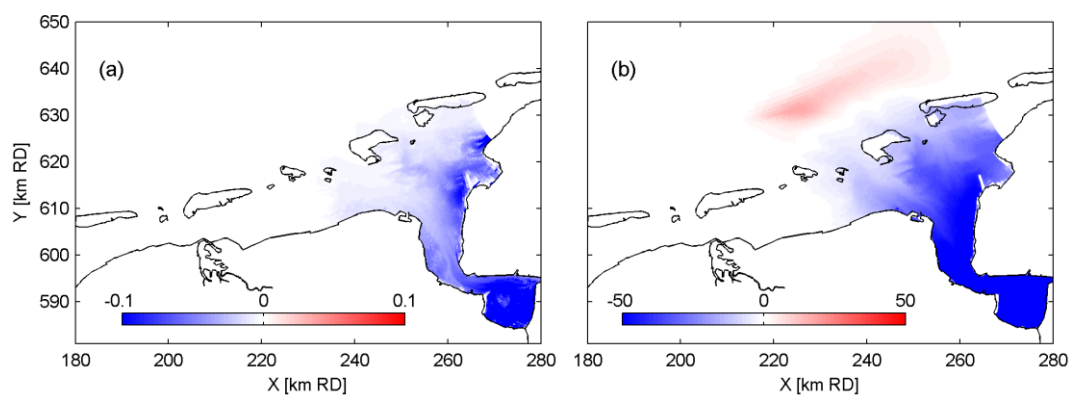
De beide modelalternatieven hebben een zeer beperkte invloed op het berekende patroon van veranderingen in de sedimentconcentratie (zie Figuur 4.4 en Figuur 4.5). Op het oog is het berekende patroon gelijk: een meer kwantitatieve analyse (sectie 4.3) moet uitgevoerd worden om te concluderen of de parameterinstellingen daadwerkelijk effect hebben op het berekende patroon. De geringe verandering is opvallend in vergelijking met de vrij grote veranderingen in de ruimtelijke verdeling van de sedimentconcentratie als gevolg van de modelparameterinstellingen zelf (Figuur 3.7).



Figuur 4.3 Absolute (a, in g/l) en relatieve (b, in %) verandering in sedimentconcentratie als gevolg van zeewaarts storten, berekend met de modelinstellingen van de referentie (run1)



Figuur 4.4 Absolute (a, in g/l) en relatieve (b, in %) verandering in sedimentconcentratie als gevolg van zeewaarts storten, berekend met de modelinstellingen van alternatief 1 (run5)

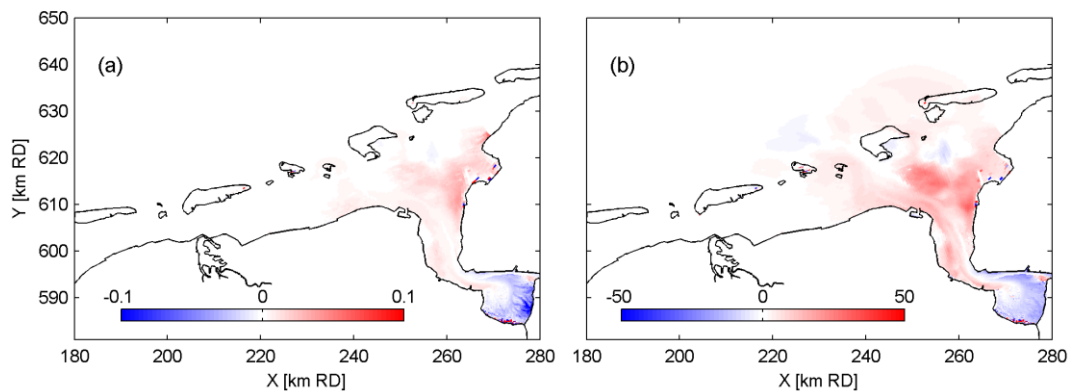


Figuur 4.5 Absolute (a, in g/l) en relatieve (b, in %) verandering in sedimentconcentratie als gevolg van zeewaarts storten, berekend met de modelinstellingen van alternatief 2 (run9)

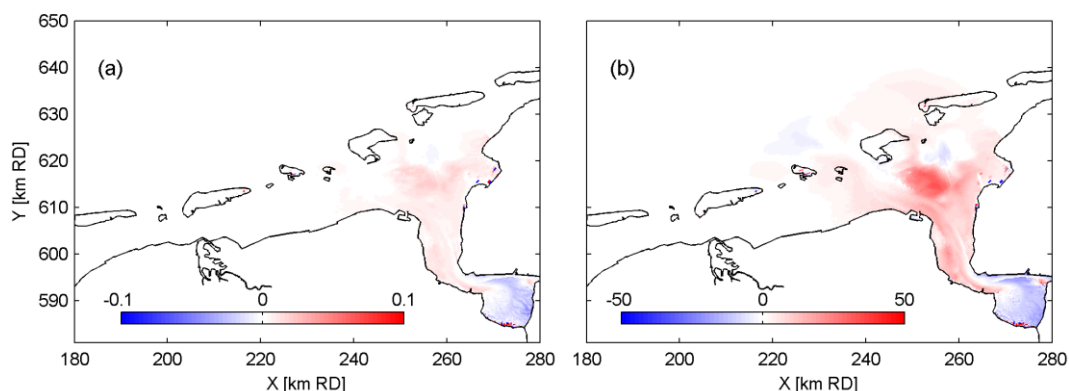
4.2.2 Verondiepen

Verondiepen (Figuur 4.6) leidt tot een meer complexe verandering in de ruimtelijke sedimentconcentratieverdeling. De sedimentconcentratie in de Dollard neemt af. Deze berekende reductie in sedimentconcentratie is het gevolg van een afname in de zoutgedreven dichtheidsstroming, welke sterk toeneemt met toenemende waterdiepte (zie Deltares, 2015d voor details). De sedimentconcentratie in het estuarium zeewaarts van de Dollard neemt toe.

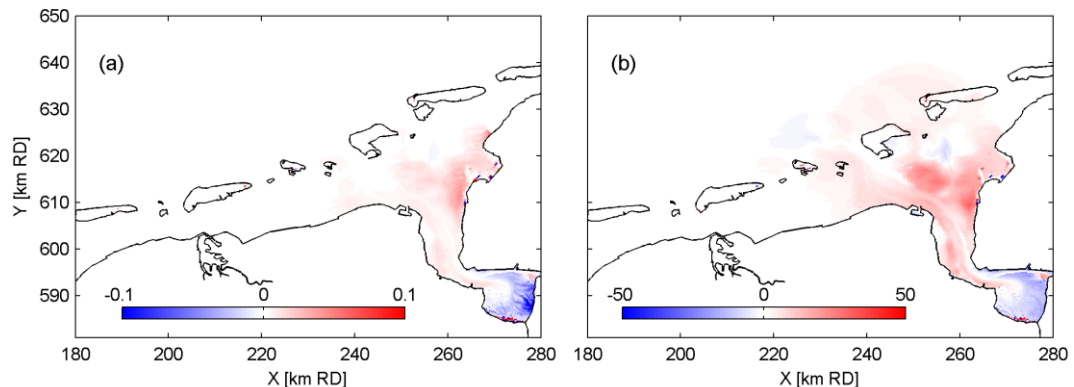
De verschillende modelparameterinstellingen hebben opnieuw een zeer beperkt effect op de ruimtelijke verdeling van de sedimentconcentratie. De berekende verandering in sedimentconcentratie met alternatief 1 (Figuur 4.7) en alternatief 2 (Figuur 4.8) is nauwelijks verschillend van de referentie instellingen (Figuur 4.6).



Figuur 4.6 Absolute (a, in g/l) en relatieve (b, in %) verandering in sedimentconcentratie als gevolg van verondieping, berekend met de modelinstellingen van de referentie (run1)



Figuur 4.7 Absolute (a, in g/l) en relatieve (b, in %) verandering in sedimentconcentratie als gevolg van verondieping, berekend met de modelinstellingen van alternatief 1 (run5)



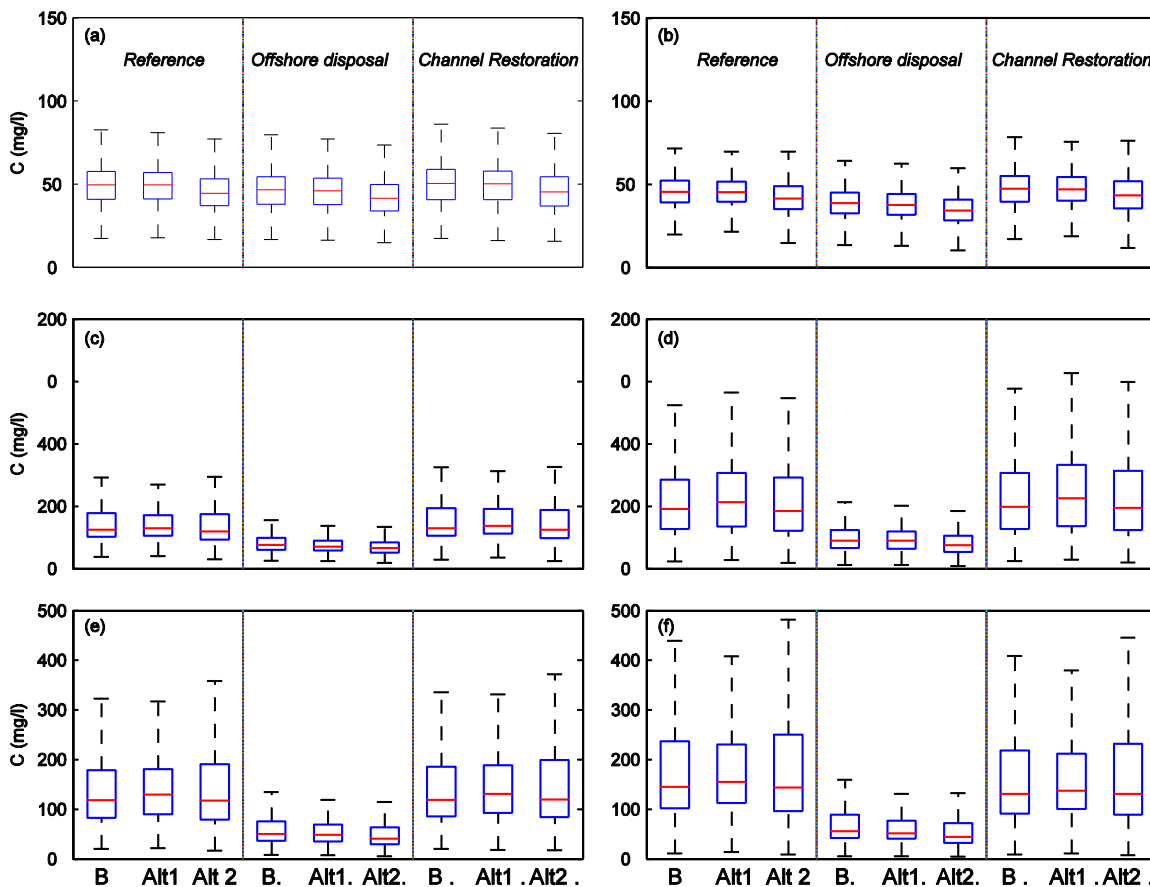
Figuur 4.8 Absolute (a, in g/l) en relatieve (b, in %) verandering in sedimentconcentratie als gevolg van verondieping, berekend met de modelinstellingen van alternatief 2 (run9)

4.3 Objectivering

De modelscenario's kunnen niet geobjectiveerd worden door middel van een data-model vergelijking (bijvoorbeeld via target diagrammen, zoals in sectie 3.4). Daarom worden de berekende sedimentconcentraties onderling vergeleken met boxplots en wordt het effect van modelinstellingen op verandering in havenaanslibbing geanalyseerd.

