

C-13730 430

**Verkenning naar de effecten van
vaargeulverdieping in de Westerschelde op
de morfologische en ecologische
ontwikkelingen**

Rapportage LWI/E&K fase 1B Werkpakket 6

eindrapport

Deift, september 1995

Opdrachtgever : Stichting LWI,
Projectgroep Estuaria en Kusten
Uitvoering : RWS-RIKZ, WL, DHV, RA, IBN/DLO,
CEMO, SVASEK
Auteurs : Z.B. Wang, H. Ducl, P.C.G. Glas
Dossier : -
Registratienummer : VR1173.95/Z754
Accoord vrijgave : Ir. A. Roelfzema

Voorwoord

Voor u ligt het eindrapport van de werkgroep Schelde Verdieping - Ecologie (SVE) over de effecten van vaargeulverdieping in de Westerschelde op de morfologische en ecologische ontwikkelingen. Het onderzoek is uitgevoerd in het kader van het Land-Water-Milieu-Informatietechnologie-programma (LWI). De resultaten van het onderzoek vormen een bijdrage aan de ontwikkeling van een Estuarium DSS.

Het onderzoek is uitgevoerd door Waterloopkundig Laboratorium (WL), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Resource Analysis (RA) en DHV Water met ondersteuning van Rijkswaterstaat Directie Zeeland, NIOO-CEMO, IBN-DLO en SVASEK.

De samenstelling van de werkgroep en van de onderzoeksteams voor de verschillende onderdelen van het onderzoek zijn weergegeven in bijlage 1.

De eindrapportage van de werkgroep is uitgevoerd door WL.

Samenvatting

Dit rapport betreft een bijdrage aan de ontwikkeling van een Estuarium DSS, een hulpmiddel voor beheerders van een estuarium voor het zoeken naar oplossingen bij bepaalde specifieke beleidsvraagstukken. Het onderzoek is uitgevoerd in het kader van Land-Water-Informatietechnologie-programma. Het onderzoek richt zich op een specifiek onderwerp: namelijk de problematiek van de vaargeulverdieping in relatie tot hydrodynamische, morfologische en ecologische ontwikkelingen. Aan de hand van bestaande modellen en methodieken en van aanwezige kennis en informatie is een analyseslijn opgezet voor het voorspellen van effecten van maatregelen gericht op de vaargeulproblematiek op de morfologische en ecologische ontwikkelingen in een estuarium.

Als studiegebied is de Westerschelde geselecteerd. Voor de effectvoorspellingen zijn bij verschillende modellen en methodieken aanpassingen gepleegd ten einde de modellen en methodieken geschikt te maken voor de specifieke toepassingen in dit project.

Voor het analyseren van de effecten van verdiepingsmaatregelen op de waterbeweging en morfologie in een estuarium is gebruik gemaakt van het waterbewegingsmodel IMPLIC in combinatie met het morfologisch model ESTMORF. Het eerste model berekent de waterstanden, stroomsnelheden en getijvolumina als gevolg van de ingreep. Op basis van de IMPLIC-gegevens worden met ESTMORF de veranderingen morfologie (geul, lage plaat en hoge plaat) berekend. Via een naverwerkingsprogramma worden bodemhoogten, waterstanden, stroomsnelheid en inundatiefrequenties en -duur berekend.

Voor de koppeling tussen hydrodynamische en morfologische effectvoorspelling enerzijds en ecologische effectvoorspelling anderzijds is de habitatbenadering gevolgd. Op basis van ecologisch relevante hydrologische en morfologische factoren die met IMPLIC/ESTMORF kunnen worden gegenereerd, is een habitatindeling van een estuarium gemaakt.

De ecologisch effectvoorspelling is voorbeeldgewijs uitgewerkt voor de kokkels en scholekster. In de Watersysteemverkenningen zijn beide soorten als doelsoort voor de Westerschelde opgenomen. Voor het uitwerken van de relatie tussen kokkels en habitattypen zijn recente inventarisatiegegevens gebruikt. De in de Westerschelde overwinterende scholeksters foerageren uitsluitend op kokkels. Met behulp van het scholekstermodel EFFECT 1.0 is op basis van de beschikbaarheid van voedsel de draagkracht van de Westerschelde voor scholeksters bepaald.

De resultaten van de hydrologische, morfologische en ecologische effectvoorspelling zijn verwerkt in prototype van een estuarium DSS.

INHOUD	BLAD
Voorwoord	1
Samenvatting	2
1 Inleiding	4
1.1 Achtergronden	4
1.2 De vraagzijde en de probleemstelling	4
1.3 Doel van het project	6
1.4 De rapportage	6
2 Inventarisatie en analyse	8
2.1 Systeemanalyse	8
2.2 Gekozen instrumentarium en methoden	9
2.3 Definitie alternatieven	15
3 Waterbeweging en morfologische ontwikkeling	17
3.1 Algemeen	17
3.2 Naverwerking 1D model resultaten	17
3.3 Resultaten	18
4 Ecologische beschouwing	23
4.1 Algemeen	23
4.2 Ecologische effecten op karakteristieke soorten	23
4.3 Resultaten van de ecologische analyse	26
5 Vaargeulverdieping en Estuarium DSS	33
6 Nabeschouwing, conclusies en aanbevelingen	38
Referenties	
Appendix I Samenstelling werkgroep en onderzoeksteam	
Appendix II Naverwerking 1D Model Resultaten	
Appendix III Physical relations in ESTMORF	
Appendix IV Voorspelling schorareaal	
Appendix V Dynamiek van platen	
Appendix VI Ecologische effectvoorspelling	
1. LWI-Westerschelde: ecologische analyse	
2. LWI-Westerschelde: stappenplan ecologische effectvoorspelling	
Appendix VII Kokkels e scholeksters in de Westerschelde (apart bijgevoegd)	
Appendix VIII Betrouwbaarheid van de Modulen (apart bijgevoegd)	
Appendix IX Demo COSMO-W (apart bijgevoegd)	

1. Inleiding

1.1 Achtergronden

In het kader van het Land-Water-Milieu-Informatietechnologie-programma (LWI) zijn binnen de Projectgroep Estuarium en Kusten een Pilotgroep Kusten en een Pilotgroep Estuarium geformeerd. De Pilotgroep Estuarium zal aan de hand van een binnenlandse pilot (toepassingsgebied: de Westerschelde) bijdragen aan de ontwikkeling van een DSS. Uitgangspunt hierbij is dat gestart wordt vanuit de vraagzijde, d.w.z. vanuit de vraagstukken waarmee de beheerders van estuarium worden geconfronteerd.

Het in Fase 1A van LWI ontwikkelde prototype van een Estuarium DSS alsmede het Fase 1B werkpakket 'Basisontwerp Estuarium DSS', richten zich op het schetsen van een "in de breedte" zo volledig mogelijk beeld van een Estuarium DSS. Werkpakket 6 van Fase 1B beoogt het "in de diepte" uitwerken van een bepaald deel van het DSS met zoveel mogelijk functionaliteit van dat onderdeel. Een gedetailleerd werkplan van werkpakket 6 is vastgelegd in de nota "Schelde verdieping-ecologie", februari, 1995. Een zogenaamde "Inceptienota", maart 1995, geeft een verdere detaillering voor de aanpak.

1.2 De vraagzijde en de probleemstelling

De beheerder van de Westerschelde ziet zich in toenemende mate voor het probleem gesteld de economische ontwikkeling hand in hand te laten gaan met het behoud en herstel van natuur-waarden. Verdieping van de Westerschelde, als één van de maatregelen om die economische ontwikkelingen mogelijk te maken, staat bij die problematiek centraal.

Verdieping van de vaargeul van de Westerschelde leidt tot een verandering van het natuurlijk systeem. De gevolgen hiervan op de ecologie van het gebied zijn van direct belang voor het bepalen van de meest optimale strategie voor beheer van de Westerschelde. Het begrip "verdieping" moet daarbij "ruim" worden opgevat. Het gaat hierbij om:

- verdieping/verruiming van de vaargeul
- (onderhoud-)baggeren/storten
- zandwinning
- ontpoldering.

Het probleem voor de beheerder is het bepalen van die strategie, die kan worden opgevat als de optimale balans tussen de verschillende belangen van de gebruikers van de Westerschelde, in dit geval de scheepvaart (belang: verdieping) en de natuur (belang: duurzame ontwikkeling). Door de ecologie in een vroeg stadium van strategie-ontwikkeling erbij te betrekken, ontstaat er zicht op een resultaat dat méér is dan de som van de deelbelangen. In dit opzicht is bijvoorbeeld ontpolderen een interessante optie.

Daarnaast spelen er ook een aantal maatschappelijke functies van de Westerschelde een rol. Hoewel niet expliciet in de pilot-omschrijving gehanteerd als doelvariabelen, zijn de maatschappelijke functies van de Westerschelde wel van groot belang voor het duurzame beheer van het estuarium.

Deze functies kunnen in het DSS uiteindelijk opgenomen worden als trigger van maatregelen (bijv. verdieping ten behoeve van de scheepvaart), als randvoorwaarde (bijv. veiligheid) dan wel als doelvariabele in combinatie met andere doelvariabelen (bijv. kosten-effectiviteit).

1.3 Doel van het project

Het project heeft de volgende doelen:

- i. Nagaan wat de globale effecten van vaargeulverdieping op de ecologie van de Westerschelde zullen zijn. Hierbij zal de huidige situatie en een aantal ingrepen, waaronder de huidige en toekomstige verdieplingsplannen, beschreven worden. In het bijzonder zullen de effecten van de bagger- en stortstrategie, zandwinning en ontpoldering worden beschouwd.
- ii. Formalisatie/operationaliseren van:
 - * de stand van zaken en de mogelijkheden v.w.b. methoden voor ecologische effectbepaling.
 - * de kennisleemten in het deelsysteem vaargeulverdieping-morfologie-ecologie.
- iii. Inbrengen en uitbreiden van een computerdemo waarmee de gebruiker de (effecten van de) beschouwde ingrepen kan simuleren en toegang heeft tot het achterliggende database-systeem.

De resultaten van het project zullen richting moeten geven aan de verdere ontwikkeling van het Estuarium DSS, en tevens de beheerder ondersteunen wordt bij het uitvoeren van zijn taken en hem helpen bij het oplossen van zijn problemen.

1.4 De rapportage

Het project bestaat uit de volgende onderdelen:

- inventarisatie en analyse,
- hydrodynamische en morfologische analyse,
- ecologische beschouwing,
- uitbreiden van een computerdemo

Deze onderdelen worden hoofdstukgewijs gerapporteerd. In de hoofdstukken worden de resultaten van de verschillende onderdelen in het kort beschrijven. Van een aantal onderdelen zijn meer uitvoerige rapportages van resultaten opgenomen in de bijlagen van het rapport. Het betreft de volgende rapportages:

- Naverwerking 1D Model Resultaten
- Physical relations in ESTMORF 26: water level change/land subsidence
- Voorspelling schorareaal
- Dynamiek van platen
- Ecologische effectvoorspelling
- Kokkels en scholeksters in de Westerschelde
- Betrouwbaarheid van de modules
- COSMO-W

De rapportage wordt afgesloten met een hoofdstuk waarin de conclusies van het onderzoek op een rijtje worden gezet. Ook bevat dit hoofdstuk een aantal aanbevelingen voor onderzoek in fase 2.

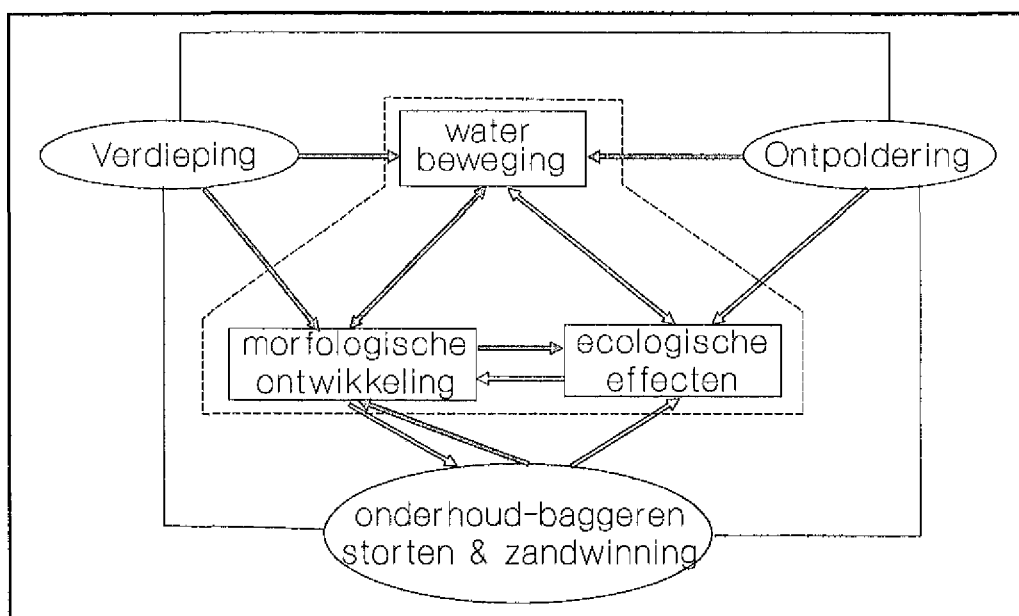
2. Inventarisatie en analyse

2.1 Steemanalyse

Vaargeulverdieping heeft direct invloed op morfologie en water beweging in een estuarium. Hierdoor wordt het ecologische systeem beïnvloed. Naast het aanleg baggerwerk voor een verdieping is ook onderhoud-baggeren nodig en het gebaggerde materiaal moet weer gestort worden. Onderhoud-baggeren en storten hebben tevens invloed op de morfologie en ecologie van het estuarium. Om de negatieve effecten op de ecologie te beperken en om onderhoud-baggeren te beperken worden maatregelen overwogen zoals ontpoldering en regulering van zandwinning. Samengevat moeten de volgende elementen bekeken worden voor het bepalen van ecologische effecten van vaargeulverdiepingen in de Westerschelde.

- verdieping/verruiming van de vaargeul (aanleg-baggeren),
- eventuele ontpoldering (komberging toevoegen, dan wel afnemen),
- (onderhoud-)baggeren/storten,
- zandwinning.

Combinaties van de verschillende varianten van deze elementen vormen de te beschouwen alternatieven. De alternatieven die in dit project beschouwd worden, zijn door RWS gedefinieerd. De alternatieven zullen aansluiten bij het natuurstreefbeeld voor de Westerschelde (RIKZ/AB-95.813x). Zes van de gedefinieerde alternatieven zijn geanalyseerd in dit project.



Figuur 1. Schematisatie van het systeem

De hierboven genoemde elementen van menselijke ingrepen zijn weergegeven in figuur 1 rond de buitenste ring. Binnen de ring wordt het natuursysteem van het estuarium schematisch weergegeven. De wisselwerking tussen de verschillende processen binnen het natuursysteem en de invloeden van de menselijke ingrepen op de natuurlijke processen zijn aangegeven in het figuur. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen wisselwerkingen die bekeken zullen worden (aangegeven met massieve pijlen) en wisselwerkingen die niet expliciet bekeken zullen worden (holle pijlen) in dit project. Hieruit blijken dus meteen de randvoorwaarden en beperkingen van de studie.

- Er is bewust gekozen voor de lange-termijn effecten. De korte termijn effecten zoals de invloeden van baggeren op de initiële waterkwaliteit worden in dit project voorlopig buiten beschouwing gelaten.
- In de werkelijkheid kan de ecologische toestand ook invloed hebben op de waterbeweging en de morfologische ontwikkeling van het estuarium. Er wordt aangenomen dat deze invloeden veel zwakker zijn dan de andere wisselwerking binnen het estuarine systeem. Daarom worden ze verwaarloosd in deze studie.

De studie beperkt zich dus tot de effecten van de menselijke ingrepen op de wisselwerking waterbeweging-morfologische ontwikkeling en de effecten van de morfologische ontwikkeling op de ecologie. Opgemerkt is dat er sprake is van wisselwerking tussen het onderhoud-baggeren en de morfologische ontwikkeling. Immers de benodigde hoeveelheid baggerwerk is bepaald door de snelheid van aanzanding in de vaargeul.

2.2 Gekozen instrumentarium en methoden

Morfologie

Morfologische ontwikkeling binnen een estuarium is een ingewikkeld verschijnsel. Fysisch zijn morfologische ontwikkelingen een gevolg van wisselwerking tussen waterbeweging en sediment-transport. Er bestaan ook morfodynamische modellen gebaseerd op het concept water-beweging ==> sediment-transport ==> morfologische verandering ==> waterbeweging ==>etc. Dit type modellen is nog niet in staat de lange-termijn morfologische ontwikkeling van een estuarium te voorspellen. Daarom is in dit project een meer pragmatische aanpak gekozen.

De schatting van de morfologische ontwikkeling is voor een belangrijk deel gebaseerd op interpretatie/analyse van gegevens uit het verleden en de huidige toestand. Hierbij worden de kennis en expertise die opgedaan zijn in de tot nu toe uitgevoerde studies gemobiliseerd en ingebracht. Vooral de gegevens die betrekking hebben op de morfologische ontwikkelingen na de verdiepingen die in het verleden zijn uitgevoerd zijn goed geanalyseerd om een extrapolatie te kunnen doen voor de toekomstige situatie na een nieuwe verdieping. Belangrijke uitkomsten van de analyse zijn:

- te verwachten baggerbezwaren na verdieping vaargeul,
- ontwikkeling van de schorren,
- dynamiek van de platen.

De geschatte baggerhoeveelheden worden verder als input gebruikt in het morfologische model ESTMORF. De uitkomsten betreffend ontwikkelingen van schorren en de dynamiek van platen worden meegenomen in de ecologische beschouwing.

Als ondersteuning voor de analyse zullen twee bestaande modellen gebruikt worden, één voor de waterbeweging en één voor de morfologische ontwikkeling.

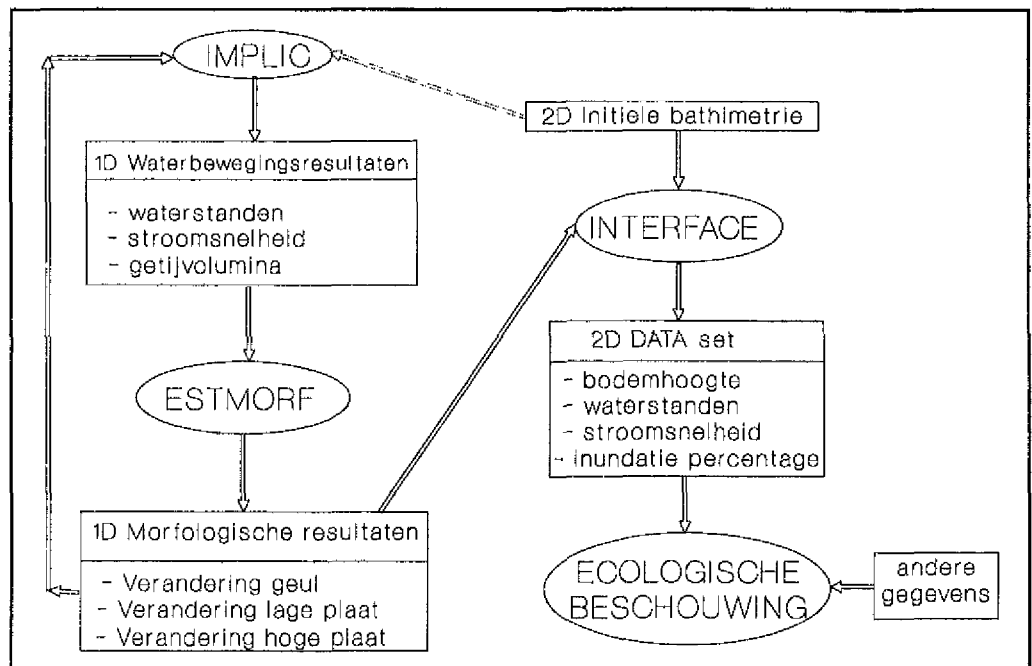
Tegenwoordig zijn de waterbewegingsmodellen ver genoeg ontwikkeld om nauwkeurige voor-spellingen te maken voor waterstanden en de geïntegreerde parameters zoals getijvolumina. Nauwkeurigheid van de stroomsnelheid voorspellingen is duidelijk lager, wat ook een van de oorzaken is waarom morfodynamische modellen nog niet goed genoeg werken. Voor de analyse van de morfologische ontwikkeling in dit project zullen vooral de grootheden waterstand, eb-volume en vloed-volume gebruikt worden. Daarom kan een waterbewegingsmodel heel behulpzaam zijn voor de analyse. Hiervoor is het bestaande IMPLIC-model voor de Westerschelde van RIKZ gekozen gebaseerd op de volgende overwegingen:

- Het is al goed geijkt.
- Het is een relatief simpel model (een-dimensionaal).
- Het levert de grootheden die nodig zijn voor de analyse en voor het te gebruiken morfo-logische model.

De analyse op de morfologische ontwikkeling wordt ondersteund door het ESTMORF-model. Dit model is vooral gekozen vanwege het empirische karakter van het model. In het model worden empirische relaties tussen het morfologische evenwicht en de meest betrouwbare informatie uit het stromingsmodel (waterstand en getijvolumina) gebruikt. Het model heeft verder het voordeel dat de resultaten uit het model niet alleen informatie over oppervlakte van dwarsprofielen maar ook informatie over (inter-getijde) plaat-hoogte en breedte bevatten, wat van wezenlijk belang is voor de ecologische beschouwing. Opgemerkt is dat het model voor de Westerschelde nog niet tot het fijnste detail geijkt is. Maar gezien het innovatieve karakter van het project zal het bestaande model gebruikt worden. De ijking van het model zal buiten het kader van LWI verder afgerond worden.

Voor de ecologische beschouwingen moeten de resultaten van de morfologische analyse vertaald worden in ecologische criteria. Dit betekent bijvoorbeeld dat de data in termen van oppervlakte van dwarsprofielen, plaatbreedte, plaathoogte, etc vertaald moeten worden in termen van voorkomen van habitats. Hiervoor zullen de 1D resultaten uit ESTMORF vertaald worden naar 2D geografische gegevens.

In figuur 2 zijn de gevolgde stappen, de daarbij gebruikte modellen/programma's en de gegevensuitwisseling schematisch weergegeven.



Figuur 2. Een schematisch overzicht van het analyseproces van de effecten van vaargeulverdieping op de morfologische en ecologische ontwikkelingen.

Ecologie

De ecologische beschouwing is uitgevoerd aan de hand van het volgende stappen plan:

- 1 selectie van criteria die kunnen worden gebruikt bij het vaststellen van biologische doelvariabelen;
- 2 indeling van het estuarium in een aantal ecosysteem doelvariabelen (habitattypen);
- 3 opstellen van een groslijst van karakteristieke soorten die voldoen aan de voorgestelde criteria;
- 4 selectie van biologische doelvariabelen ten behoeve van uitwerking in de computerdemo;
- 5 afleiden van een eenduidige relatie tussen hydrodynamische en morfologische eenheden en de habitattypen;
- 6 afleiden van de relatie tussen het voorkomen van habitattypen en het voorkomen van geselecteerde biologische doelvariabelen;
- 7 programmeren van de relaties onder 5 en 6 en doen van de berekeningen;
- 8 presentatie van de resultaten binnen de computerdemo

De ecologische beschouwing hanteert als uitgangspunt het natuurstreefbeeld dat voor de Westerschelde momenteel door RIKZ wordt opgesteld, en de onderliggende ecosysteemvisie Delta (Bisseling e.a., 1994). Het natuurstreefbeeld is als volgt geformuleerd:

"De Westerschelde vormt een nagenoeg natuurlijk estuarium. Hydro- en morfologische processen die de motor vormen van het ecosysteem hebben nagenoeg vrij spel. De functie van de Westerschelde als toegangsweg naar het Antwerpse havengebied is gewaarborgd door een grotere vaardiepte".

Door de werking van hydro- en morfologische processen ontstaat een gevarieerd en dynamisch getijdenlandschap, waarin alle voor een estuarium kenmerkende componenten voorkomen, zoals hoofd- en nevengeulen, platen, slikken, en schorren. Behalve de van nature nog steeds aanwezige hoogdynamische gebieden zijn er ook de laagdynamische platen en onderwatergebieden, waar steltlopers, garnalen en platvissen hun voedsel halen.

Voor de ecologische beschouwing is er vanuit gegaan dat het voorkomen van verschillende hydro-morfologisch gedefinieerde habitattypen in hoge mate gecorreleerd is met het voorkomen van biologische eenheden (soorten, leefgemeenschappen).

Op basis van o.m. de publikatie van Huijs (1995) en overleg met deskundigen op het gebied van de verspreiding van biota in de Westerschelde is gekozen voor een indeling in 11 habitattypen (+1=onbekend) die rechtstreeks zijn af te leiden uit de hierboven geschetste modelmatige beschouwing van de hydrodynamica en de morfologie. Daarnaast zijn ook metingen van de huidige saliniteit gebruikt voor de definitie van de grens tussen het zoute en brakke deel van het estuarium. De saliniteit is immers een belangrijke factor in de verspreiding van aquatische organismen in het Westerschelde-estuarium.

De onderscheiden habitats worden in onderstaand kader gepresenteerd:

Habitatindeling Westerschelde

0	onbekend
1	lage plaat, laag dynamisch, zout
2	lage plaat, hoog dynamisch, zout
3	hoge plaat, laag dynamisch, zout
4	hoge plaat, hoog dynamisch, zout
5	lage plaat, laag dynamisch, brak
6	lage plaat, hoog dynamisch, brak
7	hoge plaat, laag dynamisch, brak
8	hoge plaat, hoog dynamisch, brak
9	schor
10	geul, zout
11	geul, brak

Uit de basisbestanden die de IMPLIC/ESTMORF analyse oplevert (plus een gemeten zout gradiënt) worden deze habitats als volgt afgeleid:

lage plaat:	hoogteligging: tussen LW en GW
hoge plaat:	hoogteligging: tussen GW en HW
laag dynamisch:	max. stroomsnelheid <0.5 m/s
hoog dynamisch:	max. stroomsnelheid >0.5 m/s
zout water:	chloride >10.000 mg/l
brak water:	chloride 3.000-10.000 mg/l
schor:	hoogteligging: >HW
geul:	hoogteligging: <LW

Op basis van de berekende bathymetrische kaarten, levert dit in principe voor elk van de doorgerekende 6 alternatieven (zie par.2.3) voor elke tijdstap een habitatkaart op voor het gehele Westerschelde gebied. Deze berekeningen zijn opgezet en uitgevoerd door WL binnen het GIS-pakket IDRISI (4.0). Bij het vervaardigen van de habitatkaarten is gekozen voor tijdstappen van 5 jaar. De ecologische relaties tussen habitattypen en de geselecteerde biologische doelvariabelen zijn afgeleid door RIKZ. Er is voor gekozen om voor elk van de alternatieven een ecologische beschouwing te doen op T=0 (de ingreep) en op T=25 jaar.

Voor de uitwerking van de ecologische relaties met morfologie en hydrologie is de scholekster geselecteerd. De uitwerking is gerelateerd aan de beschikbaarheid van kokkels, het stapelvoedsel voor de scholeksters die in het gebied van de Westerschelde overwinteren.

De relatie tussen de habitattypen en kokkeldichtheden is geschat. Hiervoor is de habitatkaart van Huijs (1995) gebruikt in combinatie met de kokkelbestand opname van het RIVO (Kesteloo-Hendrikse, 1994). Met behulp van een geografisch informatie systeem is het monstergrid van het RIVO over de habitatkaart gelegd. Vervolgens heeft het GIS per gridcel bepaald welk habitattype hierin het meest voorkwam. Dit habitattype is als kenmerkend voor de gridcel beschouwd.

De kokkelbiomassa's en -dichtheden zijn vervolgens gekoppeld aan een habitattype. Voor ieder type is een gemiddelde biomassa en dichtheid bepaald. Verder is er een onderscheid gemaakt tussen slibarme en slibrijke platen, daar slib een van de belangrijkste bepalende factoren voor de verspreiding van kokkels is (Kater, 1995).

Per habitattypen is het oppervlakte van dit typen, de kokkelbiomassa en dichtheid ingevoerd in het model EFFECT 1.0. Dit model berekent uit de invoergegevens de verspreiding van scholeksters over de habitattypen, hun dichtheden en de totale draagkracht van de Westerschelde voor scholeksters (Kater, 1995).

De effecten van de alternatieven op de bathymetrie, habitatverdeling en ecologische ontwikkelingen zijn door RA verwerkt in de computerdemo.