Deze Figuur 4.9 geeft per IMARES meetstation de gemiddelde sedimentconcentratie en afwijkingen hierin, voor de drie scenario's (huidig, verdiepen, en zeewaarts storten), en voor de drie modelinstellingen. Hier volgt het volgende uit.

- Zeewaarts storten leidt tot de sterkste afname in sedimentconcentratie: dit effect is het sterkst in de Dollard (vanaf station Imares 3).
- De veranderingen als gevolg van het modelscenario zijn veel groter dan de veranderingen als gevolg van parameterinstellingen
- Voor de referentieconditie is de gemiddelde sedimentconcentratie het hoogst voor alternatief 1. De range aan sedimentconcentraties is echter het hoogst voor alternatief 2, vooral in stations Imares 5 en 6.
- Voor het scenario met zeewaarts storten is de afname in de sedimentconcentratie het grootst bij alternatief 2 (run9 instellingen), terwijl de referentie instellingen de kleinste afname laat zien.
- Ook voor verondiepen lijkt de grootste afname op te treden bij alternatief 2.



Figuur 4.9 Boxplot met de oppervlakte sediment concentratie bij de stations Imares1 tot Imares 6 (a tot f, resp.), voor de drie scenario's (referentie, zeewaarts storten, en geul verondieping) en per scenario voor de drie model instellingen (referentie (B.), run5 (Alt 1) en run9 (Alt 2)). De rode lijn geeft per modelrealisatie en per station de jaargemiddelde sedimentconcentratie; de box de 25 en 75% variatie, en de whisker de 99.3% data range

De verandering in het baggerbezwaar, zoals berekend met de verschillende modelscenario's en instellingen, is sterker gerelateerd aan het modelscenario dan aan de modelinstellingen. In de huidige situatie wordt een iets grotere aanslibbing berekend met alternatief 1 en 2 dan met de referentie instellingen (Tabel 4.1), maar dit verschil is nergens groter dan 10% van de referentie instelling.

De trends in de berekende aanslibbing is gelijk voor de verschillende modelinstellingen (Tabel 4.1):

- Aanslibbing neemt af voor zeewaarts storten in alle havens, en in Emden voor verondieping.
- De aanslibbing in Eemshaven verandert nauwelijks als gevolg van verondieping (voor alle modelinstellingen).
- De aanslibbing in Delfzijl neemt toe bij verondieping (voor alle modelinstellingen).

De verschillende parameterinstellingen hebben echter wel enige invloed op de voorspelde aanslibbing. Met de referentie-instellingen neemt de aanslibbing in Emden met 54% tot 66% af wanneer zeewaarts wordt gestort. Echter, de aanslibbing in Emden wordt sterk onderschat door het model (zie ook Deltares, 2014c). Daarom is de berekende reductie in aanslibbing

nabij Emden niet betrouwbaar. In Delfzijl is de voorspelde afname als gevolg van zeewaarts storten 47% (referentie) tot 61% (alternatief 2). Aangezien de berekende aanslibbing in Delfzijl goed overeenkomt met het daadwerkelijk baggerbezwaar (zie Tabel 3.2), is deze berekende reductie betrouwbaarder dan die voor Emden.

Tabel 4.1 Berekende aanslibbing in de havens van Emden, Delfzijl, en Eemshaven (in miljoen ton/jaar), voor de drie beschouwde modelscenario's (huidig, zeewaarts storten, en verondiepen) voor de drie gebruikte modelparameterinstellingen (referentie, alternatief 1 en alternatief 2). De berekende aanslibbing in Emden is niet betrouwbaar, en daarom in grijs weergegeven

Scenario	Modelparameters	Eemshaven	Delfzijl	Emden
Huidig	Referentie	0,45	0,76	0,57
	Alt. 1	0,43	0,77	0,62
	Alt. 2	0,45	0,80	0,62
Zeewaarts storten	Referentie	0,34	0,40	0,26
	Alt. 1	0,30	0,34	0,24
	Alt. 2	0,31	0,31	0,21
Verondiepen	Referentie	0,48	0,85	0,36
	Alt. 1	0,44	0,81	0,36
	Alt. 2	0,45	0,82	0,36

4.4 Boordeling betrouwbaarheid

Het effect van een scenario (met name zeewaarts storten) op de geëvalueerde doelparameters (havenaanslibbing en sedimentconcentratie) is groter dan het effect van de modelparameters. Binnen het beschouwde modelparameterdomein (sterk gericht op erosieparameters) is het model relatief ongevoelig voor parameterinstellingen. Dit is belangrijk voor de voorspelbaarheid van het effect van ingrepen. De geringe invloed van parameterinstellingen op effect van scenario's is opvallend, gezien de invloed van de parameterinstellingen op de ruimtelijke verdeling van sediment en het effect van stormen (hoofdstuk 3).

De objectivering van de modeluitvoer (via boxplots en via aanslibbingscijfers) geeft meer inzicht in de veranderingen in het model dan een kwalitatieve vergelijking van de berekende ruimtelijke verdeling van de sedimentconcentratie. Dit in tegenstelling tot de herkalibratie (hoofdstuk 3), waar de ruimtelijke verdeling juist een belangrijke rol speelt in het identificeren van modelgedrag.

4.5 Aanbevelingen

De huidige studie heeft zich gericht op parameters welke de water-bodemuitwisseling (erosie- en depositiefluxen) beïnvloeden. Bij voorkeur zou deze exercitie uitgebreid moeten worden naar parameters welke het suspensief transport beïnvloeden (zoals de valsnelheid), en met het effect van processen welke nu niet zijn gemodelleerd. Het belangrijkste proces hierbij is waarschijnlijk netto aanslibbing in laag-energetische gebieden en in intergetijdengebieden.

5 Variabiliteit in berekende verandering in primaire productie

5.1 Inleiding

De invloed van de alternatieve kalibratie zoals beschreven in hoofdstuk 3 is getest op berekende chlorofyl-a concentratie en primaire productie met het primaire productiemodel (Deltares, 2015a). Hiervoor zijn de volgende sommen gedraaid:

Scenario	Slibmodelrun gebruikt voor gesuspendeerd slibconcentratie	Interne referentie
Huidig	Referentie	run1 – huidig
	Alt. 1	run5 – huidig
	Alt. 2	run9 – huidig
Zeewaarts storten	Referentie	run1 – zeewaarts
	Alt. 1	run5 – zeewaarts
	Alt. 2	run9 – zeewaarts
Verondiepen	Referentie	run1 – verondiepen
	Alt. 1	run5 – verondiepen
	Alt. 2	run9 – verondiepen

Voor het primaire productiemodel is verder geen alternatieve kalibratie toegepast, maar zijn alle instellingen overgenomen uit de gekalibreerde versie die beschreven is Deltares (2015a). De procedure voor het toepassen van slibconcentraties in het primaire productiemodel staat uitgebreid beschreven in dit rapport. In het kort worden de volgende stappen gezet:

- De 3D slibconcentraties worden geaggregeerd naar de dimensies van het primaire productiemodel. Dit omvat een horizontale aggregatie van 2x2 segmenten in ondiepe gebieden en 4x4 in gebieden dieper dan 5 meter NAP. In de verticaal worden de bovenste twee lagen uit het slibmodel gemiddeld en gebruikt voor het 2D primaire productiemodel.
- De slibconcentraties worden voor 2012 gehalveerd over het hele grid. Dit bleek in de kalibratie nodig om in het voorjaar een lichtextinctiecoëfficiënt te berekenen die het beste overeenkwam met gemeten waarden.
- Uit de slibconcentraties wordt een extinctie-coëfficiënt berekend door de concentraties te vermenigvuldigen met een standaard specifieke extinctie-coëfficiënt ($0,025 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)
- Voor segmenten in de Eems rivier, en in de ondiepe delen van de Dollard ($< 1 \text{ m}$) wordt een minimumextinctie van 20 m^{-1} opgelegd. Dit wordt gedaan om de soms optredende lage concentraties slib in deze gebieden niet te laten resulteren in onrealistisch hoge algenconcentraties.

Deze methodiek is toegepast op alle uitgevoerde sommen. De effecten van alternatieve kalibraties op het waargenomen effect van een scenario zijn geanalyseerd met behulp van boxplots. Voor de objectivering van de betrouwbaarheid van de scenario's zijn alleen pelagische variabelen beschouwd. De reden hiervoor is tweedelig:

- a) Het verwachte resultaat van de scenario's hangen samen met een verbetering van het lichtklimaat in de waterkolom, en zal daarom vooral effect sorteren op de

pelagische primaire productie. Benthische algen zijn veel minder gelimiteerd door licht, aangezien ze in dit gebied uitsluitend op intergetijdengebieden groeien, waar gedurende laagwater voldoende licht aanwezig is.

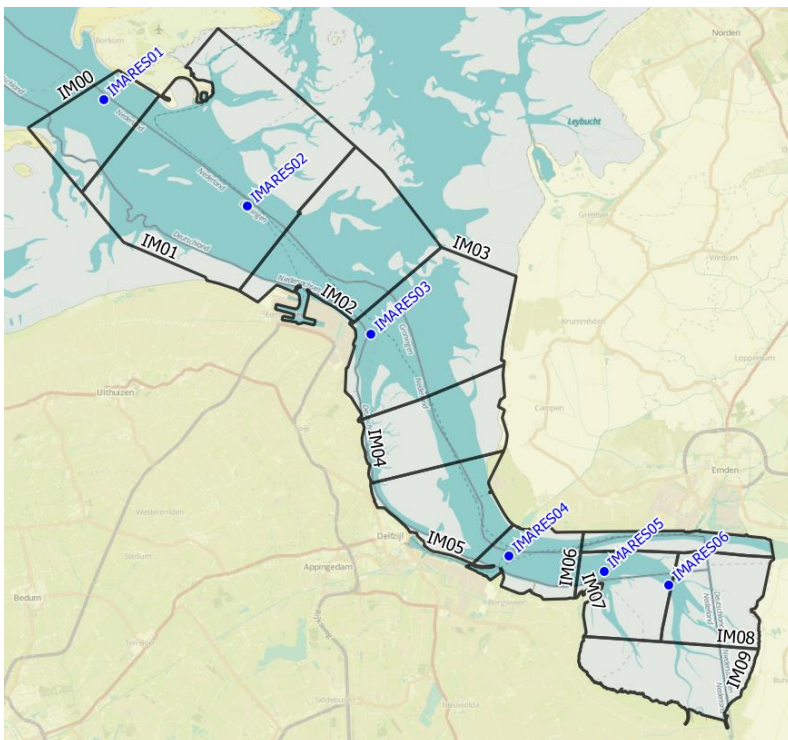
- b) De benthische primaire productie is in dit model zo gemodelleerd dat het nutriënten direct uit de waterfase opneemt. Aangezien deze benadering bij nutriënt-limitatie een onjuist beeld kan geven van de beperkende factoren, en dus van de effecten van scenario's, is het op dit moment niet zinvol om de statische betrouwbaarheid van scenarios op deze benthische productie al dan niet aan te tonen.

Als doelvariabelen worden daarom gebruikt:

- Extinctiecoëfficiënt, statistiek over afwijking van het dagelijks gemiddelde in het zomerseizoen (maart – september)
- Chlorofyl-a concentratie in het water, statistiek over afwijking van het dagelijks gemiddelde in het zomerseizoen (maart – september)
- Pelagische primaire productie over een jaar

5.2 Modelresultaat

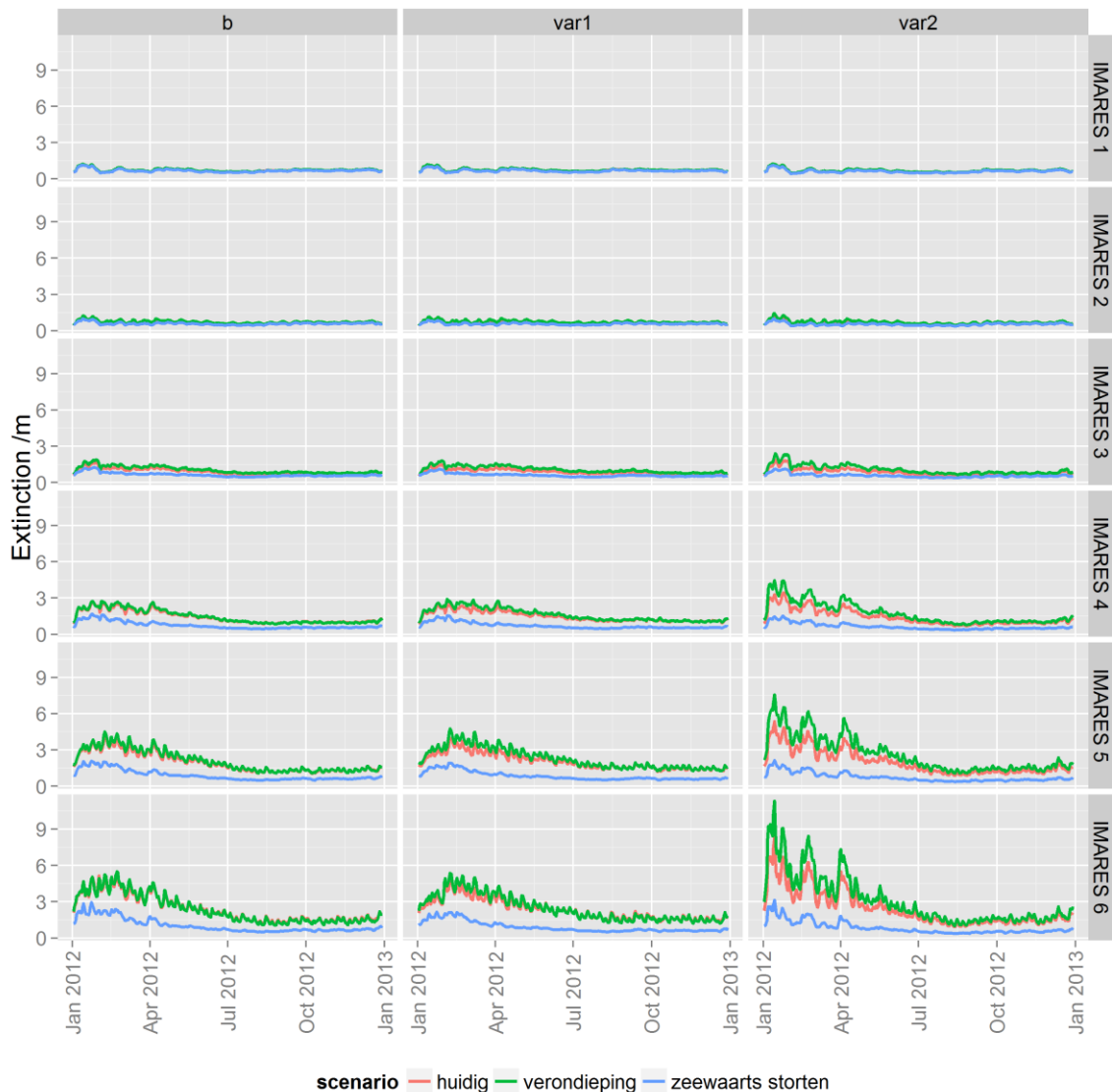
De modelresultaten voor chlorofyl-a en extinctie-coëfficiënt worden beschouwd voor de 6 stations waar in 2012 en 2013 door IMARES intensief is gemeten. Pelagische primaire productie wordt beschouwd voor de 11 gebieden conform eerdere rapportages (Figuur 5.1).



Figuur 5.1 Overzichtskartaal met IMARES stations 1 t/m 6 en gebieden IM00 t/m IM10

Het verloop van de extinctie over het jaar volgt overwegend het patroon van gesuspendeerd materiaal, omdat dit de extinctie voor het grootste deel bepaalt. Het zeewaarts storten heeft een lagere extinctie en dus een beter doorzicht tot gevolg ten opzichte van de referentie (Figuur 5.2). Deze verbetering is gedurende het hele jaar. De verbetering wordt groter richting de Dollard. Het verondieping scenario leidt tot een kleine verhoging van extinctie bij alle drie

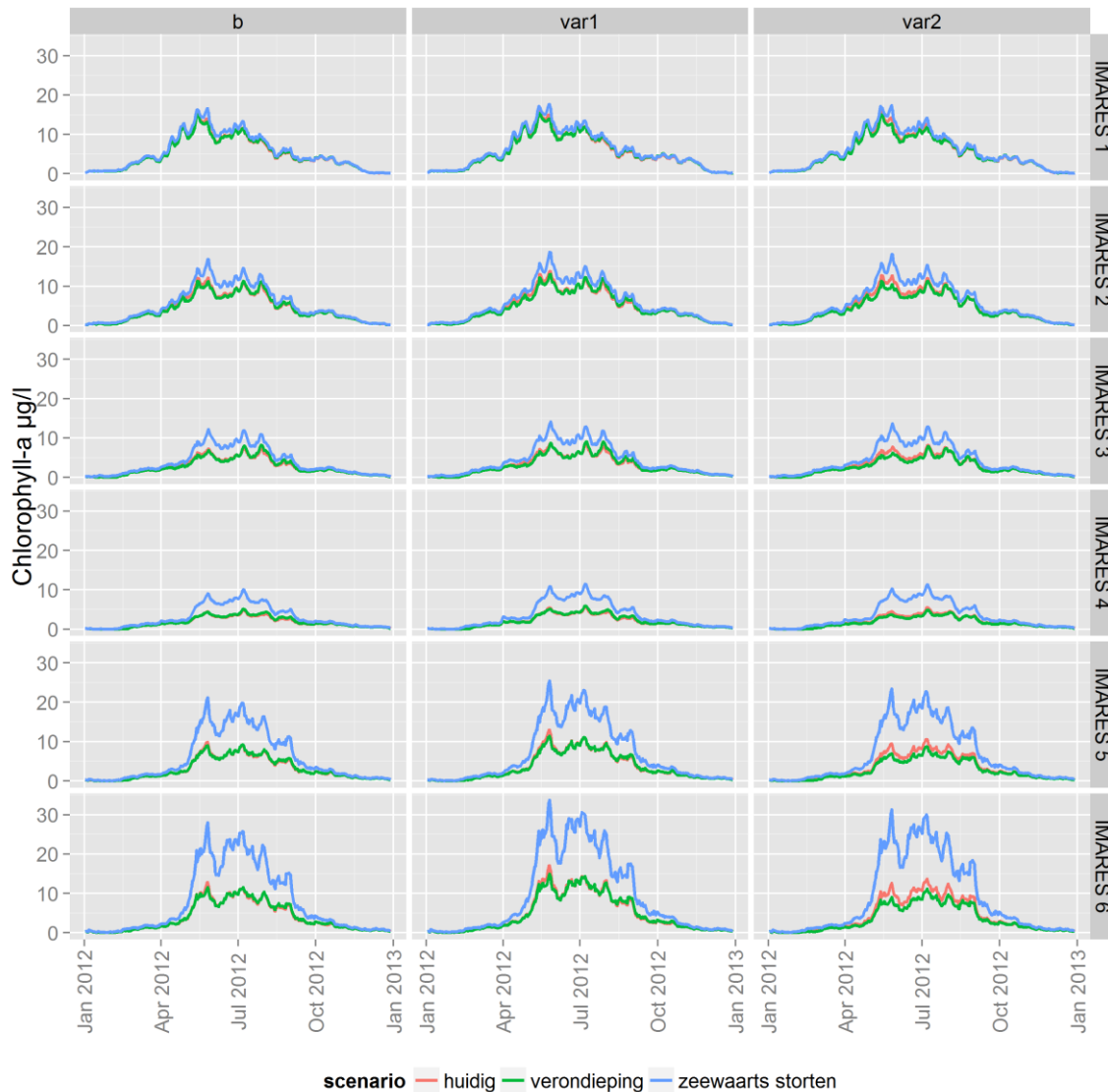
varianten. De drie varianten geven verschillende referentiewaarden, waarbij variant 2 vooral naar de Dollard toe hogere extinctiewaarden produceert. Echter de effecten van scenario's zijn vergelijkbaar tussen de verschillende varianten: zeewaarts storten leidt tot de sterkste verlaging in extinctie (vooral richting de Dollard), terwijl het effect van verondiepen gering is (en tot een lichte toename in extinctie leidt).