2.3 Definitie alternatieven

Bij het bepalen van de gevallen die geanalyseerd worden zijn de volgende aspecten betrokken (toelevering RWS Directie Zeeland en RIKZ):

- Verschillende verdiepingsalternatieven.
Drie situaties worden bekeken, nl. de huidige situatie (zonder verdieping), de 48'/43'/38' verdieping en de 50'//40' verdieping.
- Baggeren en storten.
De baggerhoeveelheden zijn direct gekoppeld aan de verdiepingsalternatieven. De toegenomen onderhoudsbaggeren worden geschat aan de hand van ervaringen met de eerder uitgevoerde verdiepingen. De verhouding tussen de hoeveelheden baggerwerk voor de drie alternatieven wordt geschat op 10/15/25. Verder wordt ook rekening gehouden met het aanlegbaggerwerk in de eerste periode van drie jaar. De geplande stortlokaties zijn door de beheerders aangegeven.
- Zandonttrekking.
Bij zandonttrekking wordt een deel van de gebaggerd materiaal niet meer teruggestort. Dit wordt in rekening gebracht door de storthoeveelheid te verminderen.
- Ontpoldering.
Ontpoldering wordt als een maatregel gebruikt om de getijvolumina te verhogen en daarmee de aanzanding te verminderen. Hierbij komen de Hedwigepolder bij Belgisch-Nederlands grens en Kruibeken-Basel-Rupelmonde op de Schelde in aanmerking.
- Zeespiegelrijzing.
De invloed van zeespiegelrijzing wordt in een geval bekeken met een rijzingsnelheid van 60 cm/eeuw.

Rekening houdend met de beschikbare tijd en budget zijn de volgende zes gevallen gedefinieerd.

Geval	VERDIEPING	BAGGEREN	STORTEN	ONTPOLDE- RING	ZEESPIEGEL- RIJZING
S0	Geen	huidig	huidig	geen	0
S1	48'/43'/38'	48'/43'/38'	48'/43'/38'	geen	0
S2	50'/40'	50'/40'	50'/40'	geen	0
S4	48'/43'/38'	48'/43'/38'	48'/43'/38'	Hedw. Kr-Ba-Ru	0
S5	48'/43'/38'	48'/43'/38'	huidig	Hedw. Kr-Ba-Ru	0
S7	48'/43'/38'	48'/43'/38'	48'/43'/38'	geen	60 cm/eeuw

3 Waterbeweging en morfologische ontwikkeling

3.1 Algemeen

Voor elk te bekijken geval is een berekening uitgevoerd met het IMPLIC-ESTMORF systeem voor een periode van 25 jaar. De 1968 bathymetrie is gebruikt als initiële voorwaarde. Dit is gedaan omdat een IMPLIC-schematisatie gebaseerd op een recentere bathymetrie niet beschikbaar is. Voor informatie over het IMPLIC-ESTMORF systeem wordt verwezen naar de Appendix III.

De hydrodynamische en morfologische analyse moet een dataset leveren voor twee doeleinden:

- i) Ecologische beschouwing;
- ii) Het maken van een demo.

In overleg met de makers van de demo en ecologische specialisten is de dataset gedefinieerd. Afgesproken is dat een regelmatige rooster gedefinieerd wordt en dat de dataset de volgende informatie op ieder roosterpunt en op ieder (morfologische) tijdstap bevat:

- | | | |
|---|------------------------|----------------------------------|
| - | coördinaten: | x en y |
| - | bodem hoogte: | z |
| - | waterstanden: | h_{lw} , h_{mst} en h_{hw} |
| - | maximale snelheden: | V_{ebb} , V_{vloed} |
| - | inundatie-percentages: | p_i |
| - | slibgehalte: | s |
| - | type: | Kt |
| - | andere gegevens | |

De andere gegevens zijn golf-data, zoutgehalte, etc., die niet uit hydro- en morfodynamische analyse komt maar ergens anders vandaan gehaald worden.

3.2 Naverwerking 1D model resultaten

De meeste informatie in de dataset wordt afgeleid van de berekeningsresultaten van IMPLIC en ESTMORF. Om tot de informatie te komen is naverwerking nodig van de modelresultaten. Hiervoor is een INTERFACE programma geschreven. De naverwerking bestaat uit de volgende onderdelen:

- Vertalen van 1D-morfologische verandering naar 2D bathymetrie;
- Afleiden hydrodynamische parameters en andere attributen.

Beide onderdelen worden in Appendix 2 nader uitgewerkt.

3.3 Resultaten

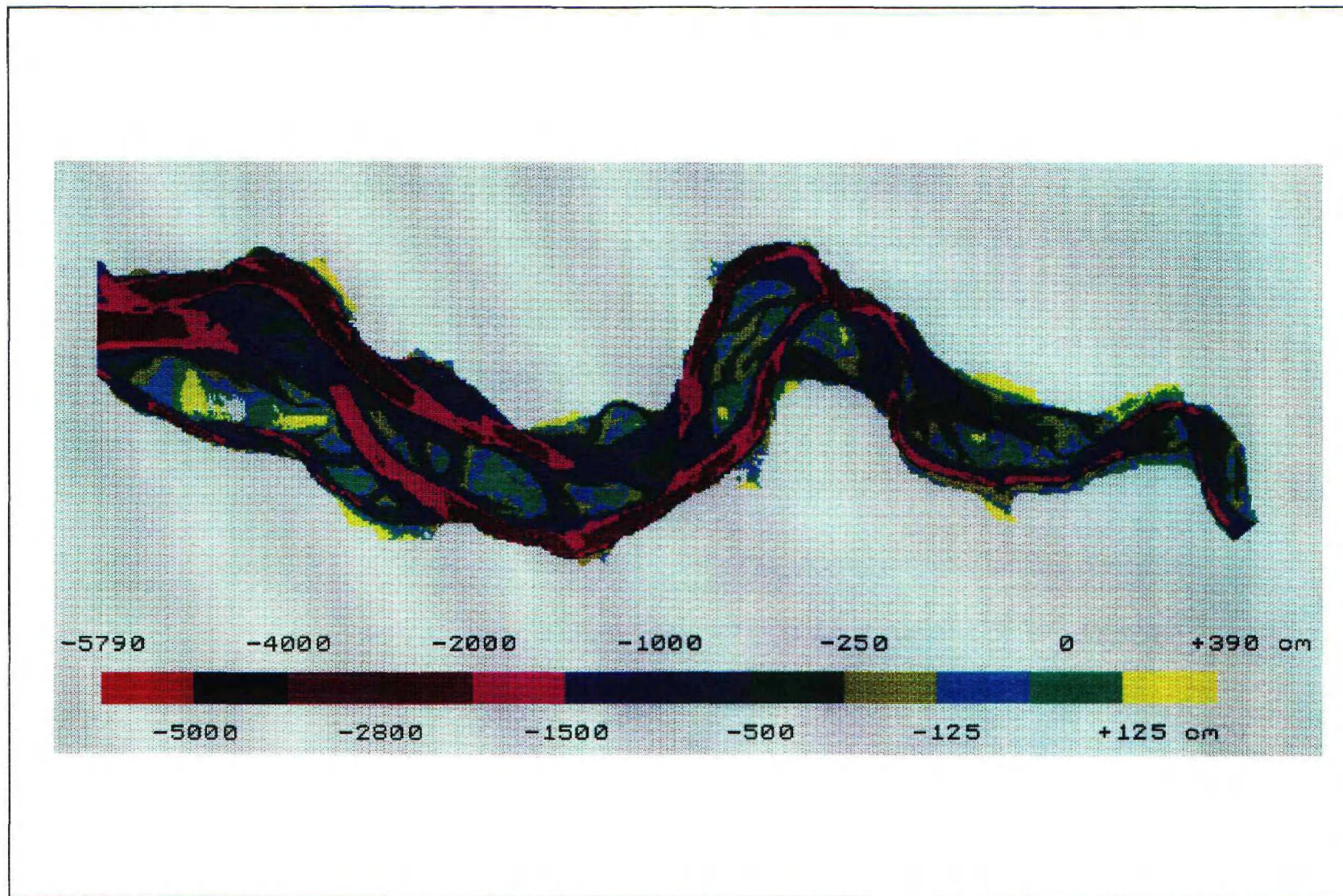
Om een indruk te geven over de geproduceerde 2D resultaten zijn een aantal voorbeelden gegeven in Figuur 3 t/m 5. Figuur 3 geeft de bodemhoogte bij de initiële situatie (=1968). Figuur 4 geeft aan de bodemhoogteveranderingen na 25 jaar zoals uitgerekend door ESTMORF run T1 en vertaald naar 2D verdeling. Figuur 5 geeft de op deze manier geconstrueerde bathymetrie na 25 jaar van dezelfde run.

De resultaten van de berekeningen zijn uitgewerkt in een animatie binnen COSMO-W. Analyseren van de resultaten heeft geleid tot de volgende waarnemingen en conclusies:

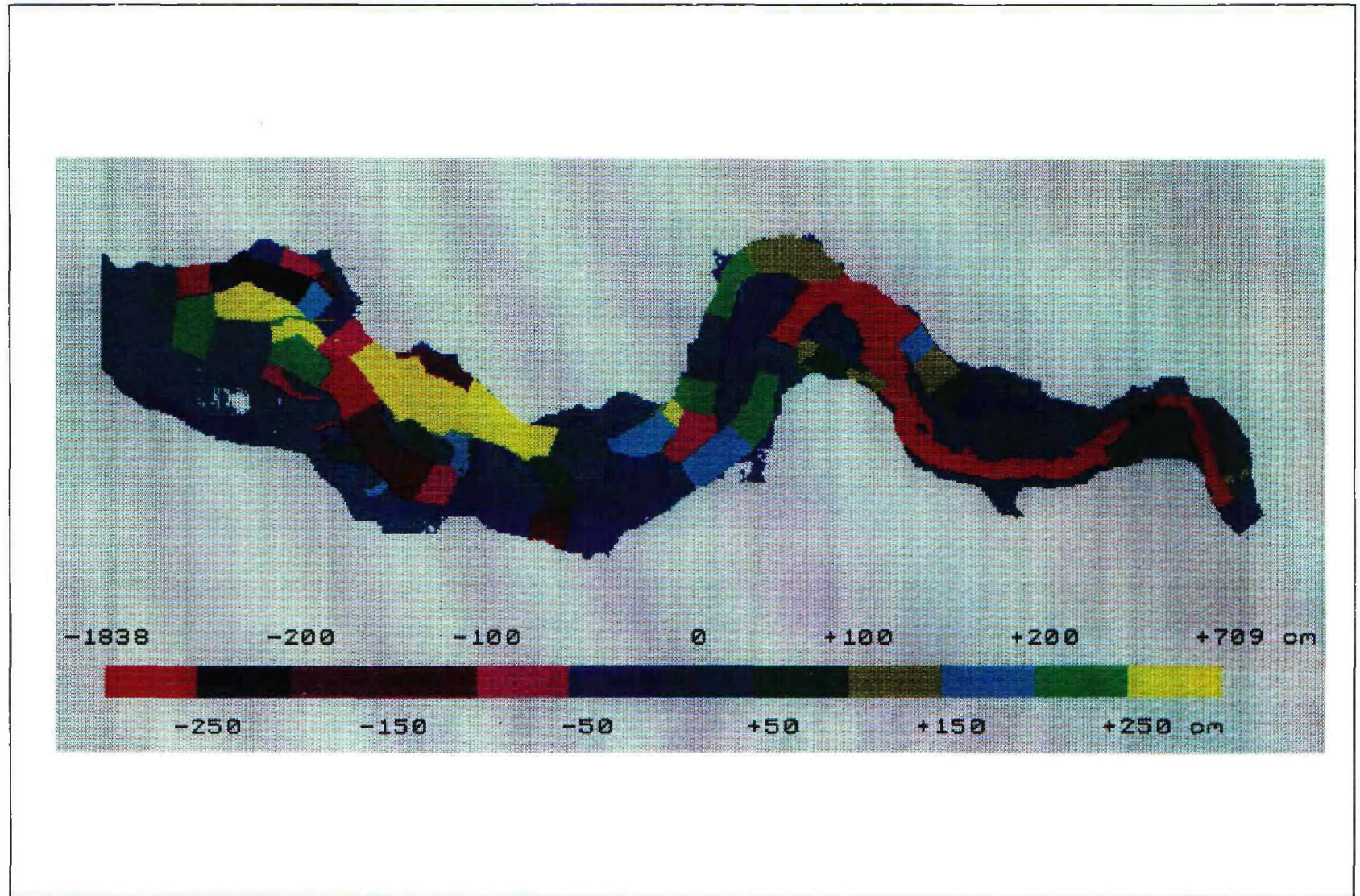
- Invloed van stort-strategie. In alle berekeningen groeien de platen in het westelijke deel van het estuarium door sedimentatie. Er vindt ook sedimentatie plaats in de geulen in dit gedeelte. In het oostelijke deel eroderen de platen. Dit is te verklaren door het feit dat het meeste baggerwerk in het oostelijke deel gebeurt en het gebaggerde materiaal in het westelijke deel gestort wordt volgens de stort-strategieën. In de huidige praktijk gebeurt het storten in het oostelijke deel. De nieuwe stortstrategieën hebben dus belangrijke invloed op de morfologische ontwikkeling en daarmee ook op ontwikkelingen van de verschillende habitats. Opgemerkt wordt dat het westelijke deel waar de platen groeien zout is en het oostelijke deel waar de platen eroderen brak is.
- De natuurlijke morfologische tijdschaal is veel groter dan de tijdschaal van het aanleg- baggeren. Hierdoor zijn de morfologische ontwikkelingen in de eerste periode voor-namelijk bepaald door de menselijke ingrijpen (baggeren en storten).
- Invloed van verdieping. Naarmate de verdieping groter wordt, wordt er meer gebaggerd en gestort. De sedimentatie in de geulen en het groeien van de platen in het westelijke deel van het estuarium hangen sterk samen met de hoeveelheid gestort materiaal en zijn dus bepaald door de mate van verdieping. Het eroderen van de platen in het oostelijke deel is daartegen niet zo gevoelig voor de mate van verdieping. Meer baggeren resulteert dus in ruimere geulen maar heeft weinig invloed op de platen in de buurt. Kennelijk is de snelheid van de uitwisseling van sediment tussen geul en plaat een beperkende factor in de morfologische ontwikkeling.
- Zandonttrekking. Zandonttrekking leidt tot minder storten bij eenzelfde verdieping. Dit leidt tot minder aanzanding van de geulen en platen in het westelijke deel van het estuarium.
- Baggerstrategie. Voordat met de morfologische berekeningen is gestart, zijn aannamen gemaakt ten aanzien van de lokatie en hoeveelheid van baggeren en storten. Uit de resultaten van de berekeningen blijkt echter dat op sommige plaatsen de vaargeul onnodig diep wordt en op andere plaatsen juist te ondiep. In de praktijk moet het baggeren afhangen van de morfologische ontwikkelingen. Daarom wordt aanbevolen in de volgende fase van het project de bagger-strategie te koppelen met de morfologische simulaties.

- Invloed ontpoldering. De ontpolderingen leiden tot een iets diepere geul en iets meer erosie van de platen in het oostelijke deel van het estuarium. Dit is te verklaren door de toegenomen getijvolumina t.g.v. de toegenomen kombergingsoppervlakte. Dit betekent dat ontpoldering inderdaad positief effect heeft op het onderhoud van de vaargeul. Maar de invloed is relatief klein en beperkt zich tot de directe omgeving. Dit komt waarschijnlijk doordat de toename van de getijvolumina relatief klein is t.o.v de totale getijvolumina.

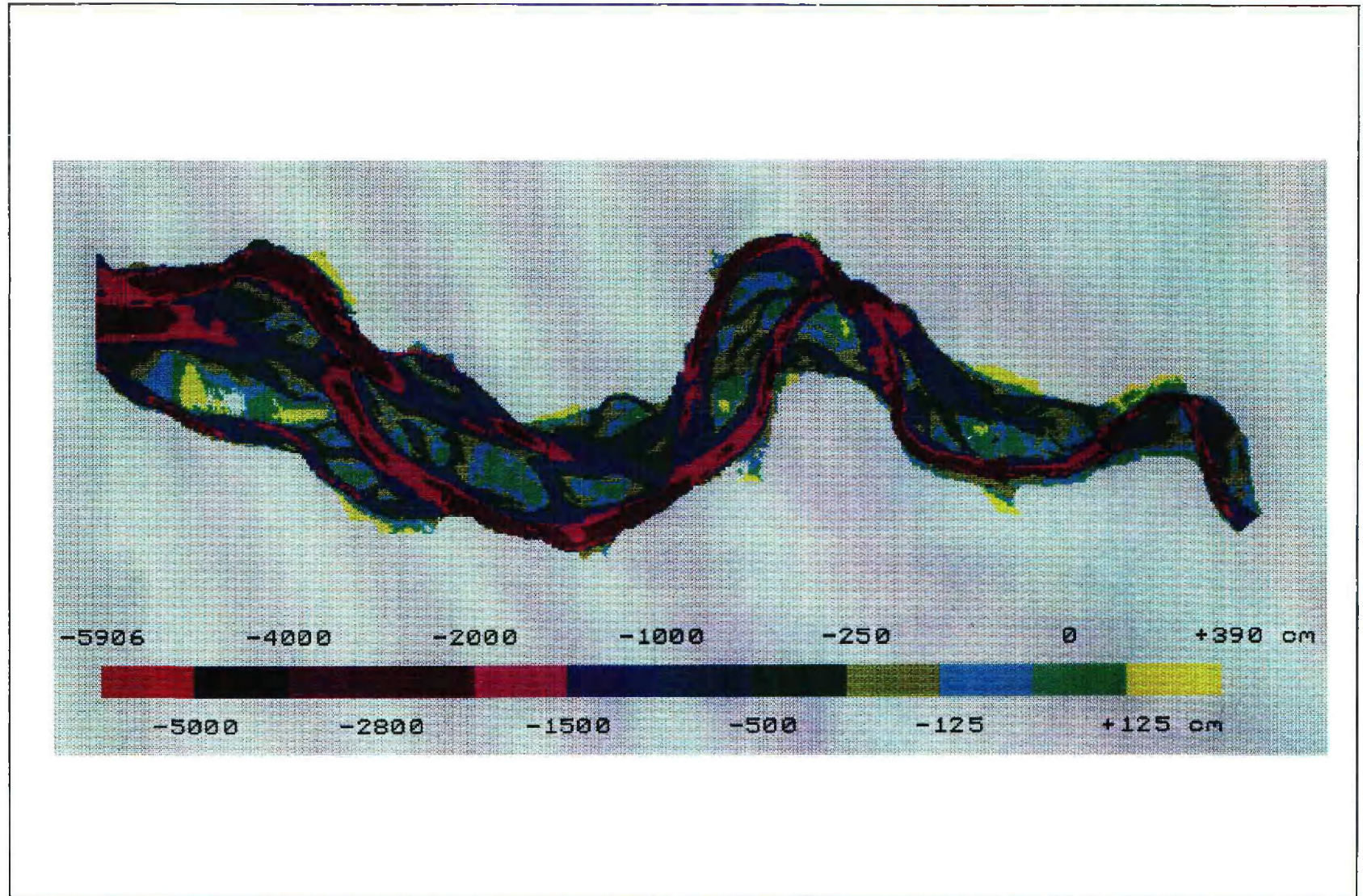
- Invloed Zeespiegelrijzing. De zeespiegelrijzing heeft weinig invloed op de verandering in bodemniveau. Dit komt waarschijnlijk door het feit dat de morfologische tijdschalen in het systeem veel kleiner zijn dan de tijdschaal van de zeespiegelrijzing. Maar de zeespiegel-rijzing heeft wel significante invloed op de voorkomen van habitats. Een hogere waterstand heeft tot gevolg dat het areaal platen afneemt.



Figuur 3. De initiële bathymetrie van de Westerschelde.



Figuur 4. Bodemhoogte-verandering in Westerschelde na 25 jaar bij case T1.



Figuur 5. Bodemhoogten in de Westerschelde na 25 jaar bij case T1.

4 Ecologische beschouwing

4.1 Algemeen

De Westerschelde is momenteel één van de weinige nog grotendeels intacte estuaria van West Europa. Het estuariene deel van de Schelde heeft momenteel een oppervlakte van ongeveer 30.000 ha. De totale oppervlakte schor in de Westerschelde is ongeveer 2800 ha, terwijl het intergetijdegebied ongeveer 8200 ha groot is. Het brakwaterschor van het Verdrongen Land van Saeftinge beslaat ongeveer 85% van de totale oppervlakte schor. De geulen in de Westerschelde zijn tot 55 meter diep. Het gemiddelde getijdeverschil is 3,85 m bij Vlissingen en 4,60 m bij Bath.

Veel karakteristiek soorten van estuaria zijn verdwenen of worden sterk bedreigd als gevolg van de watervervuiling. Het oostelijk deel van de Westerschelde is het meest verontreinigde getijdegebied van Nederland. belangrijke verontreinigingen zijn cadmium, PCB's, PAK's en organotinverbindingen.

Het baggeren van de scheepvaartgeul vormt een groot ecologisch probleem. De baggerspecie wordt door praktische en economische overwegingen niet op het land worden geborgen, maar elders in het watersysteem teruggebracht. Het 'rondpompen' van het sediment wordt gezien als de belangrijkste oorzaak van het opslibben van de geulen van Saeftinge en de platen van Valknisse, terwijl elders schorren en slikken door erosie snel in omvang afnemen.

De baggerspecie bestaat in de Westerschelde voor ca. 95% uit zand die alleen bij de Belgisch-Nederlandse grens licht vervuild is (klasse 2). De vervuilingsgraad heeft nu geen relatie met het stortbeleid (mededeling dhr. Storm).

4.2 Ecologische effecten op karakteristieke soorten

Voor het uitwerken van de ecologische effectvoorspelling aan de hand van soorten, is eerst een groslijst samengesteld met soorten die karakteristiek zijn voor een estuarien ecosysteem, in het bijzonder het ecosysteem van het Westerschelde-estuarium (zie Appendix V). Deze lijst is samengesteld aan de hand van de systeembeschrijvingen van de Westerschelde (Boudewijn, 1987; Pieters e.a., 1991), de ecosysteemvisie voor het Deltagebied (Bisseling e.a., 1994) en het streefbeeld voor de natuur dat momenteel in het kader van de watersysteemverkenningen door RIKZ wordt opgesteld. Van deze lijst is een eerste selectie van de 36 mogelijke doelsoorten gemaakt. Criterium hierbij was, dat de soorten moeten behoren tot de doelsoorten van de Westerschelde die geselecteerd in het kader van de Watersysteemverkenningen (Luiten en Van Buuren, 1994). Vervolgens zijn soorten die geen duidelijke relatie hebben met hydrodynamische en morfologische factoren niet opgenomen in de uiteindelijke lijst. Deze soorten hebben vooral een indicatie-waarde voor de water- en bodemkwaliteit. Hoewel dit ecologisch gezien belangrijk is, is de waterkwaliteit geen onderwerp geweest van deze studie. Chloridegehalten zijn wel meegenomen, omdat deze factor van invloed is op het ruimtelijk verspreidingspatroon van de doelvariabelen.

Voor het evalueren van de ecologische effecten van ingrepen in het estuarium is het noodzakelijk gebleken het gebruik van de doelvariabelen nader te preciseren. Het is in de praktijk moeilijk (zo niet onmogelijk) allen mogelijke veranderingen in de componenten (habitats, doelsoorten) zichtbaar te maken.

Het streven is om tot een zekere aggregatie te komen, c.q. inperking van het aantal soorten. De uiteindelijke lijst bevat 13 soorten. In onderstaand kader zijn de soorten weergegeven, waarbij tevens is aangegeven welke overwegingen een rol hebben gespeeld. De 'maatschappelijk herkenbaarheid' van de soorten heeft hierbij eveneens een rol gespeeld.

macrofauna gewone garnaal (detritus feeder) kokkel (filter feeder) mossel (filter feeder) wadpier (deposit feeder) zeeduizendpoot (filter/deposit feeder)	Geselecteerd op grond van hun grote belang in het estuarium ecosysteem. Representanten van verschillende ecologische groepen zijn opgenomen.
vissen tong (kraamkamer) bot (kraamkamer) brakwater-grondel (leeffhabitat) fint (paaihabitat)	Geselecteerd als representanten van kenmerkende functies die het estuarium heeft voor de vispopulaties.
vogels scholekster (broedvogel en overwinteraar, benthos feeder) grote stern (broedvogel en viseter) grauwe gans (overwinteraar en herbivoor)	Geselecteerd op grond van voedingsgewoonten en leefgewoonten (broedvogel/overwinteraar)
zoogdieren gewone zeehond (gebruiken platen als rustplaats)	Geselecteerd op grond van maatschappelijke herkenbaarheid; wordt bedreigd door habitatverandering, verstoring en toxische stoffen

Na evaluatie van de beschikbare kwantitatieve gegevens over het voorkomen van bovengenoemde soorten in het Westerschelde-estuarium is gekozen de ecologische effectvoorspelling in eerste instantie voor twee soorten uit te werken, namelijk: de **kokkel** en de **scholekster**. Beiden zijn sterk geassocieerd met het voorkomen van hoog- en laagdynamische platen in het zoutwater deel van de Westerschelde. Door RIVO (Kesteloo-Hendrikse, 1994) is in de winter van 1994 een inventarisatie uitgevoerd naar het voorkomen van kokkels in de Westerschelde. Deze gegevens zijn door RIVO beschikbaar gesteld. Door RIKZ zijn de kokkel-gegevensbestanden ondergebracht in een GIS en vervolgens is door koppeling met de geomorfologische kaart van Huijs (1995) de kokkeldichtheid per habitattypen berekend (zie voor uitvoerige beschrijving van methodieken Appendix VII). Voor het voorspellen van de effecten van veranderingen in kokkeldichtheden op scholeksters is gebruik gemaakt van een door RIKZ ontwikkeld populatiedynamisch model van de scholekster: EFFECT 1.0 (Kater, 1995). Basis voor model EFFECT 1.0 is het scholekstermodel BOULIMIA (Bos, 1994). Aan model BOULIMIA 1.0 zijn wel verschillende aanpassingen gedaan om het model geschikt te maken voor gebruik voor LWI doeleinden. Dit levert het model EFFECT op. Het model berekent de draagkracht van habitats voor foeragerende scholeksterpopulaties in de wintermaanden als functie van ondermeer kokkeldichtheden en areaalgrootten (zie voor meer informatie Appendix VII).

Voor de ecologische analyse van de onderscheiden pakketten van maatregelen zijn de volgende stappen doorlopen:

1. berekening van bathymetrie (IMPLIC/ESTMORF) per tijdstap $T=0 \rightarrow T=25$ jaar;
2. berekening van de verdeling van habitattypen voor $T=0$ en $T=25$ jaar;
3. berekening van de areaalgrootten voor habitattypen waarin kokkels voorkomen in km^2 (dit zijn de lage en hoge platen in het zoute deel van het estuarium);
4. correlatie van kokkelbestandsopnamen aan deze habitattypen;
5. berekening van de populatie dynamiek (jaarcyclus) voor de scholekster per habitatype aan de hand van de uitkomsten van stap 3 en stap 4;
6. presentatie in de vorm van staafdiagrammen van scholekster draagkracht;
7. terugberekening en presentatie van de draagkracht naar een 2D plaatje.

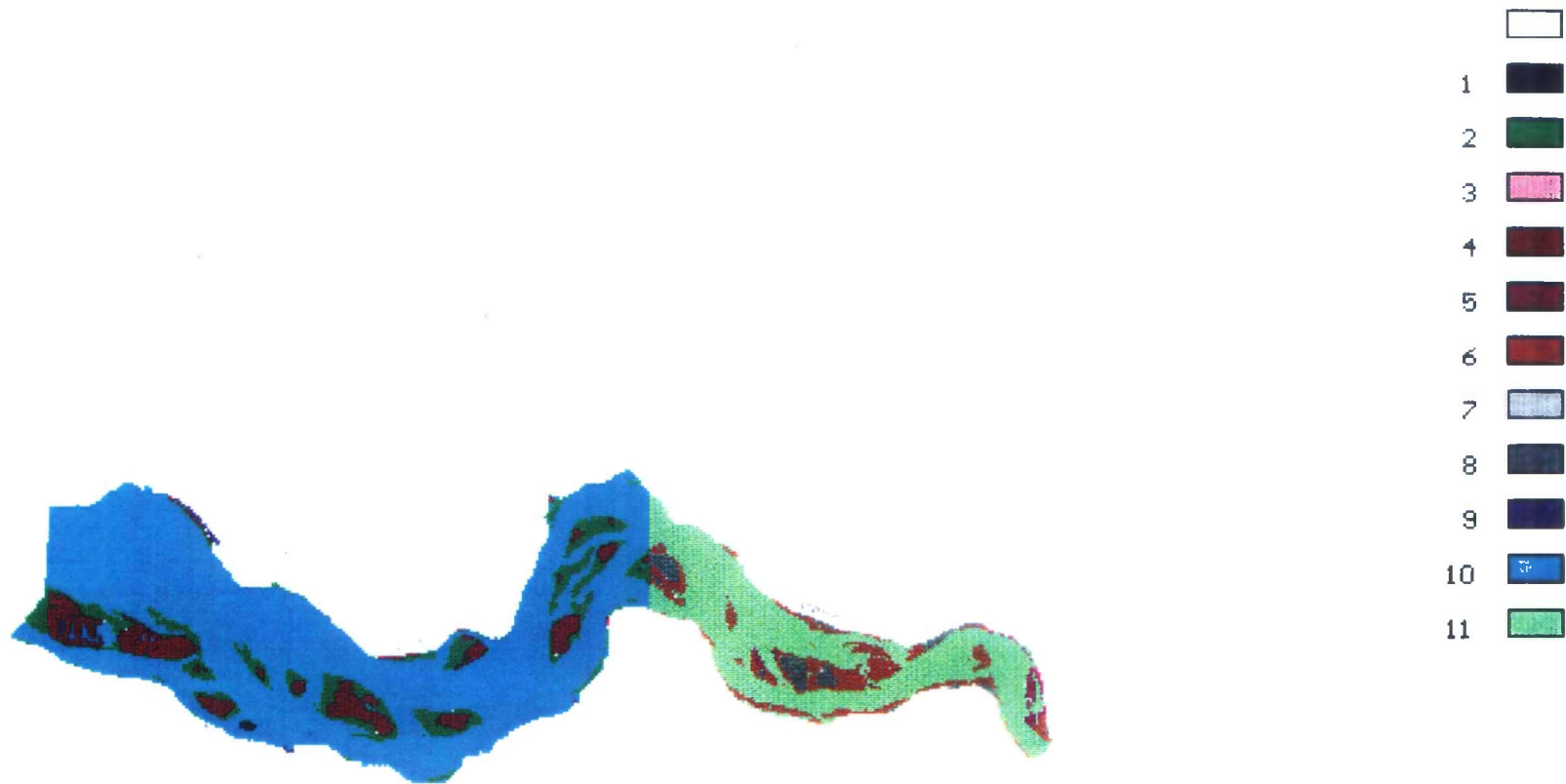
4.3 Resultaten van de ecologische analyse

De veranderingen in de areaalgrootten van de verschillende typen habitats zijn weergegeven in tabel 1). Belangrijke veranderingen treden op in de arealen van de habitats die voor de scholekster van belang zijn als voedselgebied (zie ook figuren 6 en 7).