Figuur 5.2 Jaarverloop van extinctiecoëfficiënt voor de 6 stations en het effect van de twee scenario's (verondieping en zeewaarts storten) voor drie verschillende kalibraties (b = referentiekalibratie, var1 correspondeert met run5, en var2 correspondeert met run9)

De gesimuleerde chlorofyl-a concentraties variëren ook tussen de verschillende varianten (Figuur 5.3), maar verschillen minder van elkaar dan de gesimuleerde extincties. Dit betekent dat het berekende chlorofyl-a weinig afhankelijk is van de gebruikte instellingen in het sediment transport model. Het zeewaarts storten laat een verhoging zien van chlorofyl-a concentratie gedurende het hele groeiseizoen bij alle drie varianten. Deze is consistent met de verlaagde extincties. Het verondieping scenario laat geen verhoogd chlorofyl-a zien, maar eerder een kleine verlaging, vooral bij variant 2 (Figuur 5.3). De chlorofyl-a concentratie in het

mondingsgebied is voor alle modelvarianten en scenario's vergelijkbaar: het berekende effect van scenario's is gering, voor alle gebruikte modelinstellingen.



Figuur 5.3 Jaarverloop van chlorofyl-a concentratie voor de 6 stations en het effect van de twee scenario's (verondieping en zeewaarts storten) voor drie verschillende kalibraties (b = referentiekalibratie, var1 correspondeert met run5, en var2 correspondeert met run9)

De gesimuleerde pelagische jaarproductie is gevisualiseerd in een tabel met getallen en staafgrafiekjes (Tabel 5.1). Vergelijkbaar met de chlorofyl-a resultaten heeft alleen het zeewaarts storten een positief effect op primaire productie. Dit effect wordt relatief groter richting de Dollard.

Tabel 5.1 Pelagische jaarproductie in kton koolstof per IMARES gebied, voor de verschillende scenario's, en per kalibratievariant. De schaal van de staafjes verschilt per gebied en variant

gebied	b (referentie)			variant 1			variant 2		
	Pel_Huidig_b	Pel_verondieping_b	Pel_zeewaarts_b	Pel_Huidig_var1	Pel_verondieping_var1	Pel_zeewaarts_var1	Pel_Huidig_var2	Pel_verondieping_var2	Pel_zeewaarts_var2
IM00	1,9	1,8	2,1	2,0	1,9	2,3	2,1	1,9	2,3
IM01	10,9	10,7	14,6	12,4	12,0	16,0	12,0	10,7	15,7
IM02	3,0	2,9	5,1	3,5	3,3	5,8	3,4	2,8	5,6
IM03	3,7	4,4	7,9	4,6	5,5	9,3	4,3	4,2	8,8
IM04	1,0	1,0	2,0	1,1	1,1	2,2	1,2	1,0	2,3
IM05	0,8	0,7	1,3	0,8	0,7	1,5	0,9	0,7	1,5
IM06	0,3	0,3	0,5	0,3	0,3	0,6	0,3	0,3	0,6
IM07	1,0	1,0	2,3	1,2	1,2	2,6	1,1	0,9	2,6

5.3 Objectivering

5.3.1 Methodiek

Voor het vergelijken van extinctiecoëfficiënt en chlorofyl-a tussen scenario's en referentie is gekozen voor een visuele methode nl. een boxplot voor de 6 stations waar IMARES metingen heeft verricht. De stations liggen in een gradiënt van zout (Huibergat oost) naar brak (Groote Gat Noord) in de hoofdgeul van het estuarium. De boxplots zijn voorzien met extra informatie (notches) die aangeeft wanneer twee series van elkaar afwijken (McGill et al., 1978, https://en.wikipedia.org/wiki/Box_plot). Om boxplots te maken zijn dagelijks gemiddelde waarden van de zomerperiode (maart – september) gebruikt. Het aantal datapunten waarop de boxplot gebaseerd is, bedraagt ongeveer 180. De variatie rond de mediaan, die in een boxplot weergegeven wordt, is de dag-tot-dag variatie. Er kan ook gekozen worden voor een kleiner (bijvoorbeeld uurlijks) of groter (bijvoorbeeld maandelijks) interval. Een punt per dag is gekozen, omdat dit voor primaire productie de kleinste tijdsduur is waarop een zinnige waarde kan worden beschouwd, immers, de variatie over de dag/nacht cyclus is hier niet interessant.

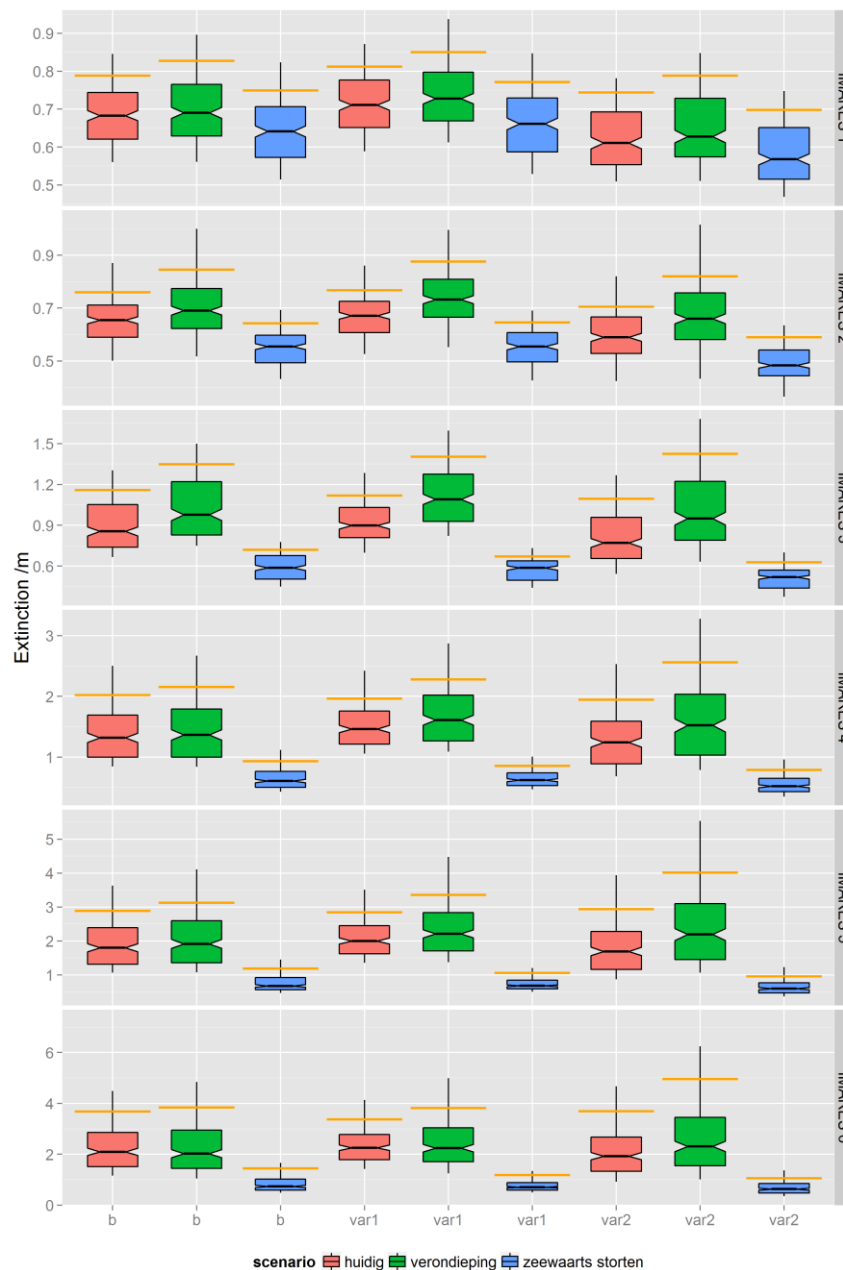
5.3.2 Extinctiecoëfficiënt

Voor de extinctiecoëfficiënt zijn de verschillen tussen referentie (rood) en scenario's (groen voor verondieping en blauw voor zeewaarts storten) bij Huibertgat oost ongeveer even groot voor alle drie de varianten (baseline, var1 en var2): zie Figuur 5.4. De varianten zelf verschillen echter wel: de mediaan en 90 percentiel van variant 2 geeft hier in alle gevallen de laagste waarde. Dit is ook, maar in mindere mate, het geval bij IMARES station 2. Wel zijn bij station 2 de verschillen tussen de 3 varianten relatief klein vergeleken met de verschillend tussen referentie en het scenario van zeewaarts storten. Bij de stations 3 t/m 6 wordt deze tendens versterkt, dat wil zeggen de keuze van de variant is relatief onbelangrijk voor de conclusie uit de scenario's.

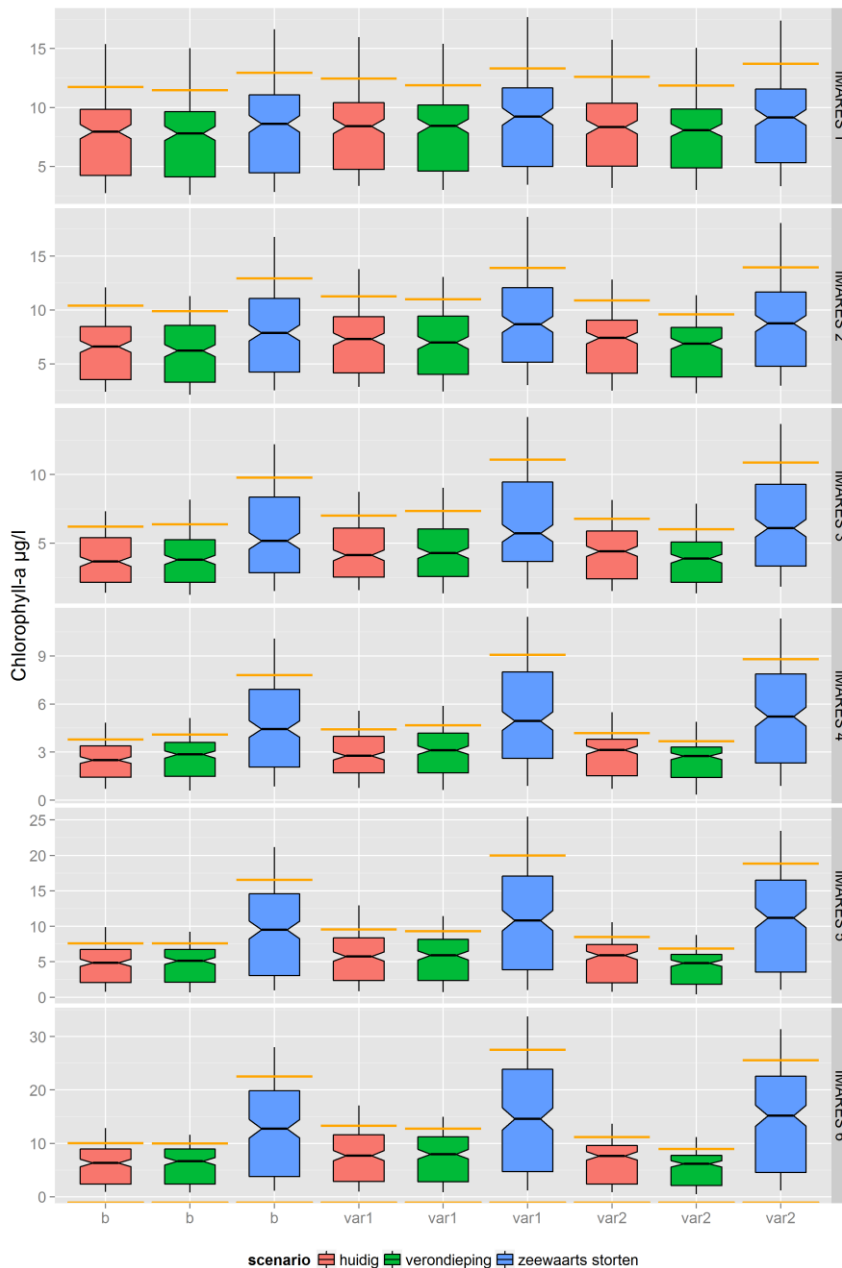
Samengevat kan gesteld worden dat de verschillende varianten weliswaar een effect hebben op de slibdynamiek, maar geen grote invloed hebben op de uitkomsten van de scenario's. Bij alle varianten heeft het zeewaarts storten daarom een significante invloed op de extinctiecoëfficiënt, maar de verondieping niet. Wel lijkt variant 2 consequent iets lagere extinctiecoëfficiënten op te leveren dan de andere varianten, maar dit beïnvloedt niet de conclusies van de scenario's.

5.3.3 Chlorofyl-a

Voor chlorofyl-a is een soortgelijk patroon te zien als voor extinctiecoëfficiënt. Het algemene beeld is dat het scenario "zeewaarts storten" een significant hogere chlorofyl-a concentratie laat zien ten opzichte van de referentie bij alle drie de doorgerekende varianten (Figuur 5.5). Alleen bij station 1 is het verschil tussen de referentie en het zeewaarts storten scenario zo klein dat het niet significant is. Het verschil neemt toe richting Dollard. De relatieve verschillen tussen de varianten zijn kleiner dan voor extinctiecoëfficiënt.



Figuur 5.4 Boxplot en 90 percentiel (oranje lijn) van de daggemiddelde zomerwaarden (maart t/m september) voor gesimuleerde extinctiecoëfficiënt op de 6 IMARES meetstations. De verschillende kleuren duiden op de 3 verschillende scenario's. De boxplots zijn voorzien van "notches". Als notches van series niet overlappen, is dat een goede aanwijzing dat de verschillen tussen de medianen van deze series significant zijn



Figuur 5.5 Boxplot en 90 percentiel (oranje lijn) van de daggemiddelde zomerwaarden (maart t/m september) voor gesimuleerde chlorofyl-a concentraties op de 6 IMARES meetstations. De verschillende kleuren duiden op de 3 verschillende scenario's. De boxplots zijn voorzien van "notches". Als notches van series niet overlappen, is dat een goede aanwijzing dat de verschillen tussen de medianen van deze series significant zijn

5.3.4 Pelagische primaire productie

Voor pelagische primaire productie is een andere methode toegepast om de betrouwbaarheid van het scenario te objectiveren. De reden is dat voor primaire productie er slechts één referentiewaarde en scenariowaarde per gebied per modelvariant is, namelijk de

jaarproductie in ton koolstof. De variatie per dag is hier dus niet beschouwd om de betrouwbaarheid te objectiveren. Hierdoor is geen variatie in de tijd aanwezig om te gebruiken in een boxplot. In plaats hiervan zijn de drie gekalibreerde varianten gebruikt als replica's, waarbij er onderzocht is of de primaire productie per gebied significant hoger is in de scenariorun dan in de referentie. Hiervoor is de **rangtekentoets van Wilcoxon** (software: R 3.2.0, package "coin") voor gepaarde waarnemingen gebruikt. Dit is een verdelingsvrije toets die aangeeft of een set waarnemingen verschilt, dan wel lager of hoger is dan een andere set waarnemingen. Een verdelingsvrije toets is nodig omdat het niet waarschijnlijk is dat de populatie normaal verdeeld is. Er is gekozen voor de variant voor gepaarde waarnemingen om tegemoet te komen aan het feit dat een scenariovariant afhankelijk is van een referentievariant. Omdat deze toets voor minder dan 6 replicaten geen significante verschillen kan laten zien, is gekozen om de IMARES gebieden alle 11 samen te testen.

De eenzijdige rangtekentoets beoordeelt hoe aannemelijk het is dat de primaire productie berekend in de scenarioruns daadwerkelijk hoger is dan in de referentieruns op basis van het aantal gevallen (kalibratievarianten x gebieden) waar deze waarde hoger is. Het maakt dus niet uit hoeveel hoger het scenario is dan de referentie. Een kleine toename in bijvoorbeeld de 6^e decimaal telt in dit verband even zwaar als bijvoorbeeld een verdubbeling van de primaire productie. Om toch een indruk te krijgen van de grootte van de significante verhoging van primaire productie is de test uitgevoerd met een afnemende precisie van de modelresultaten. Hierdoor wordt een indruk verkregen welke relatieve verhoging nog een significant verschil laat zien.

Bij het zeewaarts storten scenario neemt de primaire productie significant toe voor alle modelvarianten ($p < 0.05$: zie Tabel 5.2). Ook wanneer de verschillen in primaire productie beoordeeld worden met slechts 1 significant cijfer (wat ongeveer overeenkomt met een verschil van ordegrrootte 10%) is de toename nog steeds significant. Dit betekent dat er een significante toename in primaire productie van minimaal 10% is. Dit is consistent met het duidelijk grotere verschil in primaire productie als gevolg van het zeewaarts storten scenario (Tabel 5.1). Het is ook te zien dat de significantie van de verhoging hoger is (p -waarde is lager) wanneer alle drie varianten gebruikt worden, ten opzichte van de varianten ieder voor zich. Dit kan geïnterpreteerd worden als dat de verschillende varianten de conclusie onderling versterken. Als de analyse met 3 varianten een lagere significantie hadden laten zien, dan waren de verschillende scenariovarianten tegenstrijdig geweest.

Het verondieping-scenario laat geen significante verhoging van primaire productie zien (Tabel 5.3). Ook is het zo dat de p -waarde hoger wordt (de significantie wordt lager) wanneer alle drie varianten tegelijk getest worden in vergelijking met de onderlinge varianten apart. Dit duidt erop dat de drie varianten geen eenduidige verhoging laten zien, wat consistent is met de resultaten zoals gepresenteerd in Tabel 5.1.

Tabel 5.2 Significantie (p-waarde) van de verhoging van pelagische productie bij scenario “zeewaarts storten van slib”. De variatie is beschouwd als een combinatie van verschillende kalibraties en de 11 IMARES gebieden

	ordegrootte verhoging (%)	Wilcoxon rangrekenoets resultaat voor zeewaarts storten scenario			
Precisie (aantal significante cijfers)		p-waarde run1	p-waarde run5	p-waarde run9	p-waarde bij 3 model-varianten
maximaal	0.001	0.0004883	0.0004883	0.0004883	1.16e-10
3	0.1	0.0004883	0.0004883	0.0004883	1.16e-10
2	1	0.0004883	0.0004883	0.0004883	1.16e-10
1	10	0.001953	0.0009766	0.0009766	1.86e-09

Tabel 5.3 Significantie (p-waarde) van de verhoging van pelagische productie bij scenario “verondieping”. De variatie is beschouwd als een combinatie van verschillende kalibraties en de 11 IMARES gebieden

	ordegrootte verhoging (%)	Wilcoxon rangrekenoets resultaat voor verondieping scenario			
Precisie (aantal significante cijfers)		p-waarde run1	p-waarde run5	p-waarde run9	p-waarde bij 3 model-varianten
maximaal	0.001	0.6499	0.9263	1	0.999
3	0.1	0.666	0.9263	1	1
2	1	0.7188	0.7188	1	1
1	10	1	1	1	1

5.4 Boordeling betrouwbaarheid

De beoordeling van het effect van scenario's met verschillend gekalibreerde modelversies heeft een aantal inzichten opgeleverd. Allereerst moet gesteld worden dat de conclusies met betrekking tot de effecten van de twee scenario's bevestigd worden aan de hand van de twee alternatieve kalibraties. Dat wil zeggen dat voor de hier geteste multiple kalibratie runs, de uitkomsten van de scenario's robuust zijn.

5.4.1 Extinctiecoëfficiënt en pelagische algenbiomassa (chlorofyl-a)

Verondieping van de geul heeft geen significant effect op extinctie en algenbiomassa gemeten als chlorofyl-a, terwijl zeewaarts storten van slib wel een significant effect (namelijk een verlaging van extinctie en een verhoging van chlorofyl-a) geeft. Dit is af te leiden uit de vergelijking van de scenario's en referentie in de boxplots met “notches”.

Er zijn wel verschillen tussen de kalibraties. Variant 2 geeft een consequent lagere extinctie dan de referentie en variant 1 in de zomer. Aangezien dit zowel bij de simulatie van de huidige situatie is als bij de scenario's, heeft dit geen invloed op de conclusies over het effect van de scenario's. Overigens resulteert de lagere extinctiewaarde bij variant 2 niet in een veel

hogere chlorofyl-a concentratie, wat kan betekenen dat de verlaagde extinctie bij variant 2 waarschijnlijk een lokaal verschijnsel is. Dit is niet verder onderzocht.

5.4.2 Pelagische primaire productie

De pelagische primaire productie wordt door verondieping in geen enkele scenariovariant significant verhoogd. De combinatie van de scenariovarianten voor verondieping leidt tot een slechtere significantie, wat deze conclusie versterkt.