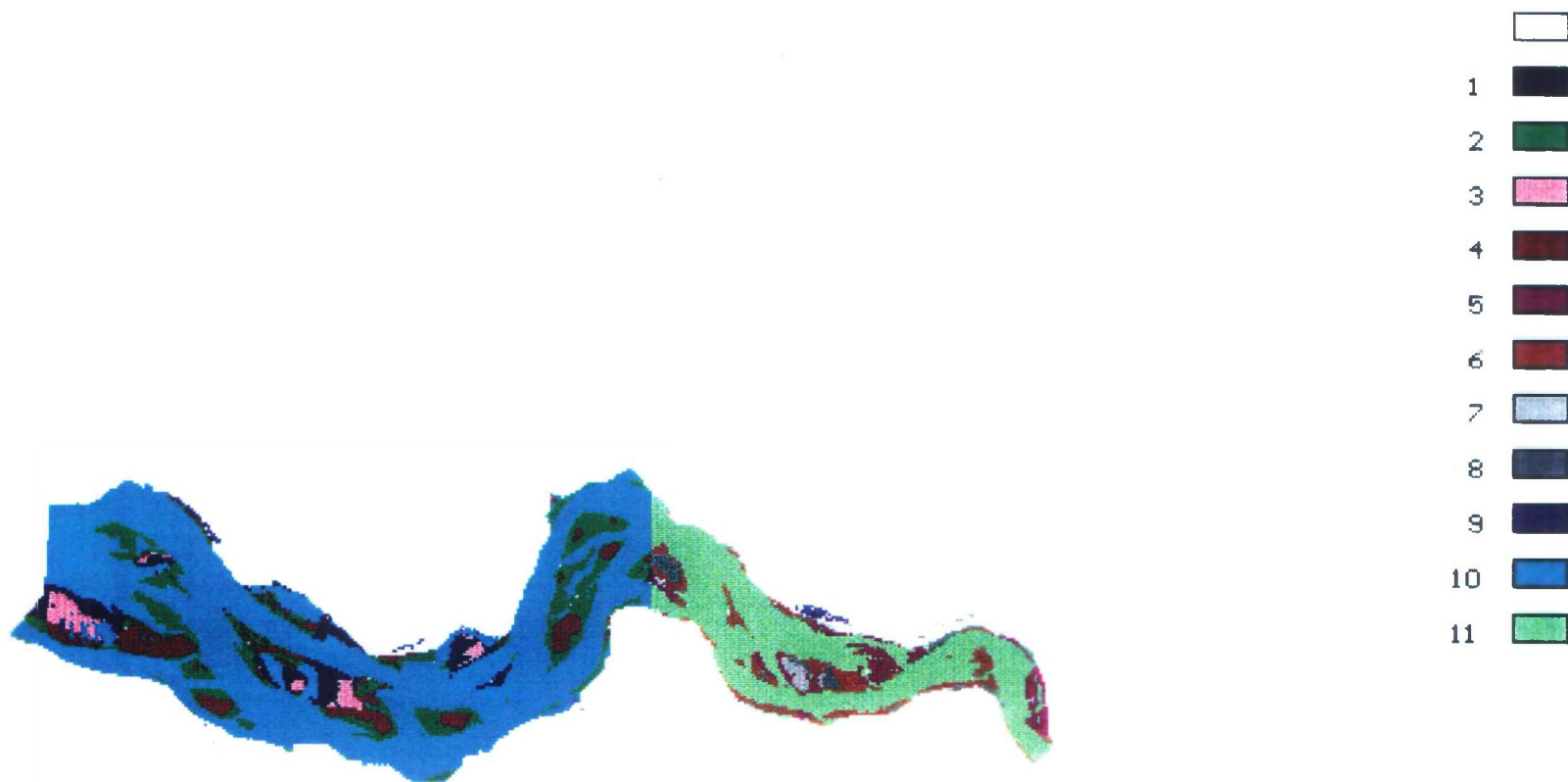
Tabel 1. Berekende habitatarealen van verschillende pakketten van maatregelen in km^2 .
 lp = lage plaat, hp = hoge plaat, ld = laagdynamisch, hd = hoogdynamisch,
 z = zout en b = brak.

habitat	T=0		T=25					
	S0/S1/S2/S4	S6/S7	S0	S1	S2	S4	S5	S7
lpldz	0,3	0,3	3,7	7,7	9,1	7,3	7,5	3,5
lphdz	22,0	21,9	27,0	26,7	28,2	25,1	26,0	26,6
hpldz	0,0	0,0	1,5	2,2	4,5	1,8	2,2	1,5
hphdz	15,0	15,0	13,5	13,0	12,6	11,9	13,1	13,5
lpldb	1,5	1,0	2,6	4,4	6,4	3,0	3,9	3,5
lphdb	13,3	12,9	14,6	12,5	9,5	12,7	12,7	13,6
hpldb	0,1	0,1	0,6	0,8	1,7	0,6	0,7	0,6
hpldb	4,4	4,4	4,4	4,1	3,0	3,5	4,2	4,5
schor	0,9	1,2	1,0	1,2	1,8	0,6	1,6	1,0
geulz	143,3	143,4	134,9	130,9	126,1	134,3	131,7	135,5
geulb	50,7	51,6	48,0	48,2	49,3	50,2	48,5	47,9

Kokkels komen uitsluitend voor in het zoute deel van het estuarium. Kokkels komen bovendien niet voor op schorren. In ondiepe geulen komen kokkels in lage dichtheden voor, maar deze kokkels zijn niet bereikbaar voor scholeksters. Door de koppeling van de kokkelbestanden (Kestelo-Hendrikse, 1994) met de geomorfologische kaart van Huijs (1995) is gebleken dat de hoogste dichtheden aan kokkels worden aangetroffen op slibrijke platen (zie tabel 2). De indeling in habitats die uit de basisbestanden van IMPLIC/ESTMORF zijn afgeleid, maakt geen onderscheid in slibrijke en slibarme platen. Uit de kaart van Huijs is de verhouding slibarm/slibrijk voor laag- en hoogdynamische platen berekend. Aangenomen dat deze verhouding niet veranderd zijn op basis van de uitkomsten van IMPLIC/ESTMORF de oppervlakten slibrijke en slibarme platen berekend.



Figuur 6.



Figuur 7.

Tabel 2. Kokkeldichtheden en -biomassa per type plaathabitat (Kater, 1995).

type	habitatplaat		aantal kokkels per m ²	biomassa (AFDW) per m ²
	hoogte	dynamiek		
laag	laag	arm	14,3	12,8
laag	laag	rijk	388	80,6
laag	hoog	-	0	0,0
hoog	laag	arm	26,9	14,9
hoog	laag	rijk	116	32,9
hoog	hoog	-	22,9	7,3

In tabel 3 zijn de resultaten van de berekeningen naar de effecten van de verschillende maatregelen voor vaargeulverdieping op de draagkracht van de Westerschelde voor een overwinterende scholeksterpopulatie weergegeven. In vergelijking met de huidige situatie verbeteren de voedselomstandigheden voor de scholeksters in de toekomst, zowel bij voortzetting van huidig bagger- en stortbeleid als bij alternatieve maatregelen. Het beste resultaat voor de scholeksters levert pakket S2 op: verdieping 40'/50' met bijbehorend bagger- en stortbeleid; er wordt niet ontpolderd. Maatregelpakketten S1, S4 en S5 hebben een min of meer gelijk resultaat. De pakketten verschillen onderling in stortbeleid en ontpolderen. In de drie pakketten wordt verdieping 48'/43'/38 uitgevoerd met behorend baggerbeleid. In S1 en S4 wordt ook bijhorend stortbeleid uitgevoerd, terwijl S5 een voortzetting van huidig stortbeleid heeft. Ontpolderingen vinden plaats in de pakketten S4 en S5. Het slechts scoort pakket S7. Dit pakket komt qua maatregelen overeen met pakket S1, maar er wordt uitgegaan van een zeespiegelrijzing van 60 cm per eeuw. Zeespiegelrijzing leidt in het algemeen tot een afname van de platen waarop door de scholeksters gefourageerd kan worden. De toename van het areaal hoge platen met hoge dynamiek als gevolg van de maatregelen, biedt voor de scholeksters weinig soelaas: de kokkeldichtheden zijn op deze platen zeer laag.

Tabel 3. De effecten van verschillende pakketten van maatregelen op potentiële scholeksteraantallen in de periode september - februari en de totale draagkracht voor de winterperiode (in 1000 vogeldagen). Bron gegevens Kater (1995).

maand	T=0	T=25					
		S0	S1	S2	S4	S5	S7
september	1000	1972	3098	3778	2871	3060	1899
oktober	1000	2601	4149	5050	3840	4094	2498
november	352	3193	5326	6466	4931	5246	3049
december	251	3391	6097	7318	5653	5987	3199
januari	90	2266	5327	6663	4984	5196	2095
februari	1	99	718	1362	685	676	84
winter	82,1	413,7	755,6	935,4	702,0	746,9	360,5

Verdieping met bijbehorende baggermaatregelen heeft een gunstig effect op de voedselvoorziening voor scholeksters, daar het areaal platen met lage dynamiek aanzienlijk zal toenemen. Op deze platen is in potentie veel voedsel (kokkels) voor de scholeksters aanwezig. Behalve scholeksters zullen ook andere soorten steltlopers profiteren van de toename van het areaal lage platen. Deze platen hebben immers een hoge biomassa aan macrofauna (waaronder kokkels), het stapelvoedsel voor steltlopers.

Ontpolderingen in aanvulling op vaargeulverdieping met bijbehorend stort- en baggerbeleid heeft een gering negatief effect op de voedselbeschikbaarheid voor scholeksters (ca. 54.000 vogeldagen). Daarentegen heeft het huidig stortbeleid bij vaargeulverdieping een gunstiger effect op scholeksters dan het stortbeleid behorende bij de vaargeulverdieping (ca. 45.000 vogeldagen).

5 Vaargeulverdieping en Estuarium DSS

In een prototype van een Estuarium DSS (COSMO-W) (zie rapportage van werkpakket 4) zijn effecten van vaargeulverdieping en de daarmee samenhangende maatregelen, voorzover uitgewerkt in de voorgaande projectonderdelen, verwerkt in een computer-demo waarmee "vingeroefeningen" ten behoeve van de beleidsontwikkeling kunnen worden uitgevoerd.

In het kader van LWI werkpakket 6 is op een aantal plaatsen COSMO-Westerschelde uitgebreid. De uitbreidingen zijn gedaan op basis van gegevens ontvangen van Waterloopkundig Laboratorium (WL) en RIKZ. WL heeft GIS bestanden aangeleverd in IDRISI-formaat. Deze bestanden bevatten gegevens over de bathymetrie en habitats in de Westerschelde voor zes verschillende alternatieven. Voor elk alternatief waren beschikbaar:

- zes bathymetrie kaarten: voor t =3D 0, 5, 10, 15, 20 en 25; en
- twee habitatkaarten: voor t =3D 0 en t =3D 25.

Hierbij is t in jaren na tijdstip 0, welk tijdstip overeenkomt met metingen uit 1968. Alle kaarten zijn door RA bewerkt tot zogenaamde Windows bitmaps. Het RIKZ heeft gegevens over dichtheden van kokkels en hoeveelheden scholeksters in de Westerschelde geleverd voor elk van de zes alternatieven.

COSMO-Westerschelde is opgebouwd uit een zestal stappen. Voor elk van de zes stappen wordt onderstaand beschreven wat hierin is veranderd.

Step 1: Issues and problems

Bevat nu ook informatie over LWI (nog te doen).

Step 2: Objectives and criteria

Aan de 'Environment' criteria zijn de volgende criteria toegevoegd:

- Scholeksters: Oystercatchers (maximum of monthly average carrying capacity, nr of birds).
- Kokkels: Cockle biomass (g ash free dry weight per square meter).
- Habitats: Habitats (surface area in square kilometer).

Step 3: Formulation of strategies

COSMO-Westerschelde bevat een viertal voor-gedefinieerde strategieën. Omdat de bestaande voor-gedefinieerde strategieën niet overeenkomen met de in werkpakket 6 gebruikte strategieën, zijn vijf strategieën toegevoegd:

- LWI.T0: huidige situatie, geen maatregelen
- LWI.T1: verdieping 48'/43'/38'
- LWI.T2: verdieping 50'/40'
- LWI.T4: verdieping 48'/43'/38', met ontpoldering=20
- LWI.T5: verdieping 48'/43'/38', met ontpoldering en hergebruik zand

Onder de bitmap voor Sand extraction is "Sand reuse" kort uitgelegd.

Step 4: Specification of scenarios

COSMO-Westerschelde bevat een drietal voor-gedefinieerde scenarios. Omdat zeespiegelrijzing niet in deze scenarios is meegenomen en in werkpakket 6 wel een case met zeespiegelrijzing is berekend, is een scenario opgenomen (LWI.SL) met zeespiegelrijzing. Onder de bitmap voor zeespiegelrijzing is kort uitgelegd wat dit inhoud. Nieuwe scenarios kunnen alleen zonder zeespiegelrijzing aangemaakt worden.

Step 5: Selection and analysis of cases

COSMO-Westerschelde bevat enkele voor-gedefinieerde cases. Aan deze cases zijn nu ook de cases (T0, T1, T2, T4, T5, T7) opgenomen die in het kader van werkpakket 6 zijn berekend. Wanneer één van deze cases wordt geselecteerd, zijn onder "Analyse" naast MEMOSE- en SAWES-resultaten ook de berekende resultaten voor ecologie te bekijken. Onder "Analyse" is als nieuw criterium een waarde opgenomen voor "Max. carrying capacity oystercatchers". Na het kiezen van "LWI-ecology" wordt een scherm zichtbaar met 5 knoppen:

OK	Hiermee keert men weer terug in het criteriascherm.
INFO	Geeft informatie over de berekeningen voor Verdieping-Ecologie.
Morphology	Opent een scherm met de berekende dieptekaarten voor de Westerschelde. Er zijn twee kaarten zichtbaar één voor de base case en één voor de geselecteerde case. De diepte-kaarten worden als 'film' getoond in stappen van vijf jaar beginnend op 0 en doorlopend tot 25 waarna tijdstip 0 weer wordt weergegeven. De gebruiker kan scrollen, in- en uitzoomen, de film stop zetten (pauze) en de kaarten 'synchroniseren' (voor beide kaarten hetzelfde deel laten zien). Verder bevat het scherm een legenda en het tijdstip van de weergegeven kaart en een INFO-knop voor informatie betreffende dit scherm en hoe de resultaten tot stand zijn gekomen.
Habitats	Opent een scherm met berekende habitat kaarten van de Westerschelde. Er zijn twee kaarten zichtbaar één voor de base case en één voor de geselecteerde case. De gebruiker kan kiezen worden tussen de begin- en eindsituatie na 25 jaar. De gebruiker kan scrollen, in- en uitzoomen en de kaarten 'synchroniseren' (voor beide kaarten hetzelfde deel laten zien). Verder bevat het scherm een legenda en een tabel met de oppervlakten van de verschillende habitattypes op t=0 en t=25 voor de base case en de geselecteerde case. Ten slotte is er nog een INFO-knop voor informatie betreffende dit scherm en hoe de resultaten tot stand zijn gekomen.
Oystercatchers	Opent een scherm met twee staafdiagrammen zien. In de bovenste diagrammen staan het totaal aantal scholeksters in de maanden september t/m februari voor zowel de base case als de geselecteerde case op de tijdstippen t=0 en t=25. In de onderste diagram staan voor de geselecteerde case voor t =25 de kokkeldichtheid in de verschillende habitattypes in gram

asvrij drooggewicht per m² (g AFDW/m²). Hierbij zijn de dichtheden voor vijf verschillende habitattypes gegeven.

Step 6: Evaluation of impacts

Aan de scorekaart is het criterium scholeksters toegevoegd: 'Max. carrying capacity oystercatchers'. Voor de cases doorgerekend voor LWI werkpakket 6 bevat deze rij een getal. Voor de andere cases staat hier 'not avail.'

6 Nabeschouwing, conclusies en aanbevelingen

Dit rapport beschrijft werkpakket 6: Schelde verdieping/ecologie, uitgevoerd in het kader van LWI, Projectgroep Estuarium en Kusten, in Fase 1B. Hierbij is een serie instrumenten (kennis, model, theorie, methoden) gemobiliseerd en geformaliseerd die voorspellingen kunnen maken over de hydrodynamische, morfologische en ecologische ontwikkelingen als gevolg van ingrepen (strategieën) gecombineerd met natuurlijke omstandigheden. Dit is bedoeld als bijdrage aan de ontwikkeling van de Estuarium DSS.

Deze serie instrumenten bevat een waterbewegingsmodel (IMPLIC), een morfologisch model (ESTMORF), een naverwerkingsprogramma en diverse ecologische modellen(/methoden). IMPLIC en ESTMORF zijn beide 1D-netwerk modellen. Om van 1D model resultaten tot de door de ecologische beschouwing en door de demo vereiste 2D informatie te komen is een naverwerkingsprogramma (Interface) opgezet.

Deze serie instrumenten alsmede de bestaande informatie en verschillende expertise vanuit alle deelnemers aan het werkpakket is toegepast voor de Westerschelde. De beschouwde strategieën zijn aangeleverd door RWS en bevatten vaargeulverdieping, baggeren en stort-strategie, zandonttrekking, en ontpoldering. De zeespiegelrijzing is beschouwd als een onzekere natuurlijke voorwaarde en meegenomen in de studie. Voorlopig zijn er zes gevallen bekeken. De resultaten zijn gepresenteerd in een demo.

Samengevat zijn de volgende producten geleverd:

- Een aantal generieke concepten die als modules ingebracht kunnen worden in het basisontwerp Estuarium DSS, te weten een hydrodynamisch, - en morfologisch, - en een ecologisch moduul, inclusief hun interacties.
- Basis voor beleids- en beheers-ondersteunend onderzoek t.a.v. vaargeulverdieping Westerschelde.
- Een aanwijsbare stap voorwaarts in de kennis (en operationalisatie daarvan) van biogeomorfologische processen in estuarium.
- Een prototype van een Estuarium DSS met betrekking tot (de effecten van) vaargeulverdieping (en de samenhangende maatregelen), een en ander gevisualiseerd in een computerdemo waarmee "vingeroefeningen" ten behoeve van beleidsontwikkeling kunnen worden uitgevoerd.

De generieke modules zijn in principe toepasbaar voor elk ander estuarium, onder andere natuurlijke omstandigheden en voor andere ingrepen. Vooral het hydrodynamische en morfologische moduul kan goed ingezet worden om baggeren- en stort-strategieën te analyseren, niet alleen voor de Westerschelde maar ook voor andere estuarium in de wereld. Bovendien is het mogelijk om bepaalde modellen in deze serie te vervangen door andere modellen. Dit kan verder geverifieerd worden in het Buitenland Pilot (Werkpakket 3) in Fase 2, waarbij het huidige Westerschelde resultaat criteria toelevert voor de toepassing op het buitenland pilot.

Gebleken knelpunten bij de uitvoering van het project zijn de beschikbaarheid van consistente data en het nog onvoldoende generieke niveau van kennis rond de interactie tussen morfologie en ecologie.

Met betrekking tot de actuele problematiek van de Westerschelde worden de volgende aanbevelingen gedaan voor Fase 2 van het project:

- Gericht op "ontwerp" worden 1 of 2 meest belovende strategieën geanalyseerd en geoptimaliseerd. Hierbij wordt de studie in de diepte uitgebreid bijvoorbeeld door de voorspelling van de morfologische ontwikkeling nauwkeuriger te maken door meer gedetailleerde data (3D GIS-gegevens, bagger- en stort-gegevens) te gebruiken. Hiermee kunnen meer gedetailleerde gegevens voor planvorming m.b.t. morfologische en bagger strategieën worden ontwikkeld.
- Uitbreiden in de "breedte" door meer aspecten zoals waterkwaliteit mee te nemen. Tot nu toe wordt er alleen gekeken naar hydrodynamisch en morfologische veranderingen. Bij de ecologische beschouwing is waterkwaliteit ook nodig maar hiervoor worden aannamen gedaan over de ontwikkeling. Zowel de morfologische ontwikkeling als de verandering in de waterbeweging zal de waterkwaliteit (bijvoorbeeld zoutgehalte) beïnvloeden. Daarom wordt aanbevolen om een waterkwaliteitsmodel toe te voegen aan de instrumentarium. Hierbij verdient een methodiek waarbij enerzijds de effecten op de milieukwaliteit habitats en anderzijds de effecten op soorten de voorkeur, omdat een dergelijke methodiek optimaal aansluit bij de thans gevolgde analyse-lijn.
- Uitwerking van de ecologische module. De relatie morfologie en ecologie is voorbeeld-gewijs voor de kokkel en scholekster uitgewerkt. Voor een beter inzicht in de ecologische effecten van vaargeulverdieping is een nadere uitwerking noodzakelijk voor aantal essentiële diersoorten of diergroepen van estuariene ecosystemen (zie RWS-doelsoorten, Ecosysteemvisie Delta). Tevens verdient het de aanbeveling bij deze uitwerking ook koppelingen te leggen met het rivier-ecosysteem en het kust-ecosysteem. Ook is nadere uitwerking van de relaties met de schor-ecosystemen essentieel (i.k.v. ontpolderingen ter vergroting van de komberging). Tevens wordt aanbevolen de indelingscriteria van habitats nader uit te werken voor verschillende type estuaria.
- Ecologische evaluatie methode. In de Watersysteemverkenningen wordt voor de zoete watersystemen het beoordelen van de ecologische effecten van beleidsscenario's (inrichtings- en beheersmaatregelen) op doelsoorten de habitatevaluatie-procedure gehanteerd. Voorstel is om de methode ook toepasbaar te maken voor estuariene milieus, eventueel ook kustmilieus. Vraagstelling van dit project heeft niet alleen betrekking op het evalueren van effecten van ingrepen op natuurwaarden, maar de methode zal tevens toepasbaar worden gemaakt voor het bepalen van de mogelijkheden voor herstel van natuurwaarden (al dan niet voor mitigatie van effecten van vaarverdieping).
- Nieuwe berekeningen maar dan met de bathymetrie van 1994. In dit project is als beginsituatie de bathymetrie van 1968 gebruikt. Thans zijn ook de bathymetrie-gegevens van 1994 beschikbaar. Aanbevolen wordt de berekeningen ook uit te voeren uitgaande van de bathymetrie van 1994.

- Meer alternatieven/gevallen bekijken. Door de beperking van tijd en budget zijn voorlopig alleen een beperkte aantal gevallen bekeken. Voor een volledig EDSS moeten er nog meer gevallen beschouwd worden. Bijvoorbeeld wordt er tot nu toe nog helemaal niet gekeken naar de optie met Baalhoekkanaal.
- Nauwkeurigheid verbeteren. Bij het samenstellen van de instrumentarium worden de state of the art instrumenten gebruikt. Om te komen tot de eindelijk resultaten zijn een aantal stappen gevolgd. In elk stap worden onnauwkeurigheden geïntroduceerd en niet alle stappen zijn even nauwkeurig. Sommige van de stappen kunnen met relatieve weinige inspanning nauwkeuriger gemaakt worden. Aanbevolen wordt om die stappen eerst te verbeteren. De volgende concrete aanbevelingen worden gedaan:
 - * De betrouwbaarheid van ESTMORF m.b.t. de voorspelling van de hoogte en oppervlakte van de platen zal moeten toenemen om meer te kunnen zeggen over de gevolgen van ingrepen op het ecologisch systeem. Hiertoe wordt een tweede afregeling in de komende maanden uitgevoerd (buiten LWI-kader), die deze gewenste betrouwbaarheid naar verwachting zal opleveren.
 - * Om een goede vergelijking van de verschillende baggerstrategieën te kunnen maken, is een nauwkeuriger positionering van de stortlocaties binnen een ESTMORF-vak belangrijk. (Baggeren vindt eigenlijk altijd in de geul plaats, terwijl storten op hoge of lage platen, of zelfs in de geul kan plaatsvinden.) Binnen ESTMORF is een dergelijke nauwkeurige positionering nog niet mogelijk.
 - * In de vertaalslag van één naar twee dimensies kan de toerekening van de relevante parameters (bodempligging, inundatieduur, stroomsnelheid) nog verfijnd worden, wat de ecologische karakterisering verbetert. Tevens kan gedacht worden aan het toevoegen van expert-knowledge voor wat betreft de kans op het voorkomen van slib na keuze van een alternatief/strategie, gebruik makend van het initiële slibvoorkomen in het estuarium. De veronderstelling dat de verhouding tussen slibarme en slibrijke platen niet verandert na de ingrepen is onwaarschijnlijk. Het voorkomen van macrofauna in een estuarium, zoals kokkels, worden in belangrijke mate bepaald door het slibgehalte van de platen. Voor het bepalen van de ecologische effecten van vaargeulverdieping zullen morfologische modellen ook uitspraken kunnen doen over de veranderingen in het slibgehalte van platen.
 - * Gebruik een recente bathymetrie i.p.v. de 1968 bathymetrie als beginvoorwaarde voor de morfologische simulaties.

Met betrekking tot werkpakket 3, Buitenland Pilot (de Yangtze Estuarium in China), in Fase 2 vormen de geleverde producten een goede basis voor de studie. De hydrodynamisch- en morfologische moduul kan goed gebruikt worden voor het analyseren van bagger- en stort-strategieën voor de vaargeul naar de haven van Shanghai. Dit kan ook gecombineerd worden met het bestaande 2D sediment transport model voor de Yangtze estuarium. Ook de ecologische moduul kan met wat aanpassingen voor de Yangtze Estuarium worden gebruikt. Hiermee wordt ook voldaan aan een expliciete doelstelling van LWI, n.l. toetsing van op Nederlandse condities verkregen ervaring op buitenlandse omstandigheden.

Referenties

- Bisseling, C.M (red), L.J. Draaijer, M. Klein en H. Nijkamp 1994. Ecosysteemvisie Delta. Rapport IKC-N nr. 7, IKC-Natuurbeheer, Wageningen.
- Boudewijn, T., 1987. Rijkswateren als wetlands. Bureau Ecoland, Utrecht.
- Bos, D., 1994. Effects of decreasing food availability on wintering Oystercatchers *Haematopus ostralegus*: literature review and model study. Report RIKZ-94.014, Middelburg.
- Huijs, S.W.E., 1995. Geomorfologische ontwikkeling van het intergetijdgebied in de Westerschelde 1935-1989.
- Kater, B.J., 1995. Kokkels en scholeksters in de Westerschelde bij het uitvoeren van diverse ingrepen. LWI-Westerschelde Verdieping-Ecologie. Werkdocument RIKZ/AB-95.841x, RIKZ, Middelburg.
- Kesteloo-Hendrikse, J.J., 1994. Het kokkelbestand in de Oosterschelde, Westerschelde en de Waddenzee in 1993, Rapport 94-007, RIVO-DLO, IJmuiden/Yerseke.
- Luiten, J.P.A. en J.T. van Buuren, 1994. Watersysteemverkenningen en doelvariabelen voor de watersysteemverkenningen. RIZA en RIKZ.
- Pieters, T., C. Storm, T. Walhout en T. Ysebaert, 1991. Het Schelde-estuarium, meer dan een vaarweg. Ministerie Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren en Directie Zeeland. Middelburg.