Het zeewaarts storten van baggerslib laat een duidelijke verhoging zien van de primaire productie in bijna alle gebieden. Bij gebruik van dezelfde statistische test wordt in alle gevallen een zeer hoge significantie gevonden, zelfs bij de kleinste precisie waarbij de significantie van verschillen in de orde van grootte van 10 % getest worden. Dit is een sterke aanwijzing dat dit scenario tot een wezenlijk hogere primaire productie (in de orde van grootte van tien procent) zal leiden.

5.4.3 Algemene conclusie

De algemene indruk is dat de hierboven gebruikte methoden de betrouwbaarheid van conclusies op basis van scenarioberekeningen vergroten. Als meerdere, verschillend gekalibreerde modellen verschillende effecten van scenario's laten zien, kan er geen eenduidige conclusie getrokken worden, en zal er nader gekeken moeten worden naar waar de verschillen door veroorzaakt worden. In het huidige geval is dit niet aan de orde, en kan aangenomen worden dat de berekende effecten voor de range aan parameterwaarden die getest is een robuust resultaat laten zien.

6 Samenvattende conclusie en leerervaringen

6.1 Objectivering modellering scenario's Eems-Dollard

6.1.1 Aanpak

In dit rapport is de objectivering van betrouwbaarheid voor scenario's met het Eems-Dollard modelinstrumentarium verkend. In tegenstelling tot kalibratie en validatie zijn ter objectivering van scenario's geen metingen beschikbaar om het modelresultaat mee te vergelijken. In een scenariofase moeten daarom altijd methoden toegepast worden die uitsluitend uitgaan van een vergelijking van meerdere modelresultaten. Meerdere modelresultaten zijn te verkrijgen door (zie ook Deltares, 2014a):

- A. Variatie van de modelinvoer zoals randvoorwaarden of meteorologische aansturing
- B. Variatie van de parameterinstelling
- C. Gebruik van meerdere modellen en/of modules

In dit rapport zijn twee van deze methoden toegepast. Als eerste stap is voor het slibmodel een alternatieve kalibratie uitgevoerd door parameterinstellingen te variëren met als doel twee alternatieve parametersets te selecteren die (ongeveer) even goed vergelijken met de metingen als de oorspronkelijke kalibratie. In totaal zijn hiervoor zo'n 25 verschillende parameterinstellingen gevarieerd en doorgerekend, waaruit er dus twee geselecteerd zijn.

Het slibmodel berekent de zwevendstofconcentratie die als modelinvoer doorgegeven wordt aan het primaire-productiemodel. Drie verschillende parametersets in het slibmodel – de oorspronkelijke kalibratie en twee alternatieve kalibraties – leveren dus drie verschillende modelinvoeren voor het primaire-productiemodel.

Het gebruik van meerdere modellen en/of modules is in dit rapport niet overwogen.

Met de drie kalibratiesets zijn een referentie en twee scenario's doorgerekend:

1. Referentie: *Huidige situatie (jaar 2012)*
2. Scenario Verondieping: *De vaargeul naar Emden is verondiept naar -8 m NAP, het Oost Friesche Gaatje is 1 m en het Doekegat met 2 m verondiept (Figuur 4.2)*
3. Scenario Zeewaarts storten: *Ongeveer 20 km ten noordwesten van Huibertgat Oost (Figuur 4.1)*

Voor iedere (doel- of steun)variabele kunnen de in totaal 9 modelberekeningen op drie manieren met elkaar vergeleken worden om inzicht te geven in de betrouwbaarheid (Figuur 6.1):

1. Effect van de verschillende kalibratie-parametersets binnen een scenario
2. Effect van scenario voor de verschillende kalibratie-parametersets
3. Effect van scenario voor de statistisch gecombineerde kalibratie-parametersets

De eerste wijze van vergelijking (per scenario, blauwe vergelijking in Figuur 6.1) geeft inzicht in de bandbreedte van een variabele (bijvoorbeeld jaargemiddelde concentratie zwevend stof) als gevolg van de drie kalibratie-parametersets. Een grote bandbreedte betekent dat de variabele gevoelig is voor de parameterinstelling. Omdat de vergelijking voor hetzelfde

scenario wordt uitgevoerd, draagt deze wijze niet direct bij aan een vergelijking van scenario's. Echter de wetenschap dat het modelresultaat wel of niet gevoelig is voor parameterinstelling, is van belang voor de zekerheid waarmee het effect van scenario's kan worden bepaald.

Figuur 6.1 Vergelijking van modelresultaten ten behoeve van gevoeligheid: Vergelijking per referentie/scenario (blauw), vergelijking per kalibratie-parameterset (oranje), vergelijking per scenariostatistiek (groen)

Parameterset	Referentie		Scenario 1 Verondieping		Scenario 2 Zeewaarts Storten	
	Waarde	Statistiek	Waarde	Statistiek	Waarde	Statistiek
Kalibratie 1	RK1	RS	S1K1	S1S	S2K1	S2S
Kalibratie 2	RK2		S1K2		S2K2	
Kalibratie 3	RK3		S1K3		S2K3	

De tweede wijze van vergelijking (per kalibratie-parameterset, oranje vergelijking in Figuur 6.1) maakt het mogelijk om de consistentie van het voorspelde effect op de variabele te toetsen. Ten eerste kan de richting van het effect – dat wil zeggen een toename of afname – getoetst worden. Als de richting drie keer hetzelfde is, geeft dat vertrouwen dat de voorspelde richting juist is. Ten tweede kan de grootte van het effect getoetst worden door de absolute of procentuele toename of afname met elkaar te vergelijken. Als bijvoorbeeld voor alle kalibratie-parametersets het effect van een scenario voorspeld wordt als +5%, geeft dat vertrouwen dat deze toename te verwachten is. Naarmate de spreiding toeneemt (bijvoorbeeld +1%, +5%, +20%) of zelfs tegengesteld is (bijvoorbeeld -10%, +5%, +10%) neemt de onzekerheid in het voorspelde effect toe.

De derde wijze van vergelijking (groene vergelijking in Figuur 6.1) past eerst een vorm van statistiek toe op de drie resultaten per kalibratie-parameterset. Dit is net name nuttig als een modelberekening slechts één of een zeer beperkt aantal getalswaarden oplevert, bijvoorbeeld de totale primaire productie per jaar. Door drie modelresultaten te middelen en een standaarddeviatie te bepalen kan een statistische vergelijking gemaakt worden op significante verschillen.

6.1.2 Resultaten Eems-Dollard

De twee alternatieve kalibraties van het slibmodel die in dit rapport zijn beschreven, zijn gericht op zo min mogelijk verschil met het oorspronkelijke kalibratieresultaat. Door ervoor te zorgen dat de kalibraties 'even goed' zijn, wordt de aandacht gericht op de verschillen tussen de scenario's.

De objectivering van de drie verschillende kalibraties laat zien dat er weinig verschil zit tussen de kalibraties. Echter bij de vergelijking van metingen met modelresultaten die aan deze objectivering ten grondslag ligt, speelt mee dat meetlocaties uitsluitend in de diepere delen van het estuarium liggen. In de ondiepe en op de intergetijdengebieden is derhalve geen objectivering mogelijk, terwijl de vergelijking van de verschillende kalibraties laat zien dat het model daar wel duidelijk andere resultaten laat zien. Met name kalibratie-alternatief 1 leidt tot een sterke verlaging van de sedimentconcentratie op de platen, wat niet goed aansluit bij de gemeten slibgehalten in de bodem. Hoewel de objectivering dus aangeeft dat kalibraties even

goed zien, blijft het deskundige oordeel van de modelleur van belang om onderscheid te maken tussen betere en slechtere kalibraties.

Bij de onderlinge vergelijking van het de scenario's van zowel het slibmodel als het primaire-productiemodel is als hoofdconclusie te trekken dat het effect van Zeewaarts storten (veel) groter is dan het effect van Verondiepen op de zwevendstofconcentratie en de primaire productie. Voor alle drie kalibratie-parametersets is zowel de richting van het effect als de grootte van het effect vergelijkbaar, hetgeen aangeeft dat de modelvoorspelling robuust is. Met de rangtekentoets van Wilcoxon is statistisch significant aangetoond dat met Zeewaarts storten de primaire productie in de orde van grootte van 10% toeneemt. Voor Verondiepen wordt geen statistisch significante toename vergeleken met de huidige situatie gevonden.

6.2 Werkwijze objectivering van scenario's

6.2.1 Ervaring en lessen

De belangrijkste lessen volgend uit de hier uitgevoerde studie zijn gerelateerd aan modelvertrouwen, inhoud, en methodiek.

Modelvertrouwen

De modelsimulaties laten zien dat het effect van een modelscenario (met name zeewaarts storten) veel groter is dan het effect van een andere parameterinstelling. Dit schept een vertrouwen in de bruikbaarheid van het model voor het doorrekenen van modelscenario's. Hierbij dient wel aangetekend te worden dat er nog veel meer invoerparameters en processen gewijzigd kunnen worden – zie hiervoor de aanbevelingen (sectie 6.3). Daarnaast vergroot de toegepaste methodiek het vertrouwen in het model voor met name niet-modeldeskundigen.

Een modeldeskundige kan waarschijnlijk op basis van zijn expertise de bandbreedte van een scenario-effect schatten op basis van een enkele parameterset. Hij zal bijvoorbeeld schatten dat de verwachte nauwkeurigheid $\pm 10\%$ is. Dit is een subjectieve inschatting. Voor de niet-modeldeskundige kan het moeilijk zijn zo'n subjectief oordeel op waarde te schatten: Het komt neer op vertrouwen in deskundigheid. Door gevoeligheidsberekeningen uit te voeren, zoals gepresenteerd in dit rapport, wordt een bandbreedte in de modelvoorspelling gecreëerd, en daarmee een objectieve maat voor de modelnauwkeurigheid. Daar waar de modeldeskundige bevestigd wordt in zijn subjectieve oordeel, wordt voor de niet-modeldeskundige gebruiker van de modeluitkomst het vertrouwen in dat oordeel beter onderbouwd. Wij concluderen dat een gevoeligheidsanalyse in de scenariofase altijd meerwaarde heeft met misschien wel als belangrijkste argument dat het bijdraagt aan de vertrouwensbasis tussen de modeldeskundige en de gebruiker van het modelresultaat.