Appendix I Samenstelling van de werkgroep Schelde Vaargeul - Ecologie

Appendix I Samenstelling van de werkgroep Schelde Vaargeul - Ecologie

Samenstelling werkgroep Vaargeul-Ecologie

Bram Blik	SVASEK
Jon Coosen	RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee
Norbert Dankers	DLO Instituut voor Bos- en Natuurbeheer
Harm Duel	Waterloopkundig Laboratorium
Jasper Fiselier	DHV Water
Peter Glas	Waterloopkundig Laboratorium
Peter Herman	NIOO-CEMO
Loes de Jong	RWS Directie Zeeland
Belinda Kater	RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee
Marcel Marchand	Waterloopkundig Laboratorium
Peter Meininger	RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee
Andries Roelfzema	Waterloopkundig Laboratorium
Cees Storm	RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee
Jacques Vroon	RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee
Rolien Wams	Resource Analysis
Zheng Bing Wang	Waterloopkundig Laboratorium

Ecologische Analyse

Jon Coosen	RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee
Harm Duel	Waterloopkundig Laboratorium
Peter Glas	Waterloopkundig Laboratorium
Belinda Kater	RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee
Pleun Koole	Waterloopkundig Laboratorium
Marcel Marchand	Waterloopkundig Laboratorium

Morfologische Analyse

Rinze Bruinsma	Waterloopkundig Laboratorium
Bert Karssen	Waterloopkundig Laboratorium
Zheng Bing Wang	Waterloopkundig Laboratorium

Betrouwbaarheid Uitkomsten

Jasper Fiselier	DHV Water
Bert Karssen	Waterloopkundig Laboratorium
Marcel Marchand	Waterloopkundig Laboratorium
Zheng Bing Wang	Waterloopkundig Laboratorium

Demo COSMO-W

Harm Duel	Waterloopkundig Laboratorium
Peter Glas	Waterloopkundig Laboratorium
Diederik Waardenburg	Resource Analysis
Zheng Bing Wang	Waterloopkundig Laboratorium

Eindrapportage

Harm Duel	Waterloopkundig Laboratorium
Peter Glas	Waterloopkundig Laboratorium
Zheng Bing Wang	Waterloopkundig Laboratorium

Appendix II Naverwerking 1D Model Resultaten

Appendix II Naverwerking 1D Model Resultaten

II.1 Vertaling van 1D naar 2D

Bij het opzetten van het IMPLIC-ESTMORF model worden de twee-dimensionale bathimetrische informatie geschematiseerd tot een 1D netwerk systeem bestaande uit takken die via knopen aan elkaar verbonden zijn. Voor iedere tak wordt met een geschematiseerd dwarsprofiel gerekend. Het geschematiseerde dwarsprofiel bestaat uit drie delen: geul, lage plaat, en hoge plaat. Opgemerkt wordt dat de plaat hier het intergetij-gebied is. Er wordt dus geen onderscheid gemaakt tussen slikken en platen. Slikken worden eveneens als platen beschouwd.

Voor de presentatie via de demo en voor de ecologische beschouwing is het nodig om de 1D resultaten uit het model weer terug te vertalen naar 2D informatie. Omdat het model met geschematiseerde dwarsprofielen werkt, rekent het model in feit alleen relatieve veranderingen uit ten opzicht van de initiële toestand in termen van oppervlakte van dwarsprofiel, plaatareaal, etc. De model resultaten moeten dan ook zo geïnterpreteerd worden. Daarom wordt de volgende procedure (strategie) gekozen voor de vertaling:

- i) De initiële werkelijke 2D bathimetrie wordt doorgegeven aan de data set om de initiële bodemhoogte op alle roosterpunten te bepalen.
- ii) De morfologische veranderingen zoals uitgerekend worden in ESTMORF in de 2D bathimetrie verwerkt.

Ad i: Initiële Bathimetrie

Over het hele gebied (tot de Nederlands-Belgische grens) wordt een rooster van 60*60 m gelegd. De bodemhoogte op ieder roosterpunt wordt direct uit het GIS systeem gehaald.

Behalve de bathimetrie is ook bekend hoe het estuarium verdeeld is in de 1D-vakken bij het schematiseren van het netwerk. Hieruit kan dus voor elk roosterpunt bepaald worden bij welk vak dit behoort.

Elk vak bevat een vast aantal roosterpunten die geclassificeerd zijn als geul, lage plaat, hoge plaat, schor, land. Als voorbereiding voor de verwerking van berekende morfologische veranderingen worden de roosterpunten per vak gerangschikt zodanig dat het er straks eenduidig te bepalen is welke roosterpunten van type veranderen wanneer er morfologische veranderingen optreden. De rangschikking gebeurt door twee opeenvolgende sorteringen:

- Sortering naar bodemhoogte. Hiermee is ook automatisch gesorteerd op de volgorde geul-lage plaat-hoge plaat-schor-land.
- Sorteren naar het aantal buurpunten van hetzelfde type. Dit aantal zal dus variëren tussen 1 en 8. Naar alle acht buurpunten wordt gekeken (zie Figuur I.1).

Na de twee stappen sortering kunnen er nog punten overblijven die niet van elkaar te onderscheiden zijn (met beide eigenschappen hetzelfde). De volgorde wordt dan willekeurig gekozen. Bij verandering van typen verschuift de grens van de gerangschikte punten. Dit betekent dat bijvoorbeeld het ondiepste geulpunt met het kleinste aantal geul-buren als eerste verandert naar lage plaat.

Ad ii: Verwerken morfologische verandering

Na iedere morfologische tijdstap worden de volgende veranderingen berekend:

- erosie/sedimentatie hoeveelheid in geul-, lage plaat- en hoge plaat-gedeelte.
- verandering van coördinaten van knikpunten in het geschematiseerde dwarsprofiel;
- verandering van geulbreedte, breedte van lage en hoge plaat;

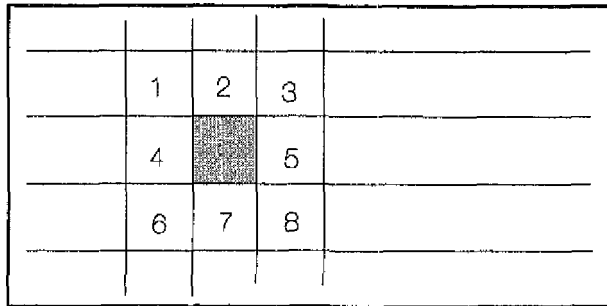


Fig.I.1 De buurpunten van een roosterpunt

Veranderingen (a)+(c) bepaalt in wezen verandering (b). Daarom hoeven alleen de veranderingen (a) en (c) verwerkt worden. De volgende methodiek wordt hiervoor gebruikt.

- Bepaal de gemiddelde bodemhoogte-verandering in de drie onderdelen aan de hand verandering (a).

$$\Delta z = \Delta \text{volume} / (\text{horizontale oppervlakte})$$

- Verdeel de verandering naar ieder roosterpunt. Dit gebeurt volgens Figuur I.2.

Binnen elk gedeelte is de verandering in principe hetzelfde. Alleen bij de grens tussen de verschillende onderdelen wordt er geïnterpoleerd zodanig dat de veranderingen geleidelijk gaan. Het aantal punten waarvoor interpolatie gebeurt is maximaal de vaklengte gedeeld door de stapgrootte van het rooster (60 m). Dit komt neer op ongeveer 1 rij roosterpunten.

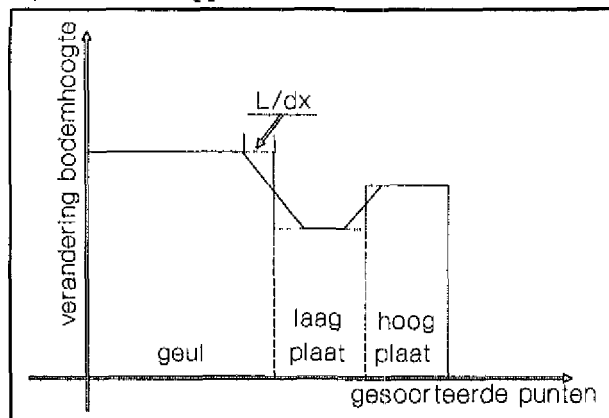


Fig.I.2 Verdeling van veranderingen naar de roosterpunten

- Correctie op verschuiving. Na stap (ii) kan worden berekend hoeveel roosterpunten van type veranderd zijn, rekening houdend met de verandering van de waterstandsveranderingen. Dit moet vergeleken worden met verandering (c) en indien nodig wordt het verschil weggewerkt door een verschuiving. De verschoven roosterpunten krijgen dezelfde bodemhoogte als het roosterpunt aan de grens binnen de nieuwe categorie. De opgetreden volume verandering wordt binnen de oude categorie gecorrigeerd.

Verder moeten de gegevens over de verandering van schorren ingelezen en verwerkt worden.

II.2 Hydrodynamische parameters en andere attributen

Met een IMPLIC berekening kan bepaald worden wat de waterstanden en stroomsnelheden in de initiële toestand zijn. Er wordt verondersteld dat de karakteristieke waterstanden binnen een vak hetzelfde is voor alle roosterpunten. Hiermee zijn dus meteen de waterstanden op iedere roosterpunt bepaald. Door de waterstand op een bepaald roosterpunt met de bijbehorende bodemhoogte te vergelijken wordt het type van het roosterpunt bepaald (geul, lage plaat, hoge plaat, land). Uit het zo bepaalde landgedeelte moeten de schorren nog gehaald worden aan de hand van toegevoegde gegevens.

Voor de stroomsnelheden zijn alleen gemiddelde waarden per tak bekend. De stroomsnelheid op ieder roosterpunt wordt verondersteld afhankelijk te zijn van de diepte verdeling binnen het vak. Voorlopig wordt een eenvoudige procedure gekozen: De snelheid is gelijk aan de uitgerekende snelheid maal het inundatie-percentag.

Bij het berekenen van het inundatie percentage wordt er uitgegaan van een geïdealiseerde getijkromme, nl. een sinus curve, dus

$$P_i = \frac{1}{2} - \frac{1}{\pi} \arcsin \left(\frac{z - h_{mst}}{h_{hw} - h_{mst}} \right) \quad (1)$$

Appendix III

Physical relations in ESTMORE

Appendix III Physical relations in ESTMORF

III.1 Introduction

This chapter contains the physical relations of the model concept worked out in this report. It is noted that only the morphological module is worked out: the flow module of the model will consist of an already existing one-dimensional flow model.

A dynamic/empirical model for morphological development as the one described here can be characterised by three factors: the schematisation of the geometry, the empirical relations defining the equilibrium state and the formulation of the time process of the morphological development when the equilibrium is disturbed. The present model concept is based on a combination of the schematisation of the geometry suggested by Eysink (1992) and the concept of morphological development process suggested by Karszen and Wang (1992). The needed empirical equilibrium relations will be based on the available information in the literature.

The morphological development in the estuary is described by the change of the cross-sectional area of the channel, the area of the tidal flat and the height of the tidal flat.

The tidal basin is assumed to have fixed geometrical boundaries during the whole simulation. In reality this assumption not always holds. In view of the type of model to be developed this assumption is, however, essential. Non-fixed boundaries would change the model concept drastically and would require extra study. It is therefore decided to use a fixed tidal basin area in the alternative model, similar to the concept of Van Dongeren (1992). The tidal basin area is divided in the channel area, the low and the high tidal flat area, which are all subdivided in sections with lengths that remain fixed during the computation (see Figure III.1).

III.2 Geometry schematisation

The model will use an existing 1D network flow model as flow module. Therefore the modelling area will be schematised into a network consisting of branches.

The cross-sections of the branches are schematised as shown in Figure III.2. (Note that in the figure the tidal flat is shown only on one side of the channel) It is divided into three parts: the channel part (under the Low Water level, MLW), the low tidal flat between MLW and the Mean Water level (MSL), and the high tidal flat between MSL and the High Water level (MHW). The channel part is assumed to have a trapezoidal shape. The two parts of the tidal flat are described by their widths as well as their heights. Each part is schematised into two straight lines as shown in Figure III.2 and the joint point of the two lines (C for the low tidal flat and E for the high tidal flat) is defined such that it has the height of the tidal flat part as vertical coordinate. The cross-sections is thus defined by the coordinates of six points (A-F), leading to 12 parameters.

The morphological module of the model uses three variables: the cross-sectional area under the mean water level, the height of the low tidal flat and the height of the high tidal flat. For these three variables there exist empirical relations for the equilibrium situation (Eysink, 1992). It is noted that to use these empirical relations, the cross-sectional area under the mean water level also includes the low part of the tidal flat.

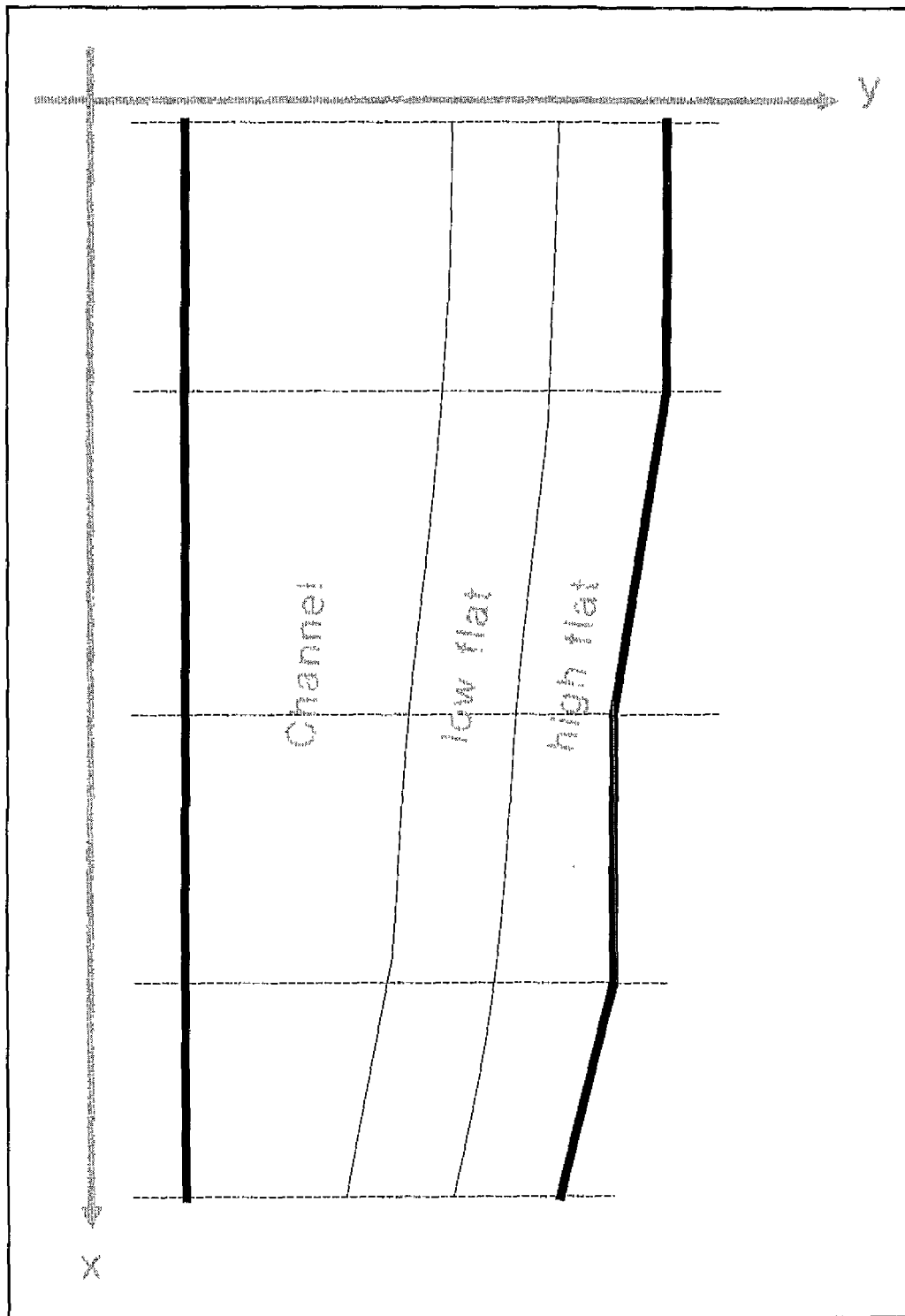


Fig.iii.1

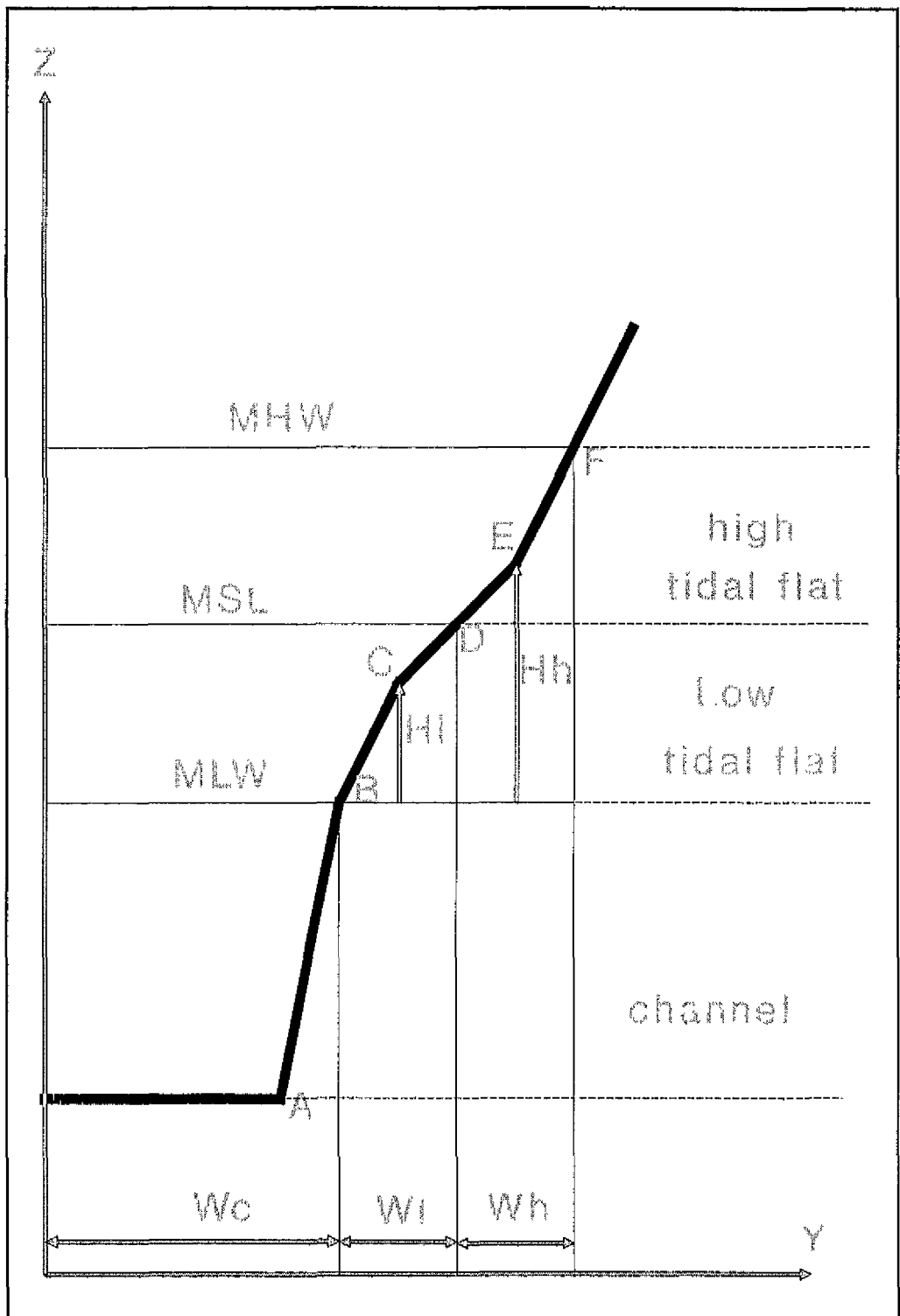


Fig.iii.2

The total change of a cross-section can be divided into two parts:

- a change due to sedimentation/erosion,
- a change due to modification of the relative water level (sea level rise/land subsidence).

These changes will have to be translated into a change in the 12 parameters determining the shape of the cross-section. Therefore, a "profile module" has to be developed that describes the new values of the 12 parameters after a morphological time step. In this module the two parts of the changes are treated separately.

Sedimentation/Erosion

The needed 12 relations for determining the 12 parameters consist of definitions, mass-conservation laws and assumptions.

The following definitions are relevant for adjusting the cross-sectional profile due to sedimentation and erosion:

- Point B is defined at MLW, which implies that the vertical coordinate of B does not change.
- Point D is defined at MSL, which implies that the vertical coordinate of D does not change.
- Point F is defined at MHW, which implies that the vertical coordinate of F does not change.
- Point C is defined such that its vertical coordinate represents the average height of the low tidal flat. This gives a relation between the horizontal coordinate and the vertical coordinate of C.
- Point E is defined such that its vertical coordinate represents the average height of the high part of the tidal flat. This gives a relation between the horizontal coordinate and the vertical coordinate of E.

The following mass-conservation laws have to be satisfied:

- The change of the cross-sectional area of the channel part (under MLW) is given, yielding one of the relations from which the new coordinates of point A can be determined.
- The total sedimentation or erosion at the low tidal flat is given, yielding a relation from which the new vertical coordinate of C can be determined.
- The total sedimentation or erosion at the high tidal flat is given, yielding a relation from which the new vertical coordinate of E can be determined.

The definitions supply 5 and the mass-conservation laws supply 3 relations. Thus 4 more relations have to follow from assumptions. For the time being the following assumptions are chosen:

- No morphological change occurs above MHW, thus the horizontal position of point F does not change.
- The side slope (AB) of the channel part does not change.
- The horizontal coordinate of B is equally influenced by the change of the channel part and the change of the low tidal flat part. The horizontal position of B is thus determined as follows: First both the channel part and the low tidal flat part move vertically due to the determined sedimentation/erosion. Two points can then be determined at the low water line (see Figure III.3). The new position of B is exactly in between these two points.
- The horizontal coordinate of D is equally influenced by the change of the change of the low tidal flat part and the change of the high tidal flat part. The horizontal position of D is thus determined as follows: First both the high and the low tidal flat part move vertically due to the determined sedimentation/erosion. Two points can then be determined at the mean water line. The new position of D is exactly in between these two points.

Water level change/Land subsidence

For the case of the change of the water levels again the following definitions are relevant:

- Point B is defined at MLW, which implies that the change of the vertical coordinate of B is equal to the change of the low water level.
- Point D is defined at MSL, which implies that the change of the vertical coordinate of D is equal to the change of the mean water level.
- Point F is defined at MHW, which implies that the change of the vertical coordinate of F is equal to the change of the mean high water.
- Point C is defined such that its vertical coordinate represents the average height of the low tidal flat. This gives a relation between the horizontal coordinate and the vertical coordinate of C.
- Point E is defined such that its vertical coordinate represents the average height of the high part of the tidal flat. This gives a relation between the horizontal coordinate and the vertical coordinate of E.

The mass-conservation law supplies the following relations:

- The total amount of sediment below the new MLW does not change.
- The total amount of the sediment between the MLW and the new MSL does not change.
- The total amount of the sediment between the new MSL and the new MHW

does not change.

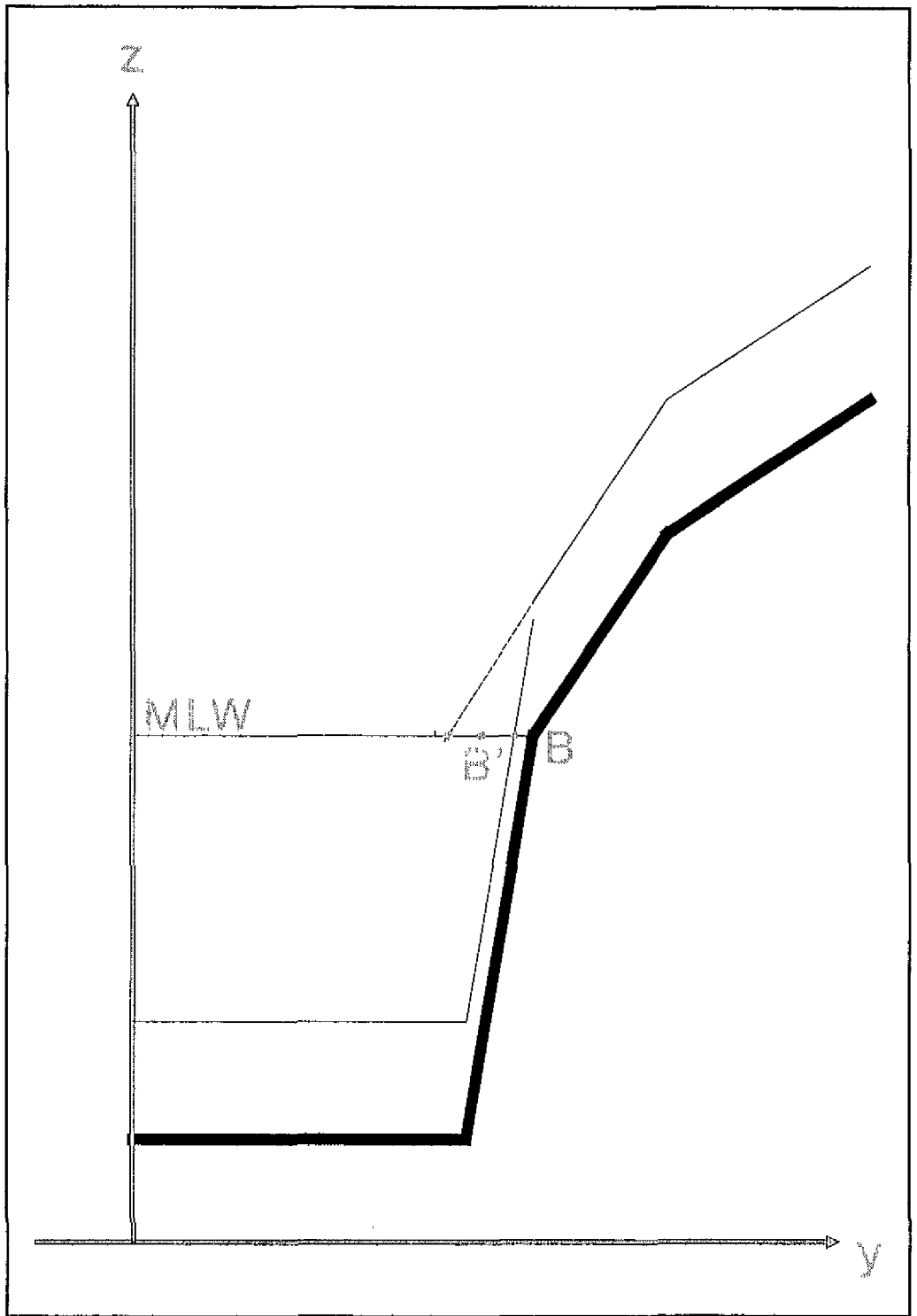


Fig.iii.3

Further the following 4 assumptions are added:

- The horizontal coordinate of A does not change.
- The vertical coordinate of A does not change.
- The new horizontal coordinate of D is determined by the intersection point of the new MSL and the old cross-sectional profile.
- The new horizontal coordinate of F is determined by the intersection point of the new MHW and the old cross-sectional profile (The part above the old MHW has a fixed slope).

Land subsidence can be first treated as increase of water levels (MLW, MSL and MHW) with the same magnitude. Then the vertical coordinates of all the six points are lowered with the subsidence value.

The present schematisation differs from the one described by Karssen and Wang (1992) in two aspects. First the schematisation gives more detail about the cross-sections. Second, no more explicit relations are needed for the width of the channel and that of the tidal flat. The widths follow automatically from the procedures described above. This may be an improvement because the empirical relations describing the equilibrium widths usually have a poor accuracy (Eysink and Biegel, 1992). However, the suggested "profile" module needs some assumptions as described above. If the formulated assumptions differ too much from reality an unrealistic development of the shape of the cross-section may be obtained from the model. If necessary these assumptions can be modified during the calibration of the model.

III.3 The equilibrium state

As the morphological module works with three variables, three empirical relations are required in order to define the equilibrium state of the system: one for the cross-sectional area (under mean water level), one for the height of the low part of the tidal flat and one for the height of the high part of the flat.

The equilibrium cross-sectional area of the channel (under MSL) is related to the tidal volume. For the Wadden Sea Eysink (1992) recommends the following relations:

$$\begin{aligned}
 A_{MSLe} &= 448 \cdot 10^{-6} P_v^{0.9} - 157 \text{ for } P_v > 5 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \\
 A_{MSLe} &= 64.4 \cdot 10^{-6} P_v \quad \text{for } P_v < 5 \cdot 10^6 \text{ m}^3
 \end{aligned}
 \tag{1}$$

Herein A_{MSLe} = equilibrium cross-sectional area under MSL [m²]
 P_v = virtual tidal volume. [m³]

The equilibrium heights of the two parts of the tidal flat are related to the total area of the basin. Eysink (1992) recommends the following relations for the Wadden Sea:

$$H_{he} = \Delta h_l + \frac{0.165}{1+10^{-8}A_b} \Delta h_h \quad (2)$$

$$H_{le} = 0.347 \Delta h_l \left(1 + \frac{1}{1+10^{-8}A_b} \right) \quad (3)$$

In these two equations

H_{he}	=	equilibrium height of the high flat measured from mean low water,	[m]
H_{le}	=	equilibrium height of the low flat measured from mean low water,	[m]
Δh_l	=	difference between MSL and MLW	[m]
Δh_h	=	difference between MHW and MSL	[m]
A_b	=	total area of the basin.	[m ²]

In equations (1) through (3) specific relations with specific coefficients are defined for the equilibrium value of the three variables. However, these coefficients only apply for the Wadden Sea. For another area, e.g. the Western Scheldt, other values (or even the form of the relations) have to be chosen based on the field data. This part of the model will be kept as flexible as possible in order to guarantee a wide applicability of the model. The coefficients in the equations will also be allowed to vary in the area such that an existing equilibrium state can be represented in the model.