Inhoud

De belangrijkste inhoudelijke bevindingen uit deze studie zijn de volgende:

- Modelcalibratie sets waarmee vergelijkbare sedimentconcentraties worden berekend in de geulen (waar meestal metingen beschikbaar zijn) kunnen leiden tot zeer verschillende sedimentconcentraties op de platen (waar meestal geen metingen beschikbaar zijn). Hoewel dit inhoudelijk gezien niet verrassend is, geeft de hier uitgevoerde studie wel kwantitatief inzicht hierover.
- De verschillende parameter sets leveren verschillende sedimentconcentratie velden op, en daardoor ook verschillen in doorzicht (extinctie), maar de concentratie

chlorofyl-a worden slechts zeer beperkt beïnvloedt. Wanneer extinctie als doelvariabele wordt gekozen, kan gesteld worden dat de verschillende calibratie sets tot verschillende resultaten leiden, maar wanneer chlorofyl-a als doelvariabele wordt gekozen verschillen de uitkomsten van de calibratie sets veel beperkter.

Methodiek

De hier ontwikkelde en toegepaste methodiek is relatief eenvoudig, en kan met een relatief beperkte inspanning tot meer vertrouwen en begrip in de modeluitkomsten leiden. Het meenemen en uitvoeren van een gevoeligheidsanalyse in de scenariofase kost extra tijd en dus projectbudget. Ter illustratie: Dit rapport is met circa 35 mensdagen inspanning tot stand gekomen. Is het extra objectieve inzicht in de modelresultaten deze extra inspanning en het extra budget waard? Deze afweging zal per keer door Rijkswaterstaat gemaakt moeten worden. Wij willen graag meegeven in de afweging dat de scenarioresultaten het einddoel zijn van een (model)studie. Een modelkalibratie is bijvoorbeeld alleen een tussenstap, waar echter vaak veel meer tijd in zit dan in een scenariofase. Het meenemen van gevoeligheid in de scenario fase brengt de verschillende fases beter in balans. Dit punt afsluitend willen we nog meegeven dat in dit geval de gevoeligheidsanalyse aanvullend en na afloop van de 'echte' scenariofase (Deltares, 2015b) heeft plaatsgevonden met als doel objectivering van een scenariofase te verkennen. Door de gevoeligheidsanalyse al in de scenariofase uit te voeren is ongetwijfeld efficiëntiewinst te behalen. Een andere efficiëntiewinst is mogelijk door de kalibratiefase eerder af te sluiten in plaats van langer te blijven doorzoeken naar de beste kalibratie, en in plaats hiervan meerdere kalibratie-parametersets mee te nemen in een scenariofase.

Hoewel de hier uitgevoerde gevoeligheidsanalyse inzicht geeft en nuttig is, moet tegelijkertijd beseft worden dat nog veel meer parameters onveranderd blijven en dat de modelstructuur (Delft3D-FLOW → DELWAQ-Slib → DELWAQ-Primaire productie) eveneens gelijk blijft in alle scenario's. De keuzes die hiermee vastliggen, zullen mogelijk dominanter zijn dan de variatie die enkele gewijzigde parameters teweegbrengt. Het nog veel groter niveau van objectiviteit kan bereikt worden door met verschillende modelstructuren hetzelfde scenario te berekenen, of door processen in het model te wijzigen. De kosten voor een tweede gekalibreerd en gevalideerd modelinstrumentarium zijn echter ook navenant hoger. In het geval van de Eems-Dollard zou bijvoorbeeld met Duitse partners verkend kunnen worden wat hiervoor de mogelijkheden zijn.

6.2.2 Bereikte doelen

Het belangrijkste doel wat in deze studie is bereikt, is dat er een methode ontwikkeld en toegepast om de gevoeligheid van modelscenarios voor invoerparameters te kwantificeren. Waar eerdere objectiveringsstudies zich vooral richtten op data-model vergelijkingen (toepasbaar in de calibratie / validatie fase) geeft deze methodiek een aanvullend handvat om de modelnauwkeurigheid en toepasbaarheid te kwantificeren. Dit geeft veel inzicht in de betrouwbaarheid van de modelvoorspelling.

6.3 Conclusies en aanbevelingen

De belangrijkste [conclusie](#) van deze studie is dat de ontwikkelde methodiek met een relatief beperkte inspanning veel aanvullend inzicht verschaft. Het wordt daarom [aanbevolen](#) om deze methode altijd toe te passen wanneer modelscenarios worden doorgerekend. In veel studies wordt een model gecalibreerd (resultierend in 1 parameterset), en meestal wordt een

gevoeligheidsanalyse uitgevoerd naar de gevoeligheid van uitkomsten voor variaties in invoer. Met een relatief geringe inspanning kunnen hiermee meerdere calibratiesets worden gegenereerd. Wanneer gebruik gemaakt wordt van meerdere calibratiesets hoeft er ook minder tijd gestoken te worden in het vinden van de 'definitieve' calibratieset. Een aantekening hierbij is wel dat de methode wel tijd kost, en wanneer het gebruik van deze methode in de calibratiefase wordt toegepast (wat vanuit een inhoudelijk oogpunt is aan te bevelen), zal de duur van de calibratiefase van modeltoepassingen toe nemen.

Het wordt [geconcludeerd](#) dat de gebruikte parameter variatie een beperkt effect op de modeluitkomsten heeft. Echter, in de huidige studie zijn alleen erosieparameters aangepast. Er zijn echter meer model invoer waarvan de juiste waarde niet bekend is, en het wordt [aanbevolen](#) ook meerdere calibratiesets te ontwikkelen. Dit zijn parameters gerelateerd aan bezinking (bijvoorbeeld de valsnelheid van het sediment) of randvoorwaarden (met name de sedimentconcentratie op zee). Door bijvoorbeeld een calibratieset te ontwikkelen met een lagere sedimentconcentratie op zee, gecombineerd met meer landwaarts transport of hogere resuspensie, kan mogelijk de sedimentconcentratie bij Imares1 (het meest zeewaartse meetstation) beter gereproduceerd worden. Naast onzekerheden in parameters en randvoorwaarden bestaan er ook onzekerheden en tekortkomingen in gemodelleerde transportprocessen. Het is [aan te bevelen](#) aanvullende modelcalibratiesets te ontwikkelen waarin meer, minder, of andere processen gerelateerd aan sediment transport worden meegenomen. Een voorbeeld hiervan is consolidatie: hiermee wordt netto aanslibbing op platen (en daardoor residuele fluxen) beter gereproduceerd. Tenslotte zijn in deze studie alleen parameters gerelateerd aan sediment transport gevarieerd, en vervolgens doorerekend wat het effect is op primaire productie. Het wordt [aanbevolen](#) om ook het effect van parameters direct gerelateerd aan primaire productie of nutriënten transport op een vergelijkbare manier te evalueren.

In eerdere studies (Deltares, 2014c) is [geconcludeerd dat de](#) grootste tekortkoming in het huidige model is dat de aanslibbing en sedimentconcentraties in het Emders Vaarwater (nabij Emden) onderschat worden. Het verdient [aanbeveling](#) om dit te verbeteren, en met dit verbeterde model nogmaals het effect van scenario's door te rekenen.

7 Referenties

[Tukey, John W. The American Statistician doi:10.2307/2683468 JSTOR2683468](https://doi.org/10.2307/2683468)

Anoniem (2012): Brondocument t.b.v. KRW beheerplan waterlichaam overgangswater Eems-Dollard, 26 november 2009 / Herziene versie 2012 (brondocument-eems-dollard-overgangswater.pdf)

Deltares (2013a): Voorstel werkwijze voor B&O en Ontwikkeling Modelinstrumentarium Waterkwaliteit en Ecologie Rijkswateren, auteurs A.J. Nolte en W. Stolte, rapport 1207726-000-ZKS-0013, november 2013.

Deltares (2014a): Objectiveren van onzekerheid van gebiedsmodellen voor waterkwaliteit en ecologie, Rapport 1207726-000-ZKS-0016-v04, auteurs V. Harezlak, W. Stolte en A.J. Nolte, mei 2014.

Deltares (2014b): Mud dynamics in the Ems-Dollard, phase 2. Setup hydrodynamic models, final report, auteurs B. van Maren, J. Vroom, T. Vijverberg, M. Schoemans, en A. van Rooijen, Deltares rapport 1205711-001.

Deltares (2014c): Mud dynamics in the Ems-Dollard, phase 2. Setup sediment transport models, final report, auteurs B. van Maren, J. Vroom, L. Sittoni, T. van Kessel, K. Cronin, Deltares rapport 1205711-001.

Deltares (2015a): Mud dynamics in the Ems-Dollard, phase 2. Setup water quality models, final report, auteurs W. Stolte, J. Smits, J. van Beek, Deltares rapport 1205711-001, 2015.

Deltares (2015b): Mud dynamics in the Ems-Dollard, phase 3. Scenarios for improvement, final report, auteurs K. Cronin, N. Villars, W. Stolte, A. de Kluiver, D.S. van Maren, Deltares rapport 1205711-001, 2015

Deltares (2015c): Objectivering (goodness-of-fit) van de Eems-Dollard modellen voor slib en primaire productie, final report, auteurs A. Nolte, D.S. van Maren, J. Vroom, M.P. Weeber, A. de Kluiver, W. Stolte. Deltares rapport 1209459-000, 2015

Deltares (2015d): Mud dynamics in the Ems-Dollard, phase 2: Model analysis. Auteurs DS van Maren, W Stolte, L Sittoni, J Vroom, L Arentz, A de Kluijver. Deltares rapport 1205711-001, 2015

Deltares en IMARES (2011): Mud dynamics in the Eems-Dollard, research phase 1 - Working plan phase 2 and 3, auteurs Bas van Maren, Roel Riegman, Willem Stolte, Bert Brinkman, Claudette Spiteri en Robbert Jak, Deltares rapport 1204891-000-ZKS-0011, september 2011.

Schmolke, Amelie; Pernille Thorbek, Donald L. DeAngelis en Volker Grimm (2010): Ecological models supporting environmental decision making: a strategy for the future, Trends in Ecology and Evolution 25 (2010) 479–486.