III.4 Morphological development

When the system is not in equilibrium, morphological changes will occur. The morphological development is described by a concentration model in the present concept. The sedimentation and/or erosion rate is described by the following simple formulation:

$$\frac{\partial z}{\partial t} = w_s (c - c_e) \quad (4)$$

Herein	z	=	bed level,	[m]
	w_s	=	coefficient having the dimension of velocity	
	[ms^{-1}]			
	t	=	morphological time,	[s]
	c	=	sediment concentration,	[-]
	c_e	=	local and instantaneous equilibrium sediment concentration.	[-]

Applied to the three parts of the cross-section the following equations are derived.

$$\frac{\partial A_c}{\partial t} = W_c w_s (c_{ce} - c_c) \quad (5)$$

$$\frac{\partial A_t}{\partial t} = W_t w_s (c_{te} - c_t) \quad (6)$$

$$\frac{\partial A_h}{\partial t} = W_h w_s (c_{he} - c_h) \quad (7)$$

In these three equations (see Figure III.2):

[m^2]	A_c	=	cross-sectional area of the channel part (below MSL)	
[m^2]	A_h	=	cross-sectional area of the high tidal flat	
[m^2]	A_t	=	cross-sectional area of the low tidal flat	
	c_c	=	sediment concentration in the channel part	[-]
	c_h	=	sediment concentration in the high tidal flat part	[-]
	c_t	=	sediment concentration in the low tidal flat part	[-]
	c_{ce}	=	local equilibrium sediment concentration in the channel part	[-]
	c_{he}	=	local equilibrium sediment concentration in the high tidal flat part	[-]
	c_{te}	=	local equilibrium sediment concentration in the low tidal flat part	[-]
	W_c	=	width of the channel part,	[m]
	W_h	=	width of the high part of the tidal flat,	[m]
	W_t	=	width of the low part of the tidal flat,	[m]

The equilibrium concentrations are determined as follows:

$$c_{le} = C_E \left(\frac{H_l}{H_{le}} \right)^{n_l} \quad (8)$$

$$c_{he} = C_E \left(\frac{H_h}{H_{he}} \right)^{n_h} \quad (9)$$

$$c_{ce} = \frac{c_{MSLe} A_{MSL} + c_{le} A_l}{A_c} \quad (10)$$

where:

$$c_{MSLe} = C_E \left(\frac{A_{MSLe}}{A_{MSL}} \right)^{n_{MSL}} \quad (11)$$

In these equations:

A_{MSL}	= cross-sectional area below MSL = = $A_c + A_l$ = = $A_c + W_1(\Delta h_1 - H_l)$	[m ²]
C_E	= overall equilibrium sediment concentration	[-]
Δh_1	= difference between mean water level and low water level,	[m]
H_h	= height of the high tidal flat measured from MLW	[m]
H_l	= height of the low tidal flat measured from MLW	[m]
n_l	= constant coefficient	[-]
n_h	= constant coefficient	[-]
n_{msl}	= constant coefficient	[-]

When the whole system is in equilibrium the sediment concentration will be equal to this overall equilibrium value.

The actual sediment concentration is governed by an advection-diffusion model. It is further assumed that the tidal flat can only exchange sediment with the channel in the same section. In other words, there is no longitudinal sediment transport in the tidal flat part of the cross-sections.

The mass balance equation for sediment in the channel may be written by:

$$\frac{\partial A_c c_c}{\partial t} + \frac{\partial A_c u c_c}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(A_c D_c \frac{\partial c_c}{\partial x} \right) = W_c w_s (c_{ce} - c_c) + F_{lc} \quad (12)$$

where:

A_c	=	cross-sectional area of the channel	[m ²]
c_c	=	sediment concentration by volume in the channel	[-]
D_c	=	horizontal dispersion coefficient in the channel	[m ² /s]
F_{lc}	=	exchange rate of sediment between the channel the low tidal flat, which is defined positive if transport occurs from the tidal flat to the channel	[m ² /s]
t	=	time	[s]
u	=	residual flow velocity	[m/s]

Remark: The velocity u in the advection term is in fact not equal to the residual flow velocity due to two reasons. First, the vertical distribution of the velocity and the sediment concentration makes the advection velocity smaller. Second, the tidal asymmetry has influence on the net sediment transport, which may be taken into account via the advection term. However, taking these two effects into account is not very easy, because the corrected advection velocity field has to satisfy the mass balance. Therefore the residual flow velocity will be used for the time being. In the future the model may be improved by taking the two effects into account.

The sediment flux from the tidal flat to the channel F_{lc} is elaborated as follows:

$$F_{lc} = D_l \overline{\Delta h_l} \frac{c_l - c_c}{L_{lc}} \quad (13)$$

Herein:

D_l	=	diffusion coefficient	[m ² /s]
L_{lc}	=	distance between the centre of the channel and that of the low flat	[m]
$\overline{\Delta h_l}$	=	effective water depth for low tidal flat	[m]

The mass balance for sediment at the low part of the tidal flat is given by the following equation:

$$\frac{\partial(A_l c_l)}{\partial t} = W_l w_s (c_{le} - c_l) - F_{lc} + F_{hl} \quad (14)$$

At the high part of the tidal flat the mass-balance reads

$$\frac{\partial(A_h c_h)}{\partial t} = W_h w_s (c_{he} - c_h) - F_{hl} \quad (15)$$

The exchange rate between the two parts of the tidal flat is formulated as

$$F_{hl} = D_h \overline{\Delta h_h} \frac{c_h - c_l}{L_{hl}} \quad (16)$$

Herein:

D_h	=	diffusion coefficient	[m ² /s]
L_{hl}	=	distance between the centre of the high flat and that of the low flat	[m]
$\overline{\Delta h_h}$	=	effective water depth for high tidal flat	[m]

III.5 Physical parameters

All parameters in the equations worked out in this report are expressed in SI-units. It is noted that the time steps for the morphological computations will be large, and will therefore in practice be in (for example) years. This will not affect the character of the physical relations.

The definition of most of the parameters is clear and they can be determined quite easily. In this section the parameters that need some extra attention are described.

III.5.1 The equilibrium concentration

The equilibrium concentration in each element of the model area depends on two constants, the overall equilibrium concentration C_E and the constant n . Both will be used as calibration parameters. The constant n will be about 4. The overall equilibrium concentration C_E should be approximately equal to the (long-term) average sediment concentration in the whole model area.

Further it should be noted that C_E does not have any influence on the final equilibrium state of the system but it is an important parameter determining the time scale of the morphological development together with the dispersion coefficients and the fall velocity. Therefore C_E may be used as one of the calibration parameters in the model.

III.5.2 The horizontal dispersion coefficient

The determination of the horizontal dispersion coefficient D_e may play an important role in the development of the model. Di Silvio (1989) states that the dispersion coefficient in his model is determined by using a formulation described by Dronkers et al. (1981). He does, however, not describe the calculation of the dispersion coefficient in detail. In Dronkers et al. (1981) the calculation of the dispersion coefficient is worked out, but this is done for the case of transport of (dissolved) salt and not for suspended sediment transport.

The formulation that will be used to calculate the dispersion coefficient depends on the area involved and the schematisation. At this stage of the project an exact description of the (calculation of the) dispersion coefficient cannot yet be given. Depending on the sensitivity of the model for the value(s) of the dispersion coefficient, time has to be reserved during the calibration phase of the project to find a proper formulation.

III.6 Boundary conditions

In order to ensure that the equilibrium state according to the empirical relations is reached, at least at one of the boundaries the overall equilibrium sediment concentration C_E has to be prescribed.

Closed Boundary:

At a closed boundary the sediment flux is set to zero.

Open boundary:

At an open boundary one of the following conditions has to be applied:

- Prescription of the sediment concentration, e.g. equal to the overall equilibrium concentration

$$C_{boundary} = C_E \quad (17)$$

- prescription of the sediment transport. This can e.g. be applied at the upstream boundary when a river flows into the estuary.
- specification of the dispersive sediment transport. One of the possibilities is to set the dispersive sediment transport at the downstream boundary proportional to the sediment demand by the whole system, similar to the formulation of Van Dongeren (1992).

References

- Allersma, E., 1988: Morfologisch onderzoek Noordelijk Deltabekken, Morfologische modellering deel III: modellering van de transporten. Report Z71-03, DELFT HYDRAULICS, Delft, September 1988.
- Di Silvio, G., 1989: Modelling the morphological evolution of tidal lagoons and their equilibrium configurations. XXII Congress of the IAHR, Ottawa, Canada, 21-25 August 1989.
- Di Silvio, G. and G. Gambolati, 1990: Two-dimensional model of the long-term morphological evolution of tidal lagoons. International Conference on Computational Methods in Water Resources, Venice, Italy, 11-15 June 1990.
- Dongeren, A. van, 1992: A model of the morphological behaviour and stability of channels and flats in tidal basins. M. SC. Thesis, report H 824.55, Delft University of Technology/DELFT HYDRAULICS, March 1992.
- Eysink, W.D., 1990: Morphological response of tidal basins to changes. Proc. 22nd Coastal Engineering Conference, ASCE, Delft, p. 1948-1961.
- Eysink, W.D., 1991: Impact of sea level rise on the morphology of the Wadden Sea in the scope of its ecological function, Report H1300, phase 1.
- Eysink, W.D., 1992: Impact of sea level rise on the morphology of the Wadden Sea in the scope of its ecological function, Report H1300, phase 3.
- Eysink, W.D. and E.J. Biegel, 1992: Impact of sea level rise on the morphology of the Wadden Sea in the scope of its ecological function, Report H1300, phase 2.
- Karssen, B. and Z.B. Wang, 1991a: Note on preliminary study of ESTMORF. DELFT HYDRAULICS, Delft.
- Karssen, B. and Z.B. Wang, 1991b: Morphological modelling in estuaries and tidal inlets. Part I: A literature survey. DELFT HYDRAULICS report project Z473, Delft, December 1991.
- Karssen, B. and Z.B. Wang, 1992: A dynamic/empirical model for the longterm morphological development of estuaries, Note Z473.20, DELFT HYDRAULICS, Delft, October, 1992.
- Langerak, A., 1992: Werkdocument GWAO-92.839X, Voorlopige specificaties lange termijn model. Rijkswaterstaat/DGW, juni 1992.

Appendix IV Voorspelling schorareaal

Aan
LWI-Westerschelde

Van
drs C. Storm
Datum
22 mei 1995
Nummer
RIKZ/OS-95.812X

Doorkiesnummer
0118072280
Bijlage(n)
geen
Project
Land Water Impuls Westerschelde

Onderwerp
Voorspelling schorareaal voor het
Decision Support Systeem Westerschelde

inleiding

In het kader van het project "Land Water Impuls" wordt een Decision Support Systeem (DSS) gemaakt voor de Westerschelde. Dit DSS wordt zoveel mogelijk gevoed met actuele gegevens en inzichten zoals aangegeven in het Stappenplan Ecologische effectvoorspelling (Duel en Marchand, 1995). Aan het RIKZ is gevraagd voor dit DSS een module te maken waarmee de ontwikkeling van het schorareaal kan worden voorspeld. De informatie in dit werkdocument is verzameld binnen de Rijkswaterstaat projecten Lamsoor/Oevers en Oost-west.

huidige ontwikkeling schorareaal

Sinds de jaren vijftig is in de Westerschelde een afname van het totale schorareaal geconstateerd. Een deel van deze afname is het directe gevolg van inpolderingen. Een ander deel wordt veroorzaakt doordat de erosie aan de schorranden groter is dan de aangroei van de randen. De schorrandontwikkeling, de snelheid van de erosie of aangroei, varieert sterk van schor tot schor en vaak ook zelfs binnen één schorrand (Houtekamer, 1991; Tank, 1994). In Tabel 1 wordt de snelheid van aangroei of erosie per schor weergegeven in hectares per jaar voor de periode 1977-1989. In totaal is in de periode 1977 tot 1989 netto ca. 22 ha aan schorren verdwenen, ofwel ca. 1 % van het totale schorareaal in 1988.

Als mogelijke oorzaken voor deze netto schorerrosie wordt gedacht aan het verdwijnen van luwtegebieden, gebieden waar schorvorming zou kunnen optreden en het opdringen van de geulen als gevolg van vaargeulverdieping. Geul- en plaatontwikkelingen kunnen lokaal de ontwikkeling van de schorrand beïnvloeden. Door bijvoorbeeld vorm-, breedte- en/of hoogteveranderingen van het voorliggende slik verandert de wijze van energiedissipatie van golven en stroming en kan de schorrand sterker of minder sterk worden aangevallen. Ook zouden de stroomsnelheden in de nabije geul zodanig kunnen veranderen dat de erosie- cq aangroeisnelheid van het schor wordt beïnvloed.

Tabel 1. De snelheid van aangroei of erosie van de schorrand per schor weergegeven in (ha/jaar) (Houtenkamer, 1991; Tank, 1994).

schor	areaal 1988 (ha)	erosie/aangroei 1977-1988 (ha)	erosie/aangroei (ha/jaar)
Paulinaschor	22	+1,1	+0,11
Zuidgors	58	-3,9	-0,35
Baarland	9	-2,6	-0,24
Hellegatpolder	15	-2,6	-0,26
Biezelingse Ham	1,5	+0,4	+0,04
Waarde	98	-3,1	-0,30 (-0,6 aanbevolen)
Bath	51	-8,4	-0,76
Saeftinghe	2553	-2,4	-0,20
TOTAAL	2808	-21,5	-1,95

NB de schorren bij Knuitershoek en Baalhoek (beiden 0,4 ha) zijn weggelaten door geringe grootte; het Rammenkenschor is weggelaten door gebrek aan gegevens

voorspelmodel schorerrosie

Een pragmatische wijze om de schorontwikkeling voor de komende 25 jaar te voorspellen is uit te gaan van de huidige schorrandontwikkeling. Hierbij wordt de snelheid van erosie of aangroei lineair geëxtrapoleerd in de tijd, met als beginrandvoorwaarde het schorareaal van 1988 (Tabel 1). In dit geval wordt impliciet aangenomen dat de voor de schorrand belangrijke omgevingsvariabelen niet zodanig wijzigen dat daardoor de snelheid van erosie of aangroei wordt beïnvloed. Voor het schor van Waarde wordt een hogere erosiesnelheid aanbevolen (0,6 ha/j in plaats van 0,3 ha/j) omdat dit schor sinds 1988, dus na de laatste luchtfoto-opname, versterkt is gaan eroderen. Voorgesteld wordt om de veranderingen van het schorareaal in het DSS weer te geven door deze over de gehele schorrand evenredig uit te spreiden.

correcties op de trend (optioneel)

Voor het DSS kan het wenselijk zijn om de erosie- of aangroei-trend te corrigeren om daarmee effecten weer te kunnen geven van ingrepen. Het inzicht om op lokale schaal de schorontwikkelingen te voorspellen is beperkt. Daarom wordt voorgesteld om op een pragmatische wijze een relatie te leggen met belangrijkste omgevingsvariabelen: de gemiddelde hoogte van de hoge platen, het gemiddeld hoogwaterniveau (MHW) en de maximale stroomsnelheid in de geul. Deze variabelen kunnen worden berekend door de Estmorf en IMPLIC modellen.

Op basis van veldwaarnemingen zouden lineaire relaties kunnen worden opgesteld tussen de schorontwikkeling en de omgevingsvariabelen. Deze relaties zijn echter zodanig grof dat voorgesteld wordt om een correctie op de schorontwikkeling te relateren aan de overschrijding van drempelwaarden. Hierbij kan de schorerrosie of -groei van een schor met 50% of 200% aangepast kunnen worden als de omgevingsvariabele de drempelwaarde heeft overschreden. De hoogte van die drempelwaarde, en daarmee de kans dat deze wordt overschreden, geeft aan hoe belangrijk deze parameter wordt geacht voor de mate van schorerrosie of -groei (zie Tabel 2). Met nadruk wordt gewezen op het voorbarige karakter van deze tabel.

Tabel 2. Correctie van de erosie- of aangroei-snelheid (ha/jaar) voor veranderingen van de omgevingsvariabelen bij overschrijding van drempelwaarden; gemiddelde hoogte hooggelegen plaat (slik), gemiddeld hoogwater (MHW) en de maximale stroomsnelheid in de nabije geul.

erosie snelheid	50%	200%
accretie snelheid (tov 1977-1989)	200%	50%
gemiddelde hoogte plaat	ophoging > 0,20 m	verlaging > 0,20 m
gemiddeld hoogwater	verlaging > 0,10 m	verhoging > 0,10 m
max. stroomsnelheid	afname > 20%	toename > 20%

Voorbeeld:

Het Zuidgors met een totaal areaal van 58 ha in 1988 erodeert met 0,35 ha/jaar. Als in 1996 de hoge plaat sinds 1988 met meer dan 0,2 m is opgehoogd dan neemt de jaarlijkse erosiesnelheid af met 50% tot 0,18 ha/jaar. In het jaar 2000 is het MHW met meer dan 0,1 m gestegen ten opzichte van de beginsituatie in 1988 en de schorerrosie neemt toe met 200% tot het oude niveau van 0,35 ha/jaar. De jaarlijkse erosiesnelheid neemt verder toe tot 0,7 ha/jaar nadat in 2010 de hoge plaat ten opzichte van het niveau van 1996 (!) met meer dan 0,2 m is verlaagd. Het schorareaal is daarmee afgenomen van 58 ha in 1988 tot $[58 - ((8 \cdot 0,35) + (4 \cdot 0,18) + (10 \cdot 0,35) + (10 \cdot 0,7))]$ 46,1 ha in 2020.

Er kunnen al direct een aantal praktische kanttekeningen bij deze tabel worden geplaatst. Zo moet een oplossing worden gevonden als 2 of zelfs 3 drempelwaarden worden overschreden binnen één (reken)stap. Een nadeel van deze methode is ook dat een eroderend schor altijd zal blijven eroderen en vice versa.

conclusies

Een pragmatische wijze om de schorontwikkeling voor de komende 25 jaar te voorspellen is uit te gaan van de huidige ontwikkeling, ofwel het schorareaal anno 1990 en de mate van erosie of aangroei in de periode 1977-1989. Met enige kunstgrepen is het mogelijk om daarnaast het effect te simuleren van veranderingen van de belangrijk veronderstelde omgevingsvariabelen: de gemiddelde hoogte van de hoge platen, het gemiddeld hoogwaterniveau (MHW) en de maximale stroomsnelheid in de geul.

referenties

- Duel, H., en Marchand, M., 1995. LWI-Westerschelde. Stappenplan Ecologische effectvoorspelling. Notitie LWI-SE05.
- Houtenkamer, N.L., 1991. Inventarisatie erosieproblematiek van de schorren in de Westerschelde. Rapport GEOPRO 1991.024.
- Tank, F., 1994. Inventarisatie van een aantal schorren in de Westerschelde in de loop van de twintigste eeuw en de relatie tussen de ontwikkeling van schorrand en slik. Stagerapport Universiteit Utrecht/RIKZ.
- Van der Meulen, A., en Schoor, M.M., 1988. Erosie en sedimentatie aan de schor-slikovergangen in de Westerschelde. Studierapport Westerscheldebestudies no. 15.

Appendix V Dynamiek van platen

Aan
LWI-Westerschelde

Van
drs C. Storm en drs S. Huijs

Datum
22 mei 1995

Nummer
RIKZ/OS-95.813X

Onderwerp
Dynamiek Westerschelde voor het
Decision Support Systeem Westerschelde

Doorkiesnummer
0118072280

Bijlage(n)
geen

Project
Land Water Impuls Westerschelde

inleiding

In het kader van het project "Land Water Impuls" wordt een Decision Support Systeem (DSS) gemaakt voor de Westerschelde. Dit DSS wordt zoveel mogelijk gevoed met actuele gegevens en inzichten zoals aangegeven in het Stappenplan Ecologische effectvoorspelling (Duel en Marchand, 1995).

Het DSS heeft informatie nodig omtrent de dynamiek van een bepaald gebied. Dynamiek is hier gedefiniëerd als de mate van stabiliteit van het voor de ecologie relevante bovenste deel van de bodem. Uit recent veldonderzoek blijkt dat dit een belangrijke fysische parameter is voor zowel het macrophytobenthos als het macrzoobenthos. De stabiliteit van het substraat zou dan kunnen worden uitgedrukt als een soort verblijftijd; de gemiddelde tijd die nodig is om het bovenste deel van de bodem om te werken.

Deze verblijftijd is voor de Westerschelde nog niet beschikbaar. Wel kan aan de hand van het voorkomen van megaribbels (duinen) al een belangrijk onderscheid worden gemaakt tussen relatief hoog- en laag-dynamische gebieden op termijnen van weken tot maanden. De informatie in deze notitie is verzameld binnen het Rijkswaterstaat project Oostwest.

werkwijze intergetijdegebied

Van het intergetijdegebied van de Westerschelde zijn voor verschillende jaargangen sinds 1935 geomorfologische luchtfotoïnterpretaties uitgevoerd (Huijs, 1995). Het intergetijdegebied is hierbij onderverdeeld in een aantal geomorfologische habitats, met op het hoogste niveau het onderscheid tussen vlakke gebieden (P1) en gebieden met mega-ribbels (P2). De ligging van deze gebieden kan niet vanuit de hydrodynamica worden voorspeld. Wel is duidelijk dat de laag-dynamische habitats voornamelijk op de hogere delen van het intergetijdegebied voorkomen, en de hoog-dynamische habitats juist in het lagere deel goed vertegenwoordigd zijn. De aanwezigheid van megaribbels is positief gecorreleerd met de stroomsnelheid. In het lagere deel van het intergetijdegebied wordt de kritische stroomsnelheid voor

zandtransport gedurende langere tijd en in sterkere mate overschreden dan hoog in het intergetijdegebied.

Binnen het DSS Westerschelde moet het mogelijk zijn om een voorspelling te maken van de effecten van morfologische veranderingen bijvoorbeeld als het gevolg van ingrepen. Daarom is ten aanzien van het voorkomen van megaribbels, als maat voor de dynamiek, gezocht naar een empirisch verband met de hoogte ten opzichte van NAP.

resultaten intergetijdegebied

Om een indruk te krijgen van de significantie van de relatie tussen het voorkomen van megaribbels en de hoogte ten opzichte van NAP, zijn drie jaargangen onderzocht; 1955/59, 1977 en 1987/89. Daarnaast is gekeken in hoeverre dit verband binnen de Westerschelde varieert, en wel voor het westelijk, midden en oostelijk deel van de Westerschelde. Voor de begrenzingen van deze gebieden wordt verwezen naar Fig. 4.

In Fig. 1 a t/m c zijn de correlaties voor de verschillende gebieden uitgezet per jaargang. De regressielijnen vertonen een redelijke overeenkomst, maar de fit varieert nogal en is met name slecht voor 1959 (zie ook Tabel 1). Dit is het gevolg van de grote range in het percentage laagdynamische plaatdelen over het lage deel van het intergetijdegebied. Het middendeel is relatief hoogdynamisch, ten gevolge van de grote versnedenheid (groter geulaktiviteit) van het plaatgebied. Het oostelijk deel bestaat uit twee hoge platen die relatief laagdynamisch zijn. In de loop van de tijd ontwikkelen deze deelgebieden zich zodanig dat beter wordt voldaan aan de algemene relatie tussen hoogte en dynamiek.

In Fig. 2 a t/m c zijn de correlaties voor de verschillende jaargangen uitgezet per deelgebied. De regressielijnen vertonen ook nu weer een redelijke overeenkomst. De fit voor het westelijk deel is zeer goed, voor het midden en oostelijk deel daarentegen matig (zie ook Tabel 1). Hieruit blijkt dat niet alleen de hoogteligging bepalend is voor de verhouding hoog- en laagdynamische delen. Tussen 1965 en 1977 krijgt het oostelijk deel een meer hoogdynamisch karakter ten gevolge van geulmigratie (plaatverlaging) en toename van de energiecondities onder invloed van de verdieping. Het aandeel megaribbels neemt hierdoor hoger in het profiel toe. In het middendeel neemt als gevolg van morfologische veranderingen de geulaktiviteit af. Hierdoor ontstaat de mogelijkheid tot areaaluitbreiding en plaatophoging waardoor het aandeel laagdynamische delen toeneemt.

Aan de hand van de regressies met betrekking tot sub-populaties is geconcludeerd dat er een redelijk overeenkomstig verband bestaat tussen aanwezigheid van megaribbels en hoogte tov NAP. Dit geldt zowel over de verschillende deelgebieden als wel over de drie geanalyseerde jaargangen. Daarom is besloten dat er voldoende redenen zijn om deze gegevens als één populatie te behandelen. Overigens zijn in het westelijk deel de Hooge Platen, de Hooge Springer en de Spijkerplaat niet in de analyse betrokken door het ontbreken van voldoende hoogtegegevens. Voor die delen waar wel voldoende gegevens van aanwezig zijn, worden slechts kleine afwijkingen aangetroffen ten opzichte van de regressie voor de gehele Westerschelde.

Als alle gegevens voor de hele Westerschelde en de gehele periode worden samengevoegd, dan ontstaat de regressie gepresenteerd in Fig. 3 met een goede fit. Deze goede fit is voornamelijk het gevolg van het feit dat ontwikkelingen in de dynamiek in het midden en oostelijk deel van de Westerschelde elkaar opheffen. Voorgesteld wordt om deze vergelijking te gebruiken om het aandeel hoog- en laagdynamische gebieden te voorspellen als een reactie op morfologische veranderingen.

Tabel 1. Resultaten van de verschillende lineaire regressies ($Y = aX + b$) tussen het percentage aan laagdynamische gebieden (Y) en de hoogte ten opzichte van NAP (X).

	a	b	r ²
deelgebied west	24.4	52.8	0.93
deelgebied midden	15.3	47.1	0.66
deelgebied oost	16.1	53.4	0.60
jaargang 1959	16.2	55.5	0.53
jaargang 1977	19.9	52.7	0.88
jaargang 1989	19.2	45.0	0.75
Westerschelde alle jaargangen	18.5	51.6	0.94

werkwijze geulen en ondiepwatergebied

Aan de hand van sonar-opnames is globaal bekend waar megaribbels in geulen voorkomen (Ruessink, 1991). De sonar-opnames zijn gevaren in zogenaamde tracks evenwijdig aan de geulas. Het is mogelijk gebleken om over een breedte van 25 m aan weerszijden van het schip bodemkenmerken vast te stellen. De opnames zijn beperkt tot het oostelijk deel van de Westerschelde. Er zijn echter geen redenen om aan te nemen dat het midden en westelijk een afwijkend patroon zullen vertonen.

resultaten geulen en ondiepwatergebied

Gebleken is op de geulbodem vrijwel overal mega-ribbels voorkomen. De klasse "vlak" (met ribbellengtes tot 5 m) is in vergelijking tot het intergetijdegebied sterk ondervertegenwoordigd. Vlakke gebieden in geulen zijn alleen waargenomen op drempels en langs steile randen van platen of slikken. Rondom de drempels is een karakteristieke opeenvolging van ribbelformen waargenomen: naar de drempels toe worden de ribbels langer en lager om op de drempels vaak helemaal te verdwijnen.

Langs de eroderende buitenbocht van het Zuidergat zijn duidelijk bodemribbels waarneembaar direct op een stabiel substraat. Dit zijn dagzomende resistente klei- en veenlagen. Ander afwijkend substraat wordt gevormd door de dijk- en oeverbeschermingen.

Het is niet waarschijnlijk dat de vlakke gebieden in geulen vergelijkbaar zijn met de laagdynamische gebieden op het intergetijdegebied. Deze gebieden lijken namelijk bij uitstek delen waar of a) sedimentatie overheerst zoals op gebaggerde drempels en langs niet stroomgeëxponeerde steile plaatranden of b) erosie optreedt als gevolg van geulmigraties langs stroomgeëxponeerde steile plaatranden. De relatief laag dynamische geuldelen zullen voornamelijk zijn gelegen in binnenbochten en in geulen of scharen waarvan de debieten sterk zijn afgenomen. Het is zeer de vraag of met de huidige modellen (Estmorf, Implic en Waqua) deze gebieden goed kunnen worden gekarteerd.

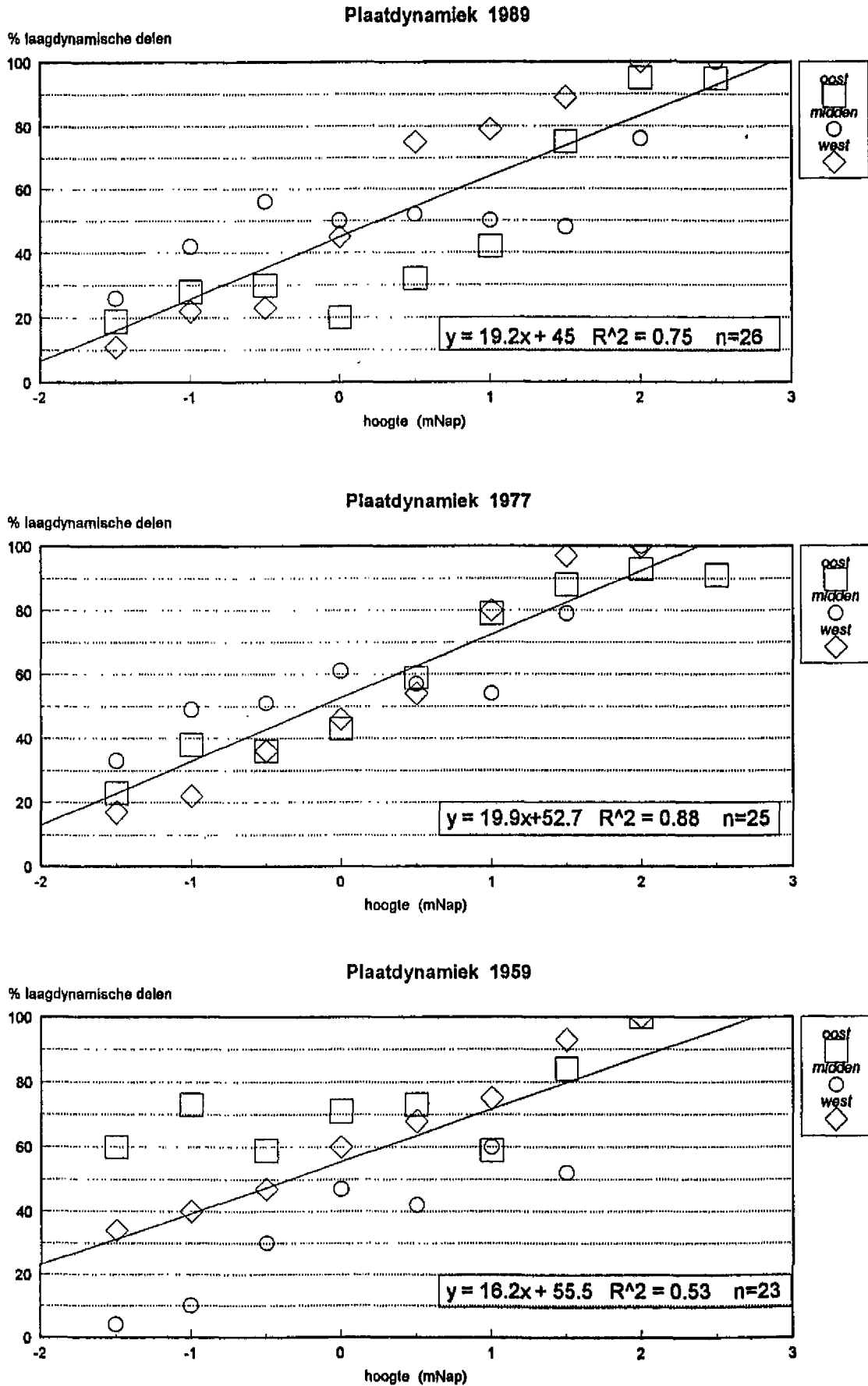
conclusies

Voor intergetijdegebied wordt aanbevolen om het aandeel hoog- en laagdynamische gebieden

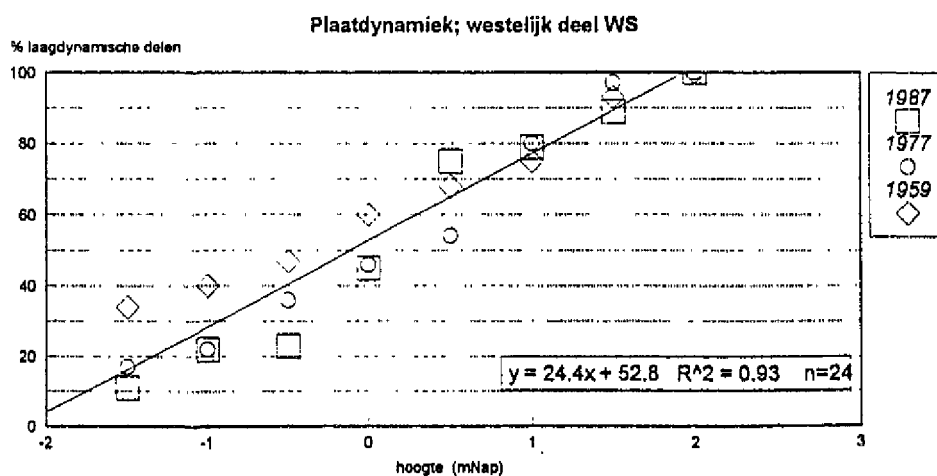
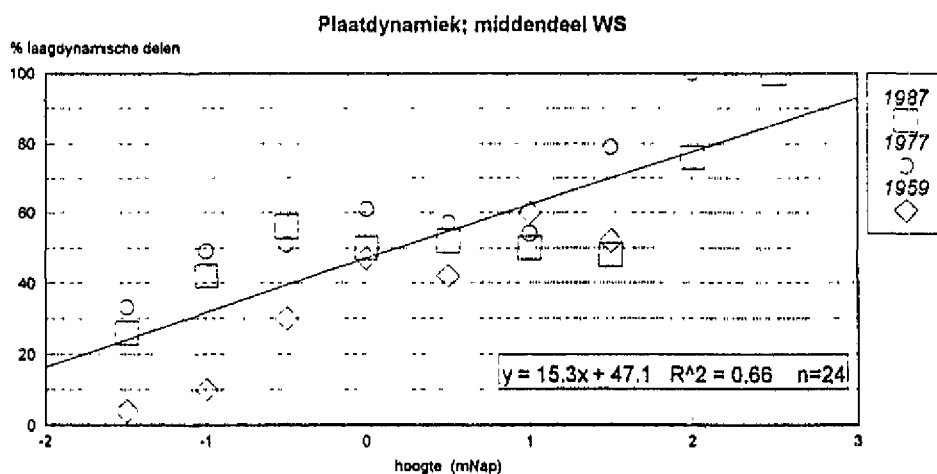
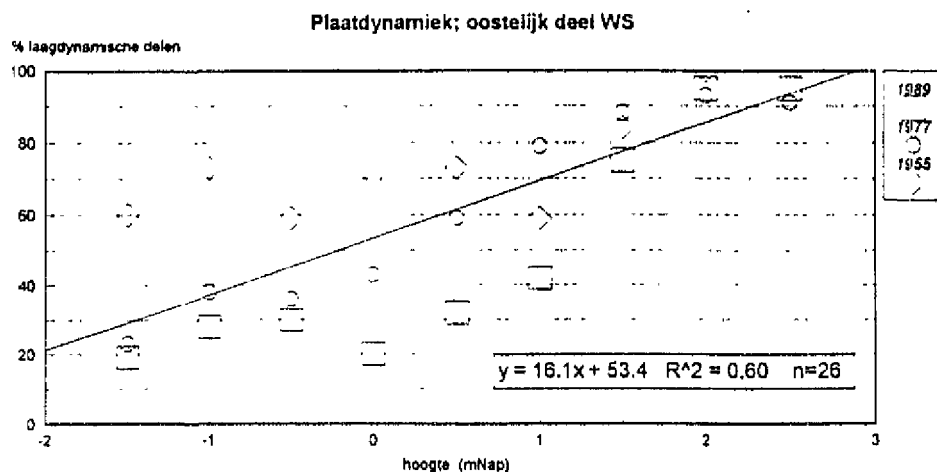
te voorspellen aan de hand van de regressie zoals bepaald voor de gehele Westerschelde en voor de gehele beschouwde periode. De relatief laag dynamische geuldelen zullen voornamelijk zijn gelegen in binnenbochten en in geulen of scharen waarvan de debieten sterk zijn afgenomen. Het is zeer de vraag of deze met de huidige modellen goed kunnen worden gekarteerd.

referenties

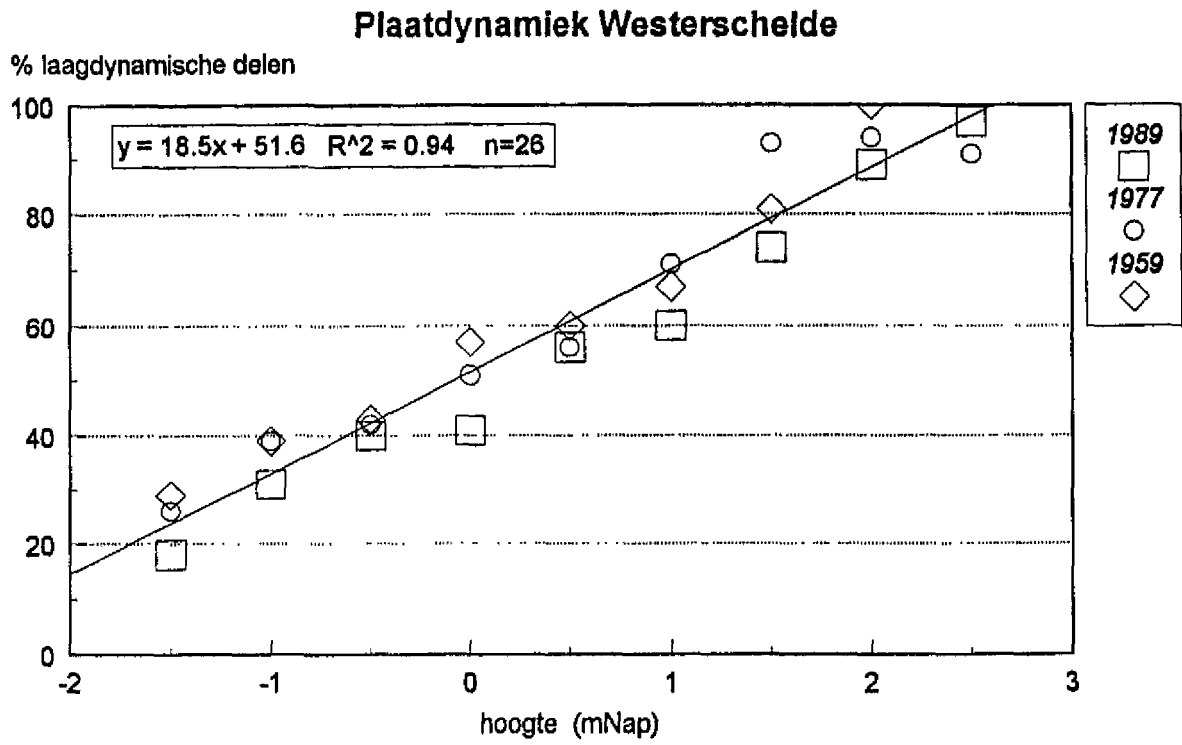
- Duel, H., en Marchand, M., 1995. LWI-Westerschelde. Stappenplan Ecologische effectvoorspelling. Notitie LWI-SE05.
- Huijs, S.W.E., 1995. Geomorfologische ontwikkelingen van het intergetijdegebied in de Westerschelde; 195-1989. Rapport IMAU R95-3 (Text en Appendix).
- Ruessink, G., 1991. De bodemmorfologie in de geulen van het oostelijk deel van de Westerschelde. DGW Stagerapport.



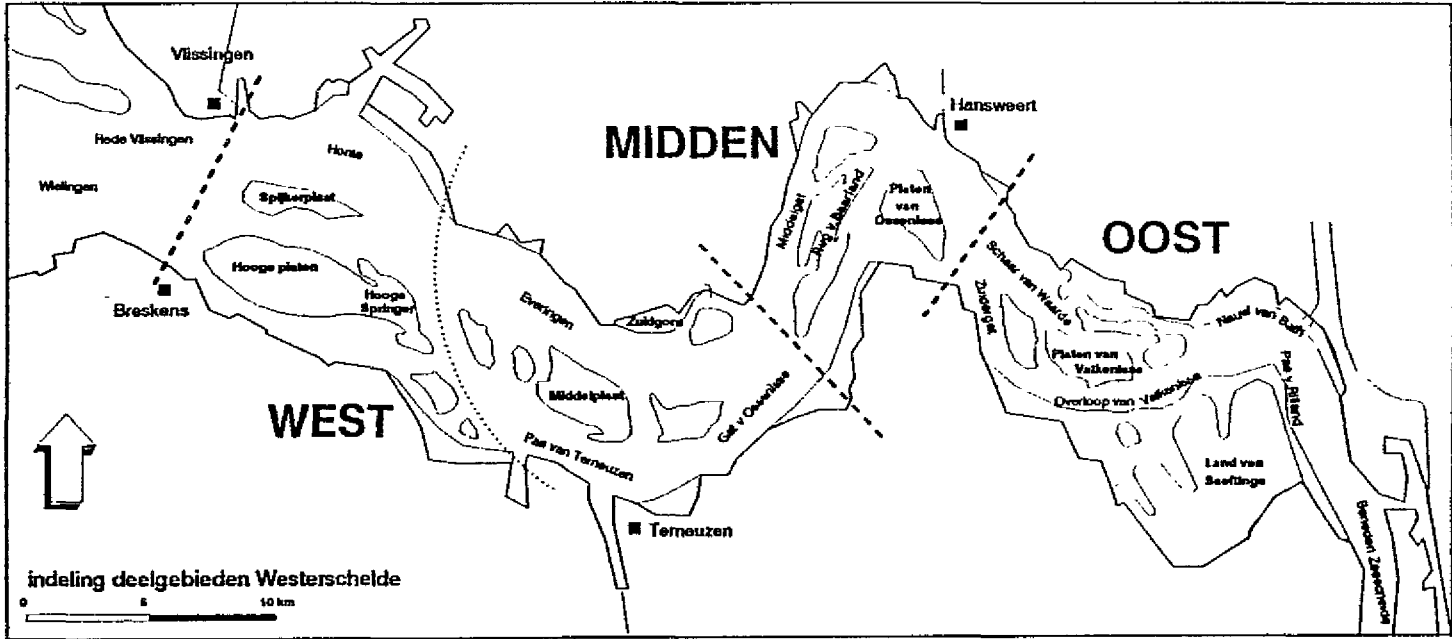
Figuur 1 De lineaire regressies van de plaatdynamiek versus hoogte ten opzichte van NAP voor de verschillende deelgebieden uitgezet per jaargang: a) plaatdynamiek 1989, b) plaatdynamiek 1977 en c) plaatdynamiek 1959.



Figuur 2 De lineaire regressies van de plaatdynamiek versus hoogte ten opzichte van NAP voor de verschillende jaargangen uitgezet per deelgebied: a) plaatdynamiek oostelijk deel, b) plaatdynamiek middendeel en c) plaatdynamiek westelijk deel.



Figuur 3 De lineaire regressie van de plaatdynamiek versus hoogte ten opzichte van NAP voor alle jaargangen en voor de gehele Westerschelde.



Figuur 4 De begrenzing van de deelgebieden en enkele topografische aanduidingen van platen en geulen in de Westerschelde.

Appendix VI Ecologische effectvoorspelling

Appendix VI Ecologische effectvoorspelling

1

LWI-Westerschelde: Ecologische analyse

Harm Duel en Marcel Marchand
Waterloopkundig Laboratorium
Delft
29 maart

1. Inleiding

In het kader van het Land-Water-Milieu-Informatietechnologie-programma (LWI) zijn binnen de Projectgroep Estuaria en Kusten een Pilotgroep Kusten en een Pilotgroep Estuaria geformeerd. De Pilotgroep Estuaria zal aan de hand van de case Westerschelde bijdragen aan de ontwikkeling van een DSS. Uitgangspunt hierbij is dat gestart wordt vanuit de vraagstukken waarmee beheerders van estuaria worden geconfronteerd. Voor de Westerschelde betreft dit de problematiek van de vaargeulverdieping.

De uitwerking van het onderzoek door de Pilotgroep Estuaria is verwoord in verschillende werkpakketten. In projectplan werkpakket 6: Schelde Verdieping - Ecologie zijn twee onderdelen onderscheiden:

- hydrodynamica-morfologie
- ecologie

De uitwerking van onderdeel Ecologie omvat de volgende stappen:

- (1) selectie van ecologische doelvariabelen
- (2) vaststellen ecologische optimumfuncties van geselecteerde doelvariabelen
- (3) inhoudelijke koppeling van hydrodynamische en morfologische modellen aan ecologische modellen
- (4) ecologische effectbepaling van een aantal ingreepsscenario's
- (5) toetsing uitkomsten
- (6) rapportage en informatie-overdracht

In deze notitie worden de eerste twee stappen nader toegelicht. De notitie is een discussiestuk voor de werkbijeenkomst van 30 maart a.s. die gericht is op het vaststellen van de ecologische doelvariabelen die in het kader van dit project worden uitgewerkt.

In deze notitie komen de volgende aspecten aan bod:

- een korte kenschets van de ecologische referentie en streefbeeld natuur van de Westerschelde
 - tbv. (a) het vaststellen van relevante ecologische doelvariabelen (onderdeel 1)
 - (b) het vaststellen van toetsingskader (onderdeel 5)
- een set van mogelijke doelvariabelen
- een uitwerking van de methodiek voor ecologische effectvoorspelling
- presentatievorm van resultaten.

2. Ecologische referentie en streefbeeld natuur

De Westerschelde is momenteel één van de weinige nog grotendeels intacte estuaria van West-Europa. Het estuariene deel van de Schelde heeft momenteel een oppervlakte van ongeveer 30.000 ha. De totale oppervlakte schor in de Westerschelde is ongeveer 2800 ha, terwijl het intergetijdegebied ongeveer 8200 ha groot is. Het brakwaterschor het Verdrongen van Saeftinge beslaat ongeveer 85% van de totale oppervlakte schor. De geulen in de Westerschelde zijn tot 55 meter diep. Het gemiddeld getijdeverschil is 3,85 m bij Vlissingen en 4,60 m bij Bath.

Veel karakteristieke soorten van estuaria zijn verdwenen of worden sterk bedreigd als gevolg van de watervervuiling. Het oostelijk deel van de Westerschelde is het meest verontreinigde getijdegebied van Nederland. Belangrijke verontreinigingen zijn cadmium, PCB's, PAK's en organotinverbindingen.

De baggeren gericht op het op diepte houden van de scheepvaartgeul is eveneens een groot ecologisch probleem. De baggerspecie mag vanwege de vervuilingsgraad niet op land worden geborgen en wordt daardoor elders in het watersysteem teruggebracht. Het rondpompen van het sediment wordt gezien als de belangrijkste oorzaak van het opslibben van geulen van Saeftinge en de platen van Valkenisse, terwijl elders schorren en slikken door erosie snel in omvang afnemen.

Om een beeld te verkrijgen van de ecologische potenties wordt een ecologische referentie beschreven. Dit is een natuurlijk estuarium waarin processen die de ecologische ontwikkelingen bepalen vrij spel hebben. De ecologische ontwikkelingen binnen de maatschappelijke randvoorwaarden wordt aangeduid als het natuurstreefbeeld. Hieronder volgt een globale beschrijving van het natuurlijk estuarium en het natuurstreefbeeld.

Natuurlijk estuarium

Estuaria zijn zeer dynamische ecosystemen. De ecologische ontwikkelingen worden gestuurd door hydro- en morfologische processen. Door deze processen ontstaan in estuaria, als overgang van rivier- en zee-ecosysteem, allerlei gradiëntmilieus, zoals in getijdebeweging, zoutgehalte, zwevende stofgehalte en bodemsamenstelling. Van zee naar rivier ontstaat er een gradiënt van marien ecosysteem met zandige bodems naar brak ecosysteem met kleiige bodems. De aanwezige gradiënten worden ook weerspiegeld in de soortensamenstelling van plankton, benthos en vegetaties op de schorren.

Het zoutgehalte is een belangrijke milieufactor voor het voorkomen, de verspreiding en de conditie van macrofauna en vissen in een estuarium. De soortenrijkdom qua macrofauna is het laagst in de brakke zone van het estuarium waar de fluctuaties in het zoutgehalte het grootst zijn vanwege het getij en de wisselende rivierafvoer. Het zoutgehalte is tevens van invloed op de vegetatie-ontwikkeling van een schor. De zeegrasvelden en de schorvegetaties oefenen een grote aantrekkingskracht uit op herbivore watervogels, die vooral in de wintermaanden in estuarie verblijven.

De ecologische waarde van ondiep water en intergetijdegebied wordt in belangrijke mate bepaald door de samenstelling en biomassa van de benthische macrofauna, hetgeen het stapelvoedsel vormt voor broedende, doortrekkende en overwinterende steltlopersoorten en voor bodemvissen. Het voorkomen van in en op de bodem levende invertebraten wordt in belangrijke mate bepaald door de aard van het sediment (hetgeen een weerspiegeling is van de hydrodynamiek).

Estuaría zijn zeer visrijke gebieden, vanwege de aanwezigheid van ondiepe beschutte gebieden met een groot voedselaanbod. Voor zeevissen, zoals Tong en Schol zijn estuaría belangrijke kraamkamergebieden, terwijl voor anadrome vissoorten die zoetwatergebieden nodig hebben om te kunnen paaieren, zijn estuaría van essentiële betekenis om naar de paaiengebieden te trekken.

De visrijkdom oefent een grote aantrekkingskracht uit op visetende vogels (o.a. sterns) en zoogdieren. Gewone Zeehonden, die prederen op platvissen, zijn karakteristiek voor estuaría. De omvang van de populatie is een indicatie voor de waterkwaliteit, de voedselbeschikbaarheid, de geomorfologie en de rust in estuaría.

Natuurstreefbeeld Schelde estuarium

Door RWS wordt momenteel een natuurstreefbeeld voor de Westerschelde opgesteld, dat deels is gebaseerd op de ecosysteemvisie Delta (Bisseling, 1994). Het RWS natuurstreefbeeld voor de Westerschelde is als uitgangspunt voor dit project genomen. Dit streefbeeld is als volgt geformuleerd:

"De Westerschelde vormt een nagenoeg natuurlijk estuarium. Hydro- en morfologische processen die de motor vormen van het ecosysteem hebben nagenoeg vrij spel. De functie van de Westerschelde als toegangsweg naar het Antwerpse havengebied is gewaarborgd door een grotere vaardiepte.

Door de werking van hydro- en morfodynamische processen ontstaat een gevarieerd en dynamisch getijdenlandschap, waarin alle voor een estuarium kenmerkende componenten voorkomen, zoals hoofd- en nevengeulen, platen, slikken en schorren. Behalve de van nature nog steeds aanwezige hoogdynamische gebieden zijn er ook laagdynamische platen en onderwatergebieden, waar steltlopers, garnalen en platvissen hun voedsel weghalen.

Het Verdrongen Land van Saeftinge heeft zijn ecologische waarde behouden. De processen van opbouw en afbraak houden elkaar in evenwicht. De Westerschelde is een zeer belangrijk broed- en overwinteringsgebied voor vele soorten watervogels. De natuurlijke visrijkdom van de Westerschelde is weer (voor een belangrijk deel) hersteld. Zo vervult de Westerschelde een kraamkamerfunctie voor zeevissen en is het estuarium paai- en kraamkamergebied voor anadrome trekvisen zoals fint en steur of fungeert als doortrekgebied voor anadrome trekvisen die in de midden- en bovenloop van rivieren paaieren. Van de visrijkdom profiteren visetende vogels (sterns, zaagbekken) en zoogdieren (zeehonden)".

3. Biologische doelvariabelen

In deze paragraaf komen de volgende onderwerpen aan de orde:

- criteria die kunnen worden gehanteerd voor de selectie van biologische doelvariabelen
- indeling van het estuarium in een aantal ecosystememonderdelen
- gros-lijst van karakteristieke soorten die voldoen aan voorgestelde criteria
- voorstel voor biologische doelvariabelen
- voorstel voor grootheden waarin de biologische doelvariabelen worden uitgedrukt

Criteria

Criteria voor selectie van biologische doelvariabelen:

- door soort is kenmerkend voor natuurstreefbeeld
- het voorkomen van de soort wordt beïnvloed door hydro- en morfodynamische processen
- de habitateisen van de soort ten aanzien van habitatfactoren die worden beïnvloed door hydro- en morfodynamiek kunnen worden gekwantificeerd waardoor ingreep-effectvoorspelling mogelijk wordt
- alle onderscheiden ecosystememonderdelen van het estuarium zijn vertegenwoordigd door doelvariabelen

Indeling habitattypen

De biologische doelvariabelen worden in bepaalde delen van het estuarium-ecosysteem aangetroffen. Om compleet beeld van de ecologische effecten van ingrepen en maatregelen in het Westerschelde-systeem te verkrijgen is als selectie criterium opgenomen dat de totale set van biologische doelvariabelen het totale ecosysteem vertegenwoordigd.

Op basis van het zoutgehalte is een tweedeling van de Westerschelde gemaakt:

- het zoutwater-estuarium
- het brakwater-estuarium

Beide systemen zijn nader onderverdeeld op basis van hydrologische en morfologische karakteristieken. Deze ecosysteme-eenheden worden aangeduid als habitats (habitat is hierbij gebruikt in de ruime betekenis).

Habitattypen:

- geulen en geulbodems
- ondiep water, laag-dynamisch
- ondiep water, hoog-dynamisch
- laaggelegen platen, laag-dynamisch
- laaggelegen platen, hoog-dynamisch

globale zonering en kenmerken:

<-5 m NAP
 hoge stroomsnelheden, zandige bodems
 tussen -5 m NAP en MLW
 lage stroomsnelheden, slibrijke bodems
 tussen -5 m NAP en MLW
 hoge stroomsnelheden, zandige bodems
 tussen MLW en MSL
 lage stroomsnelheden, slibrijke bodems
 tussen MLW en MSL
 hoge stroomsnelheden, slibarme

bodems

- hooggelegen platen, laag-dynamisch tussen MSL en MHW
lage stroomsnelheden, slibrijk
- hooggelegen platen, hoog-dynamisch tussen MSL en MHW
hoge stroomsnelheden, zandige bodems
- slikken, laag dynamisch tussen MLW en MHW
lage stroomsnelheden, slibrijk
- slikken, hoog dynamisch tussen MLW en MHW
- laaggelegen schorren >MHW, bodemvorming
- hooggelegen schorren >MHW, bodemvorming

Gros-lijst karakteristieke soorten

Een eerste selectie van mogelijke biologische doelvariabelen is gemaakt. Uitgangspunt is de lijst met doelsoorten voor de Westerschelde die in kader van WSV is opgesteld (Luiten en Van Buuren, 1994). WSV-soorten die geen duidelijke relatie hebben met hydrologische en morfologische factoren zijn niet opgenomen op de lijst. Deze soorten hebben vooral een indicatie-waarde voor de water- en waterbodemkwaliteit. Hoewel dit ecologisch gezien zeer belangrijk is, is de waterkwaliteit geen onderwerp van deze studie. Chloridegehalte wordt wel meegenomen, omdat deze factor van invloed is op het ruimtelijk verspreidingspatroon van de doelvariabelen.

flora

- | | |
|---|--|
| Kweldergras (<i>Puccinellia maritima</i>) | hooggelegen zoutwaterschor |
| Zeeaster (<i>Aster tripolium</i>) | zoutwaterschor |
| Zeebies (<i>Scirpus maritimus</i>) | brakwaterschor en -platen |
| Zeegras (<i>Zostera noltii</i> en <i>Z. marina</i>) | ondiep brak- en zoutwater, platen en
slikken |
| Zeekraal (<i>Salicornia europea</i>) | laaggelegen zoutwaterschor,
hooggelegen platen en slikken |

macrofauna

in ondiep water en intergetijde

- | | |
|--|---|
| Aasgarnaal (<i>Neomys integer</i>) | brakwater, slibbodems |
| Draadworm (<i>Heteromastus filiformis</i>) | brak- en zoutwater, slibrijke
zandbodems |
| Gewone Garnaal (<i>Crangon crangon</i>) | brak- en zoutwater, zandbodems al dan
niet slibrijk |
| Kniksprietkreeft (<i>Bathyporia sp.</i>) | brak- en zoutwater, zandbodems |
| Kokkel (<i>Cerastoderma edule</i>) | zoutwater, zandige bodems al dan niet
slibrijk |
| Mossel (<i>Mytilus edulis</i>) | zoutwater, slibrijke zandbodems |
| Nonnetje (<i>Macona balthica</i>) | zoutwater, slibrijke zandbodems |
| Platte Slijkgaper (<i>Scrobicularia plana</i>) | zoutwater, slibbodems |
| Slijkgarnaal (<i>Corophium volutator</i>) | brak- en zoutwater, slibrijke
zandbodems en slibbodems |
| Strandgaper (<i>Mya arenaria</i>) | zoutwater, slibrijke zandbodems |
| Strandkrab (<i>Carcinus maenus</i>) | |
| Wadpier (<i>Arenicola marina</i>) | brak- en zoutwater, zandbodems al dan
niet slibrijk |
| Wadslakje (<i>Hydrobia ulvae</i>) | zoutwater, slibrijke zandbodems |

Zeeduizendpoot (<i>Nereis diversicolor</i>)	brak- en zoutwater, slibrijke zandbodems
vissen	
Bot (<i>Platichthys flesus</i>)	kraamkamer, geulen en platen
Brakwatergrondel (<i>Gobius microps</i>)	habitat, geulen en platen
Fint (<i>Alosa fallax</i>)	trekvis, paaigebied en kraamkamer, geulen
Spiering (<i>Osmerus eperlanus</i>)	trekvis, geulen
Tong (<i>Solea solea</i>)	kraamkamer, geulen, slibrijke zandbodems
vogels	
Bergeend (<i>Tadorna tadorna</i>)	broedvogel, ruigebied, overwintelaar; broedvogel van zandige terreinen;
Bonte Strandloper (<i>Calidras alpina</i>)	overwintelaar; foerageergebied: slikplaten; voedsel: vnl. borstelwormen zoals zeeduizendpoot en zeepier en kreeftachtigen
Grauwe Gans (<i>Anser anser</i>)	overwintelaar; voedselgebied: platen en schorren; voedsel: zeebies
Grote Stern (<i>Sterna scanvincensis</i>)	broedvogel van onbegroeide zandstranden in kustgebied; viseter; kleine mariene vissen: vnl. jonge Smelt, Haring en zandspiering
Kluut (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	broedvogel en overwintelaar; broedvogel van onbegroeide stranden; foerageergebied: slikplaten; voedsel: zeeduizend-poot en slijkarnaal
Rotgans (<i>Branta bernicla</i>)	overwintelaar; foerageergebied: ondiep water en intergetijde; voedsel: zee gras, zeesla en darmwier
Scholekster (<i>Haematopus ostralegus</i>)	broedvogel en overwintelaar; broedvogel van kale bodems; foerageergebied: slibrijke zandplaten; voedsel zomer: zeepier en zeeduizendpoot; voedsel winter: kokkel, mossel en nonnetje
Smient (<i>Anas penelope</i>)	overwintelaar; foerageergebied: schorren; voedsel: schorvegetatie
Strandplevier (<i>Charadrius alexandrinus</i>)	broedvogel en overwintelaar; broedvogel van zandstranden; voedsel: wormen
Visdief (<i>Sterna hirundo</i>)	broedvogel; broedvogel van stranden; viseter: vnl. brakwatergrondels
zoogdieren	
Bruinvis	viseter; geulen
Gewone Zeehond	viseter: vnl. platvis; geulen (voedsel) en hooggelegen platen (rust)

Ecologische evaluatiecriteria

Voor het evalueren van de ecologische effecten van ingrepen in het estuarium is het noodzakelijk het gebruik van de doelvariabelen nader te preciseren. Het evalueren van de effecten dient op een zo objectief mogelijke wijze plaats te vinden. Dit pleit voor het laten zien van alle mogelijke veranderingen in de componenten (zoals habitats en doelsoorten) van het ecosysteem. In de praktijk leidt dit echter tot problemen, alleen al vanwege het grote aantal van de doelsoorten, die ieder afzonderlijk bekeken (en geëvalueerd) zouden moeten worden. Het streven is derhalve om tot een zekere aggregatie van ecologische gegevens te komen, welke als het ware in één oogopslag de staat van het systeem weergeeft. In de WSV wordt hiervoor onder andere de AMOEBE presentatietechniek gebruikt.