STOWA (1999): Goof Modelling Practice Handbook, Report 99-05, Dutch Dept. of Public Works, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, report 99.036, ISBN 90-5773-056-1

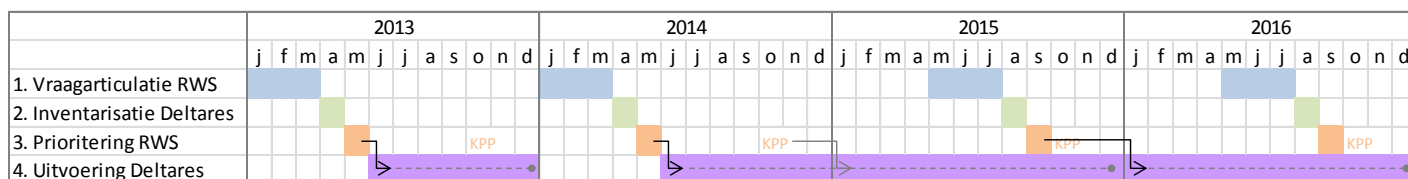
A Algemene beschrijving B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties

A.1 Aanpak: Cyclus vraagarticulatie en B&O en Ontwikkeling

Voor B&O en Ontwikkeling worden in een jaarlijkse cyclus vier stappen gezet:

- 1 De vraagarticulatie van Rijkswaterstaat: Welke beheervragen moeten de komende jaren beantwoord (kunnen) worden? (circa 1 april)
- 2 De inventarisatie van Deltares: Zijn de beschikbare modellen geschikt voor het beantwoorden van de beheervragen en zo niet, wat is nodig voor Beheer & Onderhoud of Ontwikkeling? (circa 1 mei)
- 3 Rijkswaterstaat prioriteert de door Deltares geïnventariseerde activiteiten voor Beheer & Onderhoud en/of Ontwikkeling en geeft aan welke activiteiten dat jaar uitgevoerd moeten worden. Activiteiten die niet uitgevoerd worden, blijven op de inventarisatie staan voor inbreng en heroverweging in de volgende jaarcyclus. (circa 1 juni)
- 4 Deltares voert de door Rijkswaterstaat geprioriteerde activiteiten voor Beheer & Onderhoud en/of Ontwikkeling uit. (juni-december)

De hierboven beschreven cyclus is in 2013 voor het eerst uitgevoerd. De 2^e cyclus die op 1 januari 2014 gestart is, geldt voor prioritering en uitvoering in 2014 en 2015 en heeft dus een langere looptijd dan 1 jaar. De reden hiervoor is om de timing beter te laten aansluiten bij de KPP programmeringscyclus, waarvoor op 1 november de activiteiten voor het volgend jaar vastgesteld moeten zijn. Door een eenmalig langere cyclus verschuift vanaf de volgende cyclus het moment van prioritering (stap 3) van 1 juni naar 1 oktober. Voor Deltares is daardoor vanaf 2015 het hele jaar beschikbaar voor uitvoering. Figuur 7.1 toont de cyclus voor de periode 2013-2016.



Figuur 7.1 Overzicht van jaarlijkse cyclus van B&O. In 2015 wordt de cyclus beter aangesloten op de KPP cyclus, waardoor de cyclus van 2014 een langere doorlooptijd heeft

A.2 Algemene doelstelling en afbakening

Het KPP B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties heeft tot algemeen doel om (geselecteerde) modellen voor waterkwaliteit en ecologie inclusief hydrodynamica- en slibmodellen die daarvoor nodig zijn, modellen voor temperatuur, en 3D modellen voor zoutindringing en zoutverspreiding onder B&O te brengen en daarvoor alle benodigde organisatorische en technische aspecten uit te voeren.

Het geven van inzicht in de beschikbaarheid, de status en de toepasbaarheid van de modellen is een belangrijke opgave. Dit inzicht is de op feiten gebaseerde basis voor de communicatie tussen Rijkswaterstaat en Deltares en vormt de informatievoorziening naar alle medewerkers van Rijkswaterstaat, Deltares en andere partijen zoals ingenieursbureaus en kennisinstituten.

Het KPP B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties omvat de volgende toepassingsgebieden:

- 1D/2D/3D Gebiedsmodellen voor waterkwaliteit en ecologie inclusief hydrodynamica- en slib-modellen die daarvoor nodig zijn.
 - ➔ Effectketenmodellering
 - ➔ Primaire software: DELWAQ en HABITAT
 - ➔ en SOBEK, WAQUA, TRIWAQ en Delft3D-FLOW
- 1D/2D/3D Gebiedsmodellen voor temperatuur
- 3D Gebiedsmodellen voor zoutindringing en zoutverspreiding

De volgende toepassingsgebieden vallen niet onder het KPP B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties:

- 1D modellering van zoutindringing en zoutverspreiding.
 - Deze toepassingen vallen onder de SLA Hydraulische modellen.
- Zouttransport door sluizen
 - Voor deze toepassing wordt (onder andere) het Zoutlekmodel ingezet. In het kader van het KPP Corporate Innovatie Programma (CIP) Beperking zoutindringing wordt gewerkt aan de ontwikkeling van een generiek Zoutlekmodel om voor bestaande en nieuwe sluisconfiguraties in binnen- en buitenland (Krammer duwvaartsluizen, Terneuzen, IJmuiden) de zoutlek te kunnen bepalen en Innovatieve Zout-Zoetscheidingssystemen te toetsen.
 - De verspreiding van het zout in het oppervlaktewater *nadat* het door een sluis gelekt is, valt wel onder het KPP B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties voor zover het 3D modellering betreft.
- KRW-Verkenner
 - De toepassing en ontwikkeling van de KRW-Verkenner heeft een eigen (KPP) project en organisatie. Voor zover overlap in onderliggende modellen bestaat, vindt afstemming plaats.
 - *NB: Eind 2014 wordt het B&O van de KRW-Verkenner overgeheveld naar dit KPP B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties. Vanaf 2015 valt de KRW-Verkenner dus wel binnen de afbaking.*
- Morfologische vraagstukken – dat wil zeggen vraagstukken die tot doel hebben een verandering van de bathymetrie te berekenen – maken gebruik van andere modelsoftware (Delft3D-FLOW/Sed-online, SOBEK-Morfologie) en vallen daarom niet onder het KPP B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties. Het gaat bijvoorbeeld om morfologische studies en berekeningen voor kustsuppleties (KPP Kustlijn zorg) en morfologische vragen in het rivierengebied (KPP Rivierkunde). Voor dergelijke morfologische modellen is nog geen gestructureerd B&O kader aanwezig. Aanslibbing van havens valt wel onder dit KPP B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties, voor zover gebruik gemaakt wordt van de modelsoftware DELWAQ. De aanslibbing wordt dan berekend zonder terugkoppeling via de bathymetieverandering op de hydrodynamica. Als de terugkoppeling wel meespeelt, wordt geen DELWAQ, maar Delft3D-FLOW/Sed-online gebruikt.

A.3 Overzicht van producten tot en met juni 2015

Tabel 7.1 Overzicht van producten van het KPP B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties

2013	1	Beheer en Onderhoud en Ontwikkeling Modelinstrumentarium Waterkwaliteit en Ecologie Rijkswateren 2013, 1207726-000-ZKS-0004-v08, A.J. Nolte, juni 2013	Rapport
	2	Tutorial Habitat 3.0, V. Harezlak en M. van Oorschoot, april 2013	Manual
	3	HABITAT3, Veranderingen ten opzichte van HABITAT2, 1207726-000-ZKS-0006, V. Harezlak, juni 2013.	Notitie
	4	Voorstel werkwijze voor B&O en Ontwikkeling Modelinstrumentarium Waterkwaliteit en Ecologie Rijkswateren, 1207726-000-ZKS-0013-vdef, A.J. Nolte en W. Stolte, november 2013	Rapport
	5	Gebruikershandleiding voor de operationele watertemperatuur applicaties voor de Rijn (FEWS-Rivieren) en de Rijkswateren (FEWS-Waterbeheer), CONCEPT, 1207726-002-ZKS-0001, S. Loos en P. Boderie, mei 2013	Rapport
	6	Aanzet PvA lange termijn ontwikkeling 3D model RMM, 1207726-000-ZKS-0022-vdef, A.J. Nolte, december 2013	Notitie
2014	7	Vaststellen referentiesituatie Slib Noordzee, 1207726-000-ZKS-0027, C. Kuijper en A.J. Nolte, maart 2014	Notitie
	8	HABITAT gebiedsmodel IJsselmeer en Markermeer, Modelopzet en validatie, 1207726-000-ZKS-0042, M. Maarse, maart 2014	Rapport
	9	Objectiveren van onzekerheid van gebiedsmodellen voor waterkwaliteit en ecologie, 1207726-000-ZKS-0016-v04, V. Harezlak, W. Stolte en A.J. Nolte, mei 2014	Rapport
	10	BenO Waterkwaliteitschematisaties, PvA voor opzetten B&O structuur, 1209459-000-ZKS-0003, V. Harezlak, april 2014	Notitie
	11	Voorstel voor B&O en Ontwikkeling Waterkwaliteitsmodelschematisaties Rijkswateren 2014, 1209459-000-ZKS-0004-v02, A.J. Nolte (ed), juni 2014	Rapport
	12	Realisatie B&O systeem waterkwaliteitsmodelschematisaties (Bijdrage aan webpagina's Helpdesk Water)	Webpagina
	13	B&O Balans 2014, versie 4.1, C. Bak, 1209459-000-ZKS-0019, 27 november 2014	Notitie
	14	Verslag activiteiten en uitleveringen B&O Waterkwaliteitsmodelschematisaties 2014, 1209459-000-ZKS-0020, 28 november 2014	Notitie
2015	15	Analyse van het Landelijk Temperatuur Model (LTM), P. Boderie, S. Loos en C. Bak, 1209459-000-ZKS-0023, januari 2015	Notitie
	16	Evaluatie van het OSR-model voor zoutindringing in de Rijn-Maasmonding (I), W.M. Kranenburg, 1209459-000-ZKS-0028, februari 2015	Rapport
	17	Evaluatie OSR: mogelijkheden voor toepassing in beheervragen, W.M. Kranenburg, 27 februari 2015	Notitie
	18	Mogelijkheid voor voorspelling van ecologische doelvariabelen uit KRW, KRM en Natura2000 met modellen, J.A. van Dalfsen, A.J. Nolte, C.M. Deerenberg (IMARES), V. Escaravage (NIOZ), A.G. Brinkman (IMARES), T.J.W. Ysebaert (NIOZ), A. de Kluijver, S. Vergouwen, L.A. van Duren, 1209459-000-ZKS-0021, maart 2015	Rapport
	19	Verificatie 3D hydrodynamisch model Hollandsche IJssel voor verziltingsvraagstukken, Y.F. Friocourt en C. Kuijper, 1209459-000-ZKS-0027, maart 2015	Rapport
	20	Inventarisatie van modellen van IMARES geschikt voor beantwoording beheervragen Rijkswaterstaat, C. Deerenberg, A.G. Brinkman en P. de Vries, IMARES Rapport C006/15, 25 maart 2015	Rapport
	21	Objectivering (goodness-of-fit) van de Eems-Dollard modellen voor slib en primaire productie, 1209459-000-ZKS-0018, april 2015	Rapport

	22	Objectivering van modellering van scenario's met de Eems-Dollard modellen voor slib en primaire productie, 1220070-000-ZKS-0012-v01, juni 2015	<i>Dit rapport</i>
--	----	--	--------------------

B Modelruns