Onafhankelijk van de uiteindelijk te kiezen presentatievorm is het dus noodzakelijk om op een beargumenteerde wijze het aantal mogelijke doelvariabelen te reduceren tot een hanteerbare deelverzameling. Hieronder wordt een eerste aanzet voor deze procedure gegeven.

Milieutypen

Het weergeven van veranderingen in absolute oppervlak en de verdeling (procentueel dan wel ruimtelijk) van de onderscheiden milieutypen of habitats is van directe betekenis voor de ecologische evaluatie. Met deze informatie is een beoordeling mogelijk in termen van ecologische kwaliteit van het systeem. Hiervoor kunnen twee criteria gebruikt worden:

- mate van afwijking van het streefbeeld
- verandering in habitat diversiteit en 'evenness'.

Daarnaast kan de informatie gebruikt worden als basis voor voorspellingen voor veranderingen in andere doelvariabelen.

Macrofauna

Van de voorgestelde 14 doelvariabelen voor de macrofauna worden 5 soorten voorgesteld welke in de uiteindelijke evaluatie een rol gaan spelen. Deze zijn geselecteerd op grond van hun grote belang in het estuarium ecosysteem en vanwege de grote ('maatschappelijke') herkenbaarheid. Er is op gelet dat er in ieder geval van de verschillende ecologisch belangrijke groepen (detritus feeders, deposit feeders en filter feeders) kenmerkende representanten aanwezig zijn. Deze soorten zijn:

- | | |
|------------------|--------------------------------|
| - Gewone Garmaal | (detritus feeder) |
| - Kokkel | (filter feeder) |
| - Mossel | (filter feeder) |
| - Wadpier | (deposit feeder) |
| - Zeeduizendpoot | (filter feeder/deposit feeder) |

De kwantificering kan plaats vinden door het via een habitat evaluatie techniek bepalen van veranderingen in:

- (potentiële) dichtheden
- (potentiële) totale biomassa
- de ruimtelijke verspreiding van geschikte habitatkwaliteit

Vissen

De functie van de Westerschelde voor de vissen is verschillend. Voor sommige soorten fungeert de Westerschelde als kraamkamer, voor andere als leefhabitat en doortrekgebied en voor weer andere als paaihabitat. De volgende soorten zijn gekozen als representant en kenmerkend voor die verschillende functies:

- Tong en Bot (kraamkamer)
- Brakwatergrondel (leefhabitat)
- Fint (paaihabitat)

De kwantificering van de effecten vindt plaats door het bepalen van de toe- of afname van (potentieel) geschikt habitat.

Vogels

Van de vele vogelsoorten die gebruik maken van de Westerschelde is een indeling te maken op grond van het type gebruik. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in foerageerbehoefte (benthoseters (steltlopers), viseters en herbivoren) en broedvogels/overwinteraars. De volgende soorten zijn gekozen:

- Scholekster (broedvogel en overwinteraar, benthoseter)
- Grote Stern (broedvogel en viseter)
- Grauwe Gans (overwinteraar en herbivoor)

Van deze soorten komen de Scholekster en Grauwe Gans in de wintermaanden in dusdanige aantallen voor dat zij de 1% norm van Ramsar overschrijden.

De wijze waarop de draagkracht van de Westerschelde voor deze soorten wordt bepaald is verschillend. Deze hangt immers af van verschillen in foerageergedrag. Voor de Scholekster wordt de volgende methodiek voorgestaan: uitgaande van de voedselbehoefte van de soorten wordt per habitatype een gemiddelde biomassa per eenheid oppervlak vastgesteld. Bijvoorbeeld Zeeduizendpoten komen in hogere dichtheden (en dus biomassa) voor in slibrijke zandbodems dan in slibarme zandbodems en zijn nagenoeg afwezig in diepe geulen. Vervolgens is de feitelijke beschikbaarheid van de biomassa voor de vogels van belang. Hierbij is de inundatiefrequentie van belang voor de netto foerageertijd van de vogels. Wanneer we de biomassa per hectare van ieder habitatype vermenigvuldigen met het habitatooppervlak en dit corrigeren voor de emersieduur is een benadering mogelijk van het totale (potentiële) voedselaanbod voor de Scholekster en dus van de (potentiële) Scholekster-aantallen. Ook kan een onderscheid gemaakt worden tussen de draagkracht in de zomer en in de winter, aangezien het voedsel van de Scholekster over de seizoenen varieert (in de zomer vooral wormen en Zeeduizendpoot en in de winter vooral Kokkels en andere tweekleppigen).

Voor de Grote Stern als viseter wordt een direct verband verondersteld tussen de potentiële populatieomvang en de hoeveelheid visbiomassa. De broedgebiedfunctie van de Westerschelde wordt uitgedrukt in oppervlak geschikt broedhabitat (onbegroeide delen van schorren).

Voor de Grauwe Gans is de oppervlakte laag en hoog schor gecombineerd met de saliniteit een maat voor de hoeveelheid geschikt foerageergebied. Immers het voorkomen van Zeebies wordt voor een belangrijk deel bepaald door de beschikbaarheid van voldoende vestigingsplaatsen (op de schorren) en de mate van saliniteit van het water.

Zoogdieren

Zoogdieren zoals de Gewone Zeehond spreken zeer tot de verbeelding. Een verband tussen de veranderingen in morfologie en de geschiktheid van het estuarium is uiteraard aanwezig. Ze hebben voldoende platen nodig verspreid over de Westerschelde om tussen het voedsel zoeken door uit te rusten. Beperkend is deze factor op dit moment niet. De afwezigheid van de Zeehond is op dit moment vooral te verklaren uit de slechte waterkwaliteit. Slechts wanneer de morfologie zeer sterk zou veranderen (m.a.w. als het oppervlak hoge platen zeer sterk zou reduceren) zou dit de (her)vestiging van de Zeehond in de weg kunnen staan.

4. Methodieken voor ecologische effectvoorspelling

Ecologische amplitude en optimum

De ecologische effectvoorspelling is gerelateerd aan habitats en soorten. De milieuomstandigheden van een lokatie te vergelijken met de eisen die een soort aan het habitat stelt kunnen effecten van maatregelen inzichtelijk worden gemaakt. Door een dergelijke analyse alleen voor lokaties te verrichten die tot het habitat een soort kunnen worden gerekend, kan een gerichte habitatanalyse worden uitgevoerd.

De basis voor de voorspelling van effecten op soorten wordt gevoerd door ecologische optimum-functies. Het ecologisch optimum van een plante- of diersoort voor een bepaalde milieufactor, is de waarde van de milieufactor waarbij de soort in maximale dichtheden/biomassa voorkomt ofwel de grootste kans op voorkomen heeft. De waarden van de milieufactoren waarbij de soort nog in kleine aantallen kan worden aangetroffen of de kans van voorkomen klein is, zijn de grenswaarden. De breedte van het traject van een milieufactor waarover een soort in veldsituaties kan voorkomen is de ecologische amplitude. De ecologische amplitude is een maat voor de tolerantie van een soort voor een milieufactor. Het ecologisch optimum ("de veldsituatie") kan evenwel duidelijk verschillen met het fysiologisch optimum ("de lab-situatie") als gevolg van concurrentie en andere ecosysteemrelaties.

De ecologische optimum-functies worden opgesteld voor individuele soorten. Er zijn verschillende technieken om dergelijke functies te genereren:

- (a) Op basis van een uitgebreid dataset over milieugegevens en het voorkomen van een soort (presentie: aanwezig/afwezig) kan voor milieufactoren die relevant zijn voor het voorkomen van de soort (de habitatfactoren) een frequentiediagram worden opgesteld. Vervolgens wordt een frequentie-curve gefit. Bij een dergelijke benadering blijft de invloed van milieufactoren op de abundantie/dichtheid onderbelicht omdat de methode gericht is op het bepalen van de kans op voorkomen.
- (b) Op basis van een uitgebreid dataset over milieugegevens en het voorkomen van een soort (abundantie) wordt met deterministische en regressie-analyse technieken optimum-functies opgesteld. Belangrijk nadeel van de methode is dat extrapolatie buiten de waarden van de dataset niet mogelijk is.
- (c) Op basis van literatuur en met behulp van experts worden optimum-functies beschreven. Belangrijk nadeel is dat de relaties niet of matig onderbouwd kunnen worden met kwantitatieve data.

Methodieken

Er is een groot scala aan methodieken voor ecologische effectvoorspelling (zie Schobben e.a., 1992). Een aantal methoden wordt hieronder in het kort beschreven. De uiteindelijke keuze van de methode die in dit project wordt gehanteerd, is afhankelijk van:

- de koppelmogelijkheden met databestanden van hydro- en morfologische modellen
- de gewenste wijze waarop de effect-voorspelling moet plaats vinden
- de gewenste wijze waarop de resultaten van de effect-voorspelling moeten worden gepresenteerd.
- de mogelijkheden de resultaten in databestanden op te slaan.

EKOS

Dit is een modelinstrument volgens de Habitat Evaluatie Procedure (HEP). HEP is een methode waar met behulp van soortspecifieke habitatmodellen de kwaliteit van habitats voor en na een ingreep kan worden gekwantificeerd. Een habitatmodel bevat een verzameling ecologische optimum-functies van milieufactoren die voor het bepalen van de habitatkwaliteit voor de desbetreffende soort relevant zijn. De habitatkwaliteit wordt uitgedrukt in een index-waarde, waarbij de maximale waarde een optimaal habitat indiceert, dat wil zeggen dat de soort in maximale dichtheden kan voorkomen. De laagste index-waarde geeft een ongeschikt habitat aan. De range van index-waarden staat vast.

In EKOS kunnen modellen specifiek gericht op de effectvoorspelling van ingrepen die leiden tot veranderingen in hydrologische en morfologische factoren worden ontwikkeld of bestaande modellen worden aangepast. In de actuele versie van EKOS is importeren van databestanden of exporteren van HEP-berekeningen naar databestanden niet mogelijk, maar kan (zal?) in de toekomst wel worden gerealiseerd.

EKOS is door WL ontwikkeld in opdracht van RIZA en DWW.

PHABSIM

Dit is eveneens op HEP gebaseerde methode. PHABSIM richt zich op het bepalen van de habitatkwaliteit voor soorten aan de hand van hydro- en morfologische factoren. Er bestaat een directe koppeling tussen het hydrologisch-morfologisch model en de habitatmodellen. PHABSIM is alleen operationeel voor riviersystemen. Voor zover bekend is deze methode niet in Nederland toegepast.

GEM-W

De generieke ecologische evaluatie module watersystemen (GEM-W) is gericht op het bepalen van de kwaliteit van habitats voor geselecteerde soorten. GEM-W is specifiek ontwikkeld voor waterkwaliteitsanalyses. Waterkwaliteitsgegevens worden getoetst aan de hand van soortspecifieke criteria: de optimale range en de grenswaarden. GEM-W vertoont overeenkomsten met de HEP-methodiek, maar de habitatkwaliteit ten aanzien van waterkwaliteitsfactoren wordt uitgedrukt in de scores: optimaal, suboptimaal en ongeschikt.

Met GEM is communicatie tussen verschillende applicaties mogelijk, zowel voor de invoer van databestanden en als uitvoer naar databestanden (GIS).

GEM-W is door WL ontwikkeld in het kader van thema natuurontwikkeling.

RAM

Dit is een methode gericht op risico-analyse voor het mariene milieu. Evenals HEP is RAM een soortbenadering. Belangrijk verschil is evenwel dat RAM niet gerelateerd is aan habitats. RAM is gericht op het kwantificeren van ecologische risico's van verschillende functies voor kensoorten van het mariene milieu. RAM bestaat een soortspecifieke verzameling van functies die de relatie tussen blootstelling enerzijds en de reproductie en overleving anderzijds beschrijven. RAM kent per soort slechts twee uitkomsten, namelijk

- populatie-omvang neemt af
- populatie-omvang neemt toe

RAM is door TNO ontwikkeld in opdracht van RIKZ.

EHS

De Estuariene Habitat Simulatie (EHS) richt zich op het bepalen van de aanwezigheid van habitats voor soorten en levensgemeenschappen in estuariene milieus. Evenals GEM-W maakt EHS alleen onderscheid in optimaal, suboptimaal en ongeschikt. De methode is nog niet volledig ontwikkeld. Er is wel een koppeling voorzien met SOBEK/ESTMORF via een GIS.

2

LWI-Westerschelde: Stappenplan ecologische effectvoorspelling

Harm Duel en Marcel Marchand

Notitie LWI-SE05

7 april 1995

1. Inleiding

In het werkgroepoverleg van 30 maart (zie ook notitie LWI-SE04) is afgesproken een stappenplan uit te werken waarin de werkzaamheden voor de morfologische-ecologische analyse en de ecologische effectvoorspelling zijn beschreven. Deze notitie heeft betrekking op de ecologische effectvoorspelling.

Voordat het stappenplan wordt beschreven in hoofdstuk 4, wordt in de notitie eerst beschreven

- (a) welke informatie in het grid wordt opgeslagen
- (b) aan de hand van welke ecologische variabelen de ecologische effectvoorspelling zal plaats vinden en
- (c) op welke wijze de effecten zichtbaar kunnen worden gemaakt.

2. Het grid

Als basis voor de ecologische analyse is een regelmatig gridrooster van 60*60m gedefinieerd. Alle hydrologische, morfologische en ecologische data worden herleid tot informatie op ieder roosterpunt van dit grid.

De volgende data zijn gedefinieerd:

Naam toelichting	grootheid	eenheid	
- coördinaten	x en y	-	
- bodemhoogte	z	m	
- waterstanden	h_{iw}, h_{msl}, h_{hw}	m	
- maximale snelheden	V_{eb}, V_{vloed}	m/s	
- inundatie percentage	p_i	%	
- slibgehalte	m	klasse	
- ESTMORF type	Kt	klasse	
- golven	?	?	
- zoutgehalte	S	ppt	
- habitatype	H	klasse	
- verstoringsfactor	f	klasse	bijv. bagger en/stort en

Bodemhoogte

De initiële bodemhoogte wordt afgeleid van de bathymetrie, zoals die door RWS is aangeleverd. Na iedere morfologische tijdstap worden de veranderingen zoals die door ESTMORF worden berekend, vertaald naar een nieuwe bodemligging per roosterpunt. Hierbij wordt een subroutine gebruikt die rekening houdt met de ligging van ieder roosterpunt t.o.v. het ESTMORF profiel (dit betekent bijv. dat het ondiepste geulpunt met de minste aantal geul-buren als eerste verandert in een lage plaat en een nieuwe bodemligging krijgt).

Waterstanden

Met een IMPLIC berekening kan worden bepaald wat de waterstanden zijn bij de initiële toestand. Er wordt verondersteld dat de waterstanden binnen een vak hetzelfde is voor alle roosterpunten. Hiermee worden de waterstanden op ieder roosterpunt bepaald. Na iedere morfologische tijdstap worden opnieuw de waterstanden bepaald.

Maximale snelheden

Voor de stroomsnelheden zijn alleen gemiddelde waarden per tak uit IMPLIC bekend. De stroomsnelheid op ieder roosterpunt wordt verondersteld afhankelijk te zijn van de diepteverdeling binnen het vak. Voorlopig wordt een eenvoudige procedure gekozen: de snelheid is gelijk aan de uiterekende snelheid maal het inundatiepercentage.

Inundatiepercentage

Bij het berekenen van het inundatiepercentage wordt er uitgegaan van een geïdealiseerde getijkromme (een sinuscurve). M.b.v. een eenvoudige formule wordt dan de inundatiefrequentie bepaald als factor van de diepteligging en de heersende waterstanden.

Slibgehalte

Het slibgehalte wordt bepaald a.d.h.v. een eenvoudige hypothese dat het gehalte afhankelijk is van de gecombineerde stroming-golf actie. Er wordt gebruik gemaakt van een indeling in drie klassen (weinig tot geen slib, matig slibrijk en sterk slibrijk).

ESTMORF type

Elk ESTMORF vak bevat een vast aantal roosterpunten die geclassificeerd worden tot geul, lage plaat, hoge plaat, schor, land. Deze rangschikking gebeurt door twee opeenvolgende sorteringen: 1) sortering naar bodemhoogte. Hiermee is ook automatisch gesorteerd naar geul-laagplaat-hoogplaat-schor-land volgorde; 2) sortering naar aantal buurpunten van dezelfde type (het aantal kan variëren tussen 1 en 8). Veranderingen in het type volgen uit de ESTMORF berekeningen, m.u.v. de schorren. De verandering van schorren wordt niet gesimuleerd door ESTMORF, maar zal worden bepaald aan de hand van historische data. Vooralsnog wordt verondersteld dat de huidige trend van schorerosie zich in de toekomst zal voortzetten. De analyse zal worden uitgevoerd door Cees Storm van RIKZ.

Golven

p.m.

Zoutgehalte

Het zoutgehalte wordt voor ieder roosterpunt bepaald a.d.h.v. meetgegevens die toegeleverd worden door RWS. Het zoutgehalte wordt vooralsnog geacht niet te veranderen.

Habitattype

Het habitattype voor elk roosterpunt wordt bepaald a.d.h.v. de combinatie van grootheden bodemligging, slibgehalte, ESTMORF type en zoutgehalte. Voor wat betreft de dynamiek is het voorkomen van megaribbels bepalend. Deze kunnen echter niet rechtstreeks worden afgeleid d.m.v. een deterministische formule. Er is echter wel een statistisch verband tussen het voorkomen van megaribbels en de diepte: hoe dieper hoe groter de kans op megaribbels. De toewijzing van dynamiek aan ieder roosterpunt zal worden gebaseerd op 1) de huidige voorkomens en 2) het statistische verband.

Er zal een algoritme worden gebruikt om ervoor te zorgen dat de toewijzing van een habitattype deels afhankelijk gemaakt wordt van de toewijzing van de buurgridcellen. Dit om te voorkomen dat er een verbrokkeld beeld van habitats ontstaat. Op deze wijze wordt de ruis zoveel mogelijk weggenomen.

De volgende habitattypen zullen worden onderscheiden:

Habitattype	ESTMORF TYPE	diepte	dynamiek	slibgehalte
geulen en geulbodems	geul	< -5 m NAP	-	laag
ondiep water, laagdyn.	geul	tussen -5m en MLW	-	laag
ondiep water, hoogdyn.	geul	tussen -5m en MLW	megaribbels	laag
laaggelegen plaat, laagdyn, slibrijk	lage plaat	tussen MLW en MSL	-	hoog
laaggelegen plaat, laagdyn, slibarm	lage plaat	tussen MLW en MSL	-	laag
laaggelegen plaat, hoogdyn.	lage plaat	tussen MLW en MSL	megaribbels	laag
hooggelegen plaat, laagdyn, slibrijk	hoge plaat	tussen MSL en MHW	-	hoog
hooggelegen plaat, laagdyn, slibarm	hoge plaat	tussen MSL en MHW	-	laag
hooggelegen plaat, hoogdyn.	hoge plaat	tussen MSL en MHW	megaribbels	laag
schorren	schor	> MHW	-	-
kreken	schor	< MLW	-	-
hard substraat (sublitoraal)	geul	< MLW	-	-
hard substraat (litoraal)	hoge en lage plaat	tussen MLW en MHW	-	-

NB: 1) het voorkomen van hard substraat wordt direct afgelezen uit het actuele voorkomen.
2) voor alle habitats geldt dat zij vervolgens nog kunnen worden ingedeeld in zout of brak.

Verstoring

Er is een aparte entiteit 'Verstoring' opgenomen in het grid om permanente verstoringen t.g.v. menselijke ingrepen te kunnen meenemen in de ecologische effectenanalyse. Immers, wanneer op een bepaalde locatie regelmatig terugkerende baggeractiviteiten worden gepleegd, zal de macrofauna ontwikkeling duurzaam worden verstoord. Dit geldt bijv. ook voor regelmatige terugstortingen op dezelfde locatie.

3. Ecologische variabelen en kwantificeren van effecten

De ecologische effectvoorspelling van de vaargeulproblematiek in een estuarium wordt aan de hand van habitats en soort(groep)en uitgevoerd. In deze fase van het project vindt een voorbeeld-uitwerking van de ecologische effectvoorspelling plaats. Daarom wordt de effectvoorspelling uitgewerkt voor een zeer beperkt aantal soort(groep)en:

- zeegrasvegetaties
- bentische macrofauna
- platvissen (kraamkamerfunctie)
- brakwatergrondel (paaigebieden)
- steltloper (voedselgebieden)

Habitattypen

De wijze waarop de effecten van ingrepen op het voorkomen van habitattypen kan worden voorspeld is uitgewerkt in de beschrijving van het grid. De effecten worden uitgedrukt in:

- veranderingen in totaal areaal in de Westerschelde
- ruimtelijke verspreidingspatroon in het voorkomen van habitattypen

Zeegrasvegetaties

Vegetaties waarin zeegrassen de aspectbepalende soort zijn, zijn karakteristieke watervegetaties van brakke en zoute kustwateren en meren. In het kader van de Watersysteemverkenningen is Zeegras een doelsoort voor de Westerschelde (Luiten van Van Buuren, 1994).

De totale oppervlakte zeegras in de Westerschelde bedraagt hooguit enkele ha. De potentiële mogelijkheden voor ontwikkeling van zeegrasvegetaties worden Ten Brink en Colijn (1990) geschat op 100-400 ha. Ongeveer 50 jaar geleden bedroeg het zeegrasareaal in de Westerschelde ongeveer 100 ha (Ten Brink en Colijn, 1990).

De effecten van maatregelen op zeegrasvegetaties kunnen op verschillende manieren worden uitgedrukt:

- totale areaal (ha) voor de Westerschelde of delen daarvan (westelijk en oostelijk deel)
- totale biomassa (ton) voor de Westerschelde of delen daarvan
- ruimtelijk beeld van de standplaatskwaliteit (per rastercel)
- ruimtelijk beeld van de potentiële bedekkingsgraad (per rastercel)
- ruimtelijk beeld van de potentiële biomassa per ha (per rastercel)

De volgende factoren zijn van belang voor het voorkomen van zeegrasvegetaties:

- waterdiepte (in ondiep water)
- overspoelingsduur (in intergetijdegebied)
- substraat
- stroomsnelheid
- golfslag
- waterkwaliteit (doorzicht, eutrofiëgraad, toxische stoffen)

De ecologische effectvoorspelling voor zeegrasvegetaties vindt plaats aan de hand van ecologische optimum-curven volgens de HEP-benadering. De invloed van waterkwaliteit op de ontwikkeling van zeegrasvegetaties wordt in dit project buiten beschouwing gelaten.

Het grid levert gegevens over waterdiepte/overspoelingsduur (=gerelateerd aan hoogteligging ten opzichte van NAP), stroomsnelheid, slibgehalte, golfslag en actuele bodemtypes.

Niet uitgesloten is, dat de informatie uit het grid en de benodigde informatie voor de effectvoorspelling niet geheel op elkaar aansluiten. In dergelijke situaties worden voor de desbetreffende standplaatsfactoren afgeleide functies opgesteld.

Benthische macrofauna

De benthische macrofauna is een belangrijke voedselbron voor vissen en steltlopers. De gemiddelde biomassa aan benthische macrofauna is momenteel 45,4 g/m² in het westelijk deel van de Westerschelde en 11,1 g/m² in het oostelijk deel (Ysebaert e.a., 1993).

De effecten van maatregelen op benthische macro-fauna worden uitgedrukt in:

- totale biomassa (ton) voor de Westerschelde of delen ervan
- ruimtelijk beeld van de potentiële biomassa per ha (per rastercel)

De volgende factoren zijn van invloed op het voorkomen van benthische macrofauna (dichtheden, biomassa, soortensamenstelling):

- substraattipe
- slibgehalte bodems
- stroomsnelheid
- waterdiepte
- overspoelingsduur
- chloridegehalte
- waterkwaliteit (zuurstof, eutrofiëgraad, micro-verontreinigingen)

Nagegaan zal worden in hoeverre de biomassa aan benthische macrofauna via multivariate analysetechniek kan worden voorspeld aan de hand van de parameters slibgehalte, waterdiepte/overspoelingsduur (=hoogteligging) en zoutgehalte.

Alternatieve methode voor de multivariate-analysetechniek is de ecologische effectvoorspelling te relateren aan de onderscheiden habitattypen. Met behulp van de beschikbare datasets wordt per onderscheiden habitattipe de biomassa aan macrofauna bepaald (in g/m²). Het grid bevat informatie over het voorkomen van habitattypes.

De actuele voorkomen van bodemtypes is opgeslagen in het grid. Aangenomen wordt natuurlijk hard substraat (klei-veenbodems) niet zal verdwijnen als gevolg van erosie.

De invloed van waterkwaliteit op de biomassa-ontwikkeling van bentische macrofauna wordt in dit project buiten beschouwing gelaten.

Platvissen

Estuarla vervullen een belangrijke kraamkamerfunctie voor verschillende zeevissen, zoals voor platvissen (Tong, Bot e.d.). Bij hoogwater trekken de jonge platvissen de platen op, vanwege de het grote voedselaanbod.

De effecten van maatregelen op platvissen worden uitgedrukt in:

- veranderingen in het totale areaal kraamkamergebied voor plasvissen in de Westerschelde
- ruimtelijk beeld van het voorkomen van optimale en suboptimale kraamkamergebieden voor platvissen.

De volgende factoren zijn van invloed op het voorkomen en de kwaliteit van kraamkamergebieden voor platvissen:

- voedselbeschikbaarheid: biomassa plankton en macrofauna
- voedselbereikbaarheid: waterdiepte, overspoelingsduur platen en slikken
- voedselsamenstelling: chloridegehalte
- voedselkwaliteit: waterkwaliteit (zuurstof, eutrofiëgraad, microverontreinigingen) en bodemkwaliteit (micro-verontreinigingen)

De ecologische effectvoorspelling geschiedt aan de hand van ecologische optimumfuncties volgens de HEP-benadering. De voedselbeschikbaarheid is gerelateerd aan de onderscheiden habitattypes.

Het grid levert informatie over het voorkomen van habitattypes, waterdiepte/overspoelingsduur, chloridegehalte (is beschouwd als constante factor in de tijd, onafhankelijk van de veranderingen in de morfologie van het estuarium). Voedselkwaliteit is in het kader van dit project buiten beschouwing gelaten.

Brakwatergrondel

De brakwatergrondel behoort tot de groep standvissen van estuarla. De brakwatergrondel paait in krekken die in de schorgebieden zijn gelegen.

De effecten van maatregelen op brakwatergrondels worden uitgedrukt in:

- veranderingen in het voorkomen van paaigebieden voor de brakwatergrondel in de Westerschelde
- ruimtelijk verspreidingspatroon van de ligging paaigebieden voor de brakwatergrondel

De kwaliteit van schorgebieden als paa habitat voor de brakwatergrondel wordt bepaald door:

- dichtheid aan krekken

- de aanwezigheid van ondiep water

De ecologische effectvoorspelling wordt direct gerelateerd aan de morfologische-ecologische analyse. Het areaal paaihabitat in een schorgebied is gedefinieerd als het areaal habitatype kreek.

Habitatype is in het grid gedefinieerd als ESTMORF type "schor" met ondiep water.

Steltloper

Intergetijdegebieden zijn bij uitstek zeer belangrijke voedselgebieden voor steltlopers. Het gehele jaar kunnen grote groepen steltlopers op de tijdens laagwater droogvallende platen en slikken worden waargenomen. De betekenis van de intergetijdegebieden als voedselgebied voor steltlopers wordt uitgewerkt van een nog nader te bepalen vogelsoort. Voorstel is om dit uit te werken voor de Scholekster. In het kader van de Watersysteemverkenningen is de Scholekster een doelsoort voor de Westerschelde (Luiten en Van Buuren, 1994). De betekenis van watersystemen voor deze vogelsoort wordt in de WSV gerelateerd aan het voorkomen van het aantal exemplaren medio januari (voortschrijdend 3-jarig gemiddelde). Momenteel verblijven er in de winter meer dan 3000 exemplaren per maand (...)

De effecten van maatregelen op het voorkomen en de kwaliteit van voedselgebieden voor scholeksters in de wintermaanden worden uitgedrukt in:

- veranderingen in het totale areaal voedselgebied voor scholeksters in de wintermaanden in de Westerschelde of delen ervan
- ruimtelijk beeld van het voorkomen van optimale en suboptimale voedselgebieden voor scholeksters

De volgende factoren zijn van invloed op het voorkomen en de kwaliteit van voedselgebieden voor scholeksters:

- voedselbeschikbaarheid: biomassa benthische macrofauna
- voedselbereikbaarheid: overspoelingsduur platen en slikken
- voedselsamenstelling: chloridegehalte
- voedselkwaliteit: waterkwaliteit (zuurstof, eutrofiëgraad, micro-verontreinigingen) en bodemkwaliteit (micro-verontreinigingen)

De ecologische effectvoorspelling geschiedt aan de hand van ecologische optimumfuncties volgens de HEP-benadering. Het grid levert informatie over de voedselbeschikbaarheid (al dan niet gerelateerd aan de onderscheiden habitatypes), overspoelingsduur en chloridegehalte. De invloed van de water- en bodemkwaliteit op de voedselkwaliteit wordt in dit project niet in beschouwing genomen.

4. Stappenplan module ecologische effectvoorspelling

In deze paragraaf worden de stappen beschreven die zijn onderscheiden in de ontwikkeling van de Module Ecologische Effectvoorspelling. Voor het stappenplan voor de morfologische aspecten wordt verwezen naar de werkgroep Morfologie.

De volgende stappen zijn onderscheiden:

1. Ecologische relaties doelsoorten

- 1.1. Verzamelen van ecologische informatie over geselecteerde soort(groep)en.
Van de geselecteerde soorten (die in dit project fungeren als voorbeeldsoorten) worden de ecologische relaties vastgesteld aan de hand van beschikbare literatuur en databestanden.
Werkgroepleden met ecologische informatie over soorten worden gevraagd de informatie beschikbaar te stellen aan WL (Duel) of RIKZ (Coosen).
- 1.2. Het kwantificeren van de ecologische relaties aan de hand van beschikbare informatie.
De analyse van de beschikbare gegevens wordt uitgevoerd door WL in samenwerking met RIKZ. De werkzaamheden worden uitgevoerd in Middelburg.
- 1.3. Vertaalslag ecologische optimumfuncties naar ingreep-effectrelaties.
In een aantal gevallen zal de morfologische/hydrologische informatie die uit het grid kan worden verkregen, niet aansluiten op de habitatfactoren die zijn gedefinieerd in de ecologische optimumfuncties. In deze gevallen zal een vertaalslag van de ecologische optimumfuncties worden uitgevoerd naar ingreep-effectrelaties aan de hand van factoren die met ESTMORF/IMPLIC kunnen worden bepaald.
- 1.4. Toetsen van de ecologische relaties.
De beschreven ecologische relaties worden voorgelegd aan deskundigen binnen RIKZ, IBN en CEMO). Commentaar wordt verwerkt.

2. De module ecologische effectvoorspelling

In het kader van dit project wordt de ecologische effectvoorspelling uitgevoerd met DELGEM omdat dit model externe databestanden kan invoeren en eigen data kan uitvoeren (naar GIS).

- 2.1. Invoer data
Aanpassingen aan DELGEM om data van het grid te kunnen lezen en verwerken.
- 2.2. Uitvoer data
Aanpassingen aan DELGEM om de resultaten van de ecologische effectvoorspelling te kunnen exporteren naar het grid
- 2.3. Habitatanalyse
Het definiëren van de ecologische functies binnen DELGEM.

3. Evaluatie voorspellingsmethoden

3.1. Evaluatie van de wijze waarop de ecologische effectvoorspelling wordt uitgevoerd.

Het gaat hierbij niet alleen op de wijze waarop de ecologische optimumfuncties worden gekwantificeerd, maar ook om de wijze waarop een vertaalslag heeft plaats gevonden naar factoren die in het grid zijn opgenomen. Uitvoering WL in samenwerking met DHV.

3.2. Evaluatie van de gehanteerde methodieken voor ecologische effectvoorspelling.

Het gaat hierbij om de methodieken die worden gehanteerd om de veranderingen in morfologie, hydrologie en ecologie te voorspellen. Uitvoering WL in samenwerking met DHV.

4. Werkgroepoverleg

4.1. Rapportage

De werkzaamheden die in de voorgaande stappen zijn beschreven worden in notities vastgelegd. De rapportage van de ecologische effectanalyse zal bestaan uit een bundeling van de notities.

4.2. Overleg

De rapportage wordt tijdens komend werkgroepoverleg besproken, waarna het commentaar zal worden verwerkt.

4. Fasering stappenplan

stap	week 15	week 16	week 17	week 18	week 19	week 20	week 21
1.1	xxx	xxx					
1.2			xxx				
1.3				xxx			
1.4.					xxx		
2.1	xxx	xxx					
2.2.			xxx	xxx			
2.3.				xxx	xxx		
3.1.	xxx	xxx					
3.2.			xxx	xxx			
4.1					xxx		
4.2						xxx	xxx

Literatuur

Brink, B.J.E. ten & F. Colijn, 1990. Ecologische ontwikkelingsrichtingen zoute wateren. Basisrapport Derde Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Luiten, J.P.A. & J.T. van Buuren, 1994. Watersystemen en doelvariabelen voor de watersysteem-verkenningen. De Nederlandse watersystemen kwantitatief verkend. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Ysebaert, T., P. Meire, D. Maes & J. Buijs, 1993. The benthic macrofauna along the estuarine gradient of the Schelde estuary. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 27 (2-4): 327-341.

Appendix VII

Kokkels en scholeksters in de Westerschelde

Kokkels en scholeksters
in de Westerschelde
na het uitvoeren van diverse ingrepen

LWI Schelde verdieping-ecologie

Rijksinstituut voor Kust en Zee
Middelburg
Werkdocument RIKZ/AB-95.841x
B.J. Kater
september 1995

Aan
LWI Ecologie

Van
drs. B.J. Kater
Datum
6 september 1995
Nummer
RIKZ/AB-95.841x
Onderwerp

Doorkiesnummer
01180-72299
Bijlage(n)
-
Project
LWI

Kokkels en scholeksters in de Westerschelde na het uitvoeren van diverse ingrepen.

Inhoudsopgave

1. Inleiding	2
2. Kokkels en habitattypen	3
2.1 Habitattypering per kokkelgridcel	3
2.2 Statistische analyses	4
2.3 Categorieën	6
3. De gegevens uit ESTMORF en IMPLIC	6
4. Het model EFFECT 1.0	8
5. De runs met EFFECT 1.0	9
6. Resultaten	9
7. Korte conclusie	14
8. Literatuur	16
Bijlage I: de verdere ontwikkeling van EFFECT 1.0	17

1. Inleiding

In het kader van het Land-Water-Milieutechnologie-programma (LWI) is binnen de projectgroep Estuaria en Kusten een Pilotgroep Estuaria geformuleerd. De Pilotgroep Estuaria levert aan de hand van een binnenlandse pilot, de Westerschelde, een bijdrage aan de ontwikkeling van een DSS. Binnen de pilot wordt in werkpakket 6, Schelde verdieping-ecologie, een deel van het DSS uitgewerkt.

In werkpakket 6 wordt nagegaan wat de globale effecten van vaargeulverdieping op de ecologie van de Westerschelde zijn. Hierbij zal de huidige situatie en een aantal ingrepen, waaronder de *huidige en de toekomstige verdieplingsplannen*, beschreven worden.

De ingrepen zullen met de modellen ESTMORF en IMPLIC doorgerekend worden, waarna de uitkomst een nabewerking ondergaat. Het resultaat is ondermeer een habitattypering met bijbehorende oppervlakten.

In dit werkdocument wordt voor ieder geformuleerd alternatief de draagkracht van de Westerschelde voor scholeksters berekend. Hiervoor wordt het scholekstermodel EFFECT 1.0 gebruikt. Als invoer voor het model dienen de oppervlakten van de diverse habitattypen tezamen met de kokkelgegevens horende bij dit habitatype. Om habitattypen aan kokkelgegevens te kunnen koppelen is de relatie tussen habitatype en kokkelbiomassa's geanalyseerd.

2. Kokkels en habitattypen

2.1 Habitattypering per kokkelgridcel

Er is geen relatie bekend tussen habitattypen en kokkelbiomassa's. Deze relatie is echter wel nodig om vanuit de habitattypering uit de modellen tot invoer voor EFFECT 1.0 te komen.

Als uitgangspunt is de habitattypenkaart, zoals gemaakt door Huijs (Huijs, 1995), gebruikt. Deze kaart is ontwikkeld in het kader van het RIKZ-project OOSTWEST. De habitaatkaart is een in een geografisch informatie systeem ondergebrachte kaart van het Westerscheldegebied waarin de volgende habitattypen worden onderscheiden:

- geulen (dieper dan 5 meter onder NAP)
- ondiep water (tussen -5 m en -2 m)
- lage platen (tussen -2 m en NAP)
 - met onbekende dynamiek
 - met een hoge dynamiek
 - met een lage dynamiek
 - slibarm ($< 10\% < 63\mu$)
 - slibrijk ($> 10\% < 63\mu$)
- hoge platen (hoger dan NAP)
 - met onbekende dynamiek
 - met een hoge dynamiek
 - met een lage dynamiek
 - slibarm ($< 10\% < 63\mu$)
 - slibrijk ($> 10\% < 63\mu$)
- schorren

De kokkelgegevens zijn de gegevens verzameld door het RIVO in 1993 (Kesteloo-Hendrikse, 1994). Over de Westerschelde is een grid van 500m x 500m gelegd. In ieder vak wordt een monster genomen en de aantallen (n/m^2) en biomassa's ($g\ FW/m^2$) van kokkels bepaald. Hierbij zijn de kokkels onderverdeeld in drie jaarklassen: 0-jarigen, 1-jarigen en 2-en-meer-jarigen. Voor het model en de analyse zijn de kokkeldata omgerekend naar biomassa in $g\ AFDW/m^2$ en aantal in n/m^2 voor alle jaarklassen bij elkaar. Voor ieder kokkelgridcel worden beide getallen berekend.

Het kokkelgrid is ondergebracht in een geografisch informatiesysteem door middel van de coördinaten die bij het centrum van de gridcel horen. Daarna is om dit centrum een cirkel met een straal van 200 m getrokken. De oppervlakte binnen de bedraagt ongeveer 12,5 ha. Deze kaart wordt verder aangeduid als kokkelcirkelkaart.

De habitattypenkaart is vervolgens over de kokkelcirkelkaart gelegd. Per cirkel is het GIS nagegaan welk habitatype het sterkst vertegenwoordigd (=grootste oppervlakte heeft) was in de cirkel. Dit habitatype is aan de bij de cirkel horende kokkelgridcel toegekend. Zo kon aan iedere kokkelgridcel een habitatype toegekend worden. Het GIS heeft vervolgens een file gemaakt met daarin het kokkelgridcelnummer en het type habitat dat het meeste voorkomt.

2.2 Statistische analyses

De biomassagegevens van de kokkels zijn logaritmisch getransformeerd. Na transformatie voldoen de data aan alle voorwaarden gesteld aan het gebruik van parametrische toetsen. Om na te gaan of er verschillen tussen kokkelbiomassa's in diverse habitattypen bestond is een variantie analyse toegepast. Als posteriori test is de Tukey-Kramer test gebruikt.

Er komen weinig tot geen kokkels voor in geulen en ondiep water en op schorren. Bovendien zijn deze kokkels niet te bereiken voor scholeksters en daarom verder niet interessant. Deze habitattypen zijn niet in de verdere analyse meegenomen. Het habitatype hoge platen met een onbekende dynamiek kwam niet als typering van een kokkelgridcel voor. Dit type is in de verdere analyse niet meegenomen.

De ANOVA liet zien dat er habitattypen zijn waarvan de biomassa's significant van elkaar verschillen ($p=0.023$).

Uit de gegevens van de Tukey-Kramer test is een tabel (tabel 1) afgeleid waarin vermeld staat van welke typen de kokkelbiomassa's significant van elkaar verschillen. Hierbij zijn de typen met een onbekende dynamiek en een onbekend slibgehalte weggelaten.

Tabel 1: Het wel (+) of niet (-) significant verschillen van de biomassa's van kokkels van de verschillende habitattypen.

	lp hd	lp ld sa	lp ld sr	hp hd	hp ld sa	hp ld sr
lp hd	\	+	-	+	-	-
lp ld sa	+	\	+	-	+	+
lp ld sr	-	+	\	+	-	-
hp hd	+	-	+	\	+	+
hp ld sa	-	+	-	+	\	+
hp ld sr	-	+	-	+	+	\

lp: hoge platen
 hd: hoogdynamisch
 sr: slibrijk
 lp: lage platen
 ld: laagdynamische
 sa: slibarm

De tabel toont aan dat niet alle habitattypen significant verschillende biomassa's hebben. Er is echter wel voldoende verschil om de indeling in habitattypen voor EFFECT 1.0 te kunnen gebruiken.

Dynamiek

Wanneer de dynamiek boven de platen als uitgangspunt wordt gekozen kunnen de slibrijke en slibarme lage platen met de slibrijke en slibarme hoge platen bij verschillende dynamieken met elkaar vergeleken worden. Tabel 2 geeft het overzicht. De slibverdeling is gebaseerd op het slibgehalte van de laagdynamische platen. De hoogdynamische platen kennen geen onderverdeling in slibarm en slibrijk.

Tabel 2: Vergelijking tussen hoog- en laagdynamische gebieden.

plaat	slib	verschil tussen hoogdynamisch en laagdynamisch significant?	hoogste biomassa bij:
laag	rijk	nee	-
	arm	ja	hoge dynamiek
hoog	rijk	ja	lage dynamiek
	arm	ja	lage dynamiek

Plaathoogte

Wanneer de hoogte van de platen als uitgangspunt wordt gekozen kunnen de slibrijke en slibarme laagdynamische platen met de slibrijke en slibarme hoogdynamische platen bij verschillende hoogten met elkaar vergeleken worden. Tabel 3 geeft het overzicht. Voor hoogdynamische platen is er geen onderscheid in slib gemaakt (niet voldoende gegevens).

Tabel 3: Vergelijking tussen hoge en lage platen.

dynamiek	slib	verschil tussen laaggelegen en hooggelegen platen significant?	hoogste biomassa bij:
hoog	-	ja	lage plaat
laag	onbekend	nee	-
	rijk	nee	hoge plaat
	arm	ja	-

Slibgehalte

Wanneer het slibgehalte van de platen als uitgangspunt wordt gekozen kunnen de lage platen met lage dynamiek met hoge platen lage dynamiek bij verschillende slibgehalten met elkaar vergeleken worden. Op de hoogdynamische platen zijn onvoldoende gegevens met betrekking tot het slibgehalte om onderscheid te kunnen maken. Tabel 4 geeft het overzicht.

Tabel 3: Vergelijking tussen slibrijke en slibarme laagdynamische platen.

plaat	verschil tussen slibrijk en slibarm significant?	hoogste biomassa bij:
laag	ja	slibrijk
hoog	ja	slibrijk

Uit de resultaten blijkt dat vooral het slibgehalte bepalend is voor de kokkelbiomassa's. Kokkels hebben een sterke voorkeur voor slibrijke platen.

2.3 Categorieën

Op basis van de analyse worden de volgende categorieën gedefinieerd, die als basisinvoer voor EFFECT 1.0 zullen dienen:

1. lage platen met een lage dynamiek, slibarm
2. lage platen met een lage dynamiek, slibrijk
3. lage platen met een hoge dynamiek
4. hoge platen met een lage dynamiek, slibarm
5. hoge platen met een lage dynamiek, slibrijk
6. hoge platen met een hoge dynamiek

Per categorie kan het aantal kokkels (n/m^2) en hun biomassa (g AFDW/ m^2) worden afgeleid. Deze gegevens dienen, tezamen met de oppervlakten per categorie, als invoer voor het scholekstermodel effect 1.0. Tabel 5 geeft het overzicht van de categorieën en hun kokkelgegevens.

Tabel 4: De zes categorieën, hun kenmerken en de bijbehorende kokkeldichtheden en biomassa's.

catego- rie	categorie kenmerken			aantal kokkels per m^2	biomassa (AFDW) per m^2
	plaat	dynamiek	slib		
1	laag	laag	arm	14.3	12.8
2	laag	laag	rijk	388	80.6
3	laag	hoog	-	0	0
4	hoog	laag	arm	26.9	14.9
5	hoog	laag	rijk	116	32.9
6	hoog	hoog	-	22.9	7.26

3. De gegevens uit ESTMORF en IMPLIC

Met de modellen ESTMORF en IMPLIC zijn zes runs gedraaid met diverse beleidsalternatieven (run 5 is afgevallen). Deze beleidsalternatieven zijn:

Alternatief s1: geen verdieping, huidig baggerbeleid, huidig stortbeleid, geen ontpoldering, geen zeespiegelrijzing.

Alternatief s2: verdieping 48'/43'/38', baggerbeleid naar verdieping, stortbeleid naar verdieping, geen ontpoldering, geen zeespiegelrijzing.

Alternatief s3: verdieping 50'//40', baggerbeleid naar verdieping, stortbeleid naar verdieping, geen ontpoldering, geen zeespiegelrijzing.

Alternatief s4: verdieping 48'/43'/38', baggerbeleid naar verdieping, stortbeleid naar verdieping, ontpoldering Hedwigepolder en Kruikeke-Basel-Rupelmonde polder, geen zeespiegelrijzing.

Alternatief s6: verdieping 48'/43'/38', baggerbeleid naar verdieping, huidig stortbeleid, ontpoldering Hedwigepolder en Kruibeke-Basel-Rupelmonde polder, geen zeespiegelrijzing.

Alternatief s7: verdieping 48'/43'/38', baggerbeleid naar verdieping, stortbeleid naar verdieping, geen ontpoldering, zeespiegelrijzing van 60 cm/eeuw.

Voor iedere run zijn er gegevens bij het starten van de modellen ($t=0$) en na 25 jaar ($t=25$).

Uit de modellen kan per run de oppervlakte van de volgende habitattypen worden geëxtraheerd:

- a. lage platen met een lage dynamiek en zout water
- b. lage platen met een hoge dynamiek en zout water
- c. hoge platen met een lage dynamiek en zout water
- d. hoge platen met een hoge dynamiek en zout water
- e. lage platen met een lage dynamiek en brak water
- f. lage platen met een hoge dynamiek en brak water
- g. hoge platen met een lage dynamiek en brak water
- h. hoge platen met een hoge dynamiek en brak water
- i. schor
- j. geul met zout water
- k. geul met brak water

In het brakke gebied komen geen kokkels voor, waardoor de typen e t/m g afvallen. In geulen en op schorren komen ook geen kokkels voor, waardoor de typen i t/m k afvallen. Resteren de typen a t/m d. De onderverdeling kent echter geen verdeling in slibarm en slibrijk, terwijl dit een belangrijke factor voor kokkelverspreiding is. Wordt deze factor niet geïntroduceerd, dan zullen de gebied nauwelijks onderscheidende kokkel (en dus scholekster) dichtheden kennen. Daarom wordt de onderverdeling slibarm/slibrijk op de laagdynamische platen gelegd. Uitgegaan wordt van een verhouding tussen slibrijke platen en slibarme platen. Aangenomen wordt dat deze verhouding bij de diverse runs niet veranderd. De verhoudingen worden afgeleid uit de habitattypen die uit de kaart van Huijs zijn afgeleid.

Van de lage platen wordt het percentage slibrijk op 63% geschat en het percentage slibarm op 37%. Van de hoge platen wordt het percentage slibrijk op 57% geschat en het percentage slibarm op 43%.

Met bovengenoemde percentages kunnen de oppervlakten uit ESTMORF en IMPLIC in de zes categorieën uit 2.3 worden verdeeld. Tabel 5 geeft een overzicht.

Tabel 5: De oppervlakten (ha) per categorie. Het s-nummer duidt op de run, het t-nummer op het tijdstip in jaren.

categorie	s1t0	s2t0	s3t0	s4t0	s6t0	s7t0
1	9,590	9,590	9,590	9,590	9,590	9,590
2	16,33	16,33	16,33	16,33	16,33	16,33
3	2199	2199	2199	2199	2185	2185
4	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0
6	1504	1504	1504	1504	1504	1504
categorie	s1t25	s2t25	s3t25	s4t25	s6t25	s7t25
1	138,7	286,2	336,7	268,9	278,8	128,8
2	236,1	487,4	573,4	457,9	474,7	219,3
3	2697	2670	2816	2507	2605	2659
4	65,17	92,88	194,7	79,10	93,19	65,48
5	86,39	123,1	258,1	104,9	123,5	86,80
6	1346	1303	1263	1195	1308	1351

4. Het model EFFECT 1.0

Het gebruikte scholekstermodel is ontwikkeld bij het Rijksinstituut voor Kust en Zee. Het eerste scholekstermodel, wat grotendeels de basis heeft gevormd van EFFECT 1.0, is het model BOULIMIA (Bos, 1994). Aan het model zijn enige aanpassingen gedaan om het geschikt te maken voor gebruik voor LWI doeleinden, waaruit EFFECT 1.0 is ontstaan.

Het model wordt verder ontwikkeld in het kader van het project EFFECT*VIS, waarin antwoord wordt gegeven op de maatschappelijke vraag: "Wat zijn de effecten van de maatregelen die genomen zijn ter regulering van de schelpdiervisserij?".

In bijlage 1 staat de verdere ontwikkeling van het model beschreven.

Het model beschrijft een overwinterende scholeksterpopulatie. Een scholeksterpopulatie wordt op een gebied gezet. Het gebied heeft een hoeveelheid voedsel van een bepaalde kwaliteit. In het model is het voedsel van de scholekster beperkt tot kokkels, welke een groot deel van het dieet van scholeksters uitmaakt.

De kokkels worden op basis van hun biomassa verdeeld over maximaal negen voedselklassen, waarin iedere klasse een andere voedingswaarde heeft. Van de voedselklassen moet bekend zijn hoeveel kokkelbiomassa er in deze voedselklasse voorkomt, hoeveel kokkels er voorkomen en wat het oppervlak van de klasse is.

De scholeksters verdelen zich over de klassen. Bij deze verdeling speelt interferentie een belangrijke rol. Hoe meer scholeksters, des te hoger de energie die in interferentie moet worden gestoken. De scholeksters die hun minimale voedselopname niet kunnen halen, verdwijnen uit het systeem.

Per dag berekend het model het aantal scholeksters wat in het systeem kan leven. In de loop van de winter neemt door depletie de biomassa van kokkels af. Gevolg is dat steeds minder scholeksters hun minimale dagelijkse opname in het systeem kunnen verkrijgen.

Het model houdt rekening met abiotische factoren als temperatuur en wind.

5. De runs met EFFECT 1.0

Eerste stap in het voorbereiden van de runs is het verdelen van de habitattypen over de voedselklassen. Hierbij zal voedselklasse I het habitatype met de hoogste biomassa vertegenwoordigen.

Als eerste kunnen een aantal categorieën uitgesloten worden:

In de $t=0$ situatie zijn de categorieën 4 en 5 niet vertegenwoordigd (geen hoge platen met een lage dynamiek), in de $t=25$ situatie wel. Er zijn kokkels gevonden in categorie 3 (lage platen met een hoge dynamiek).

In de startsituatie ($t=0$) kunnen er drie voedselklassen gedefinieerd worden (het getal tussen haakjes geeft het categorie nummer):

- voedselklasse I** : lage platen met een lage dynamiek, slibrijk (2)
- voedselklasse II** : lage platen met een lage dynamiek, slibarm (1)
- voedselklasse III**: hoge platen met een hoge dynamiek (6)

In de eindsituatie ($t=25$) kunnen er vijf voedselklassen gedefinieerd worden (het getal tussen haakjes geeft het categorie nummer):

- voedselklasse I** : lage platen met een lage dynamiek, slibrijk (2)
- voedselklasse II** : hoge platen met een lage dynamiek, slibrijk (5)
- voedselklasse III**: hoge platen met een lage dynamiek, slibarm (4)
- voedselklasse IV** : lage platen met een lage dynamiek, slibarm (1)
- voedselklasse V** : hoge platen met een hoge dynamiek (6)

Met deze indeling in voedselklassen zijn de $t=0$ situatie en de $t=25$ situaties berekend.

6. Resultaten

Van de uitvoer van het model worden de volgende parameters gevraagd:

- het totaal aantal scholeksters per voedselklasse
- de scholeksterdichtheid per voedselklasse
- de kokkelbiomassa's per voedselklasse
- het totaal aantal scholeksters in de Westerschelde

De uitvoer is gecomprimeerd tot een maandgemiddelde gedurende de periode september-februari.

De tabellen op de volgende bladzijden geven de resultaten in getallen weer.

kokkels en scholeksters in de Westerschelde

T=0 alle runs	aantal scholeksters per categorie			scholeksterdichtheid			kokkelbiomassa per categorie			totaal aantal scholeksters	
	cat 2	cat 1	cat 6	cat 2	cat 1	cat 6	cat 2	cat 1	cat 6	hele systeem	
september	120	34	846	7,3	3,5	0,6	66	10	6	1000	
oktober	169	32	799	10,4	3,3	0,5	41	5,2	3,8	1000	
november	219	4	128	13,4	0,5	0,1	23,2	2,8	2,5	352	
december	251	0	0	15,3	0	0	9,3	2	1,8	251	
januari	90	0	0	5,5	0	0	1,8	1,3	1,2	90	
februari	1	0	0	0,1	0	0	0,9	0,9	0,9	1	

T= 25 run 1	aantal scholeksters per categorie					scholeksterdichtheid					kokkelbiomassa per categorie					totaal scholeksters
	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	
september	1381	416	176	0	0	5,8	4,8	2,7	0	0	66,3	26,5	11,9	10,7	6,1	1972
oktober	1879	535	187	0	0	8	6,2	2,9	0	0	64,6	25,8	11,6	10,5	5,9	2601
november	2450	579	164	0	0	10,4	6,7	2,5	0	0	62,8	25	11,2	10,2	5,8	3193
december	2993	304	94	0	0	12,7	3,5	1,4	0	0	61,2	24,2	10,9	10	5,7	3391
januari	2098	7	37	124	0	8,9	0,1	0,6	0,9	0	59,5	23,5	10,5	9,7	5,5	2266
februari	59	0	7	32	0	0,3	0	0,1	0,2	0	57,9	22,8	10,2	9,5	5,4	99

kokkels en scholeksters in de Westerschelde

T=25 run 2	aantal scholeksters per categorie					scholeksterdichtheid					kokkelbiomassa per categorie					totaal scholeksters
	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	
september	2438	488	173	0	0	5	4	1.9	0	0	66.4	26.7	12.1	10.7	6.1	3098
oktober	3339	632	178	0	0	6.9	5.1	1.9	0	0	64.8	26	11.8	10.5	5.9	4149
november	4440	720	166	0	0	9.1	5.8	1.8	0	0	63.1	25.2	11.4	10.2	5.8	5326
december	5520	468	109	0	0	11.3	3.8	1.2	0	0	61.4	24.5	11.1	10	5.7	6097
januari	4911	52	86	278	0	10.1	0.4	0.9	1	0	59.8	23.8	10.8	9.7	5.5	5327
februari	457	0	41	220	0	0.9	0	0.4	0.8	0	58.2	23.1	10.5	9.5	5.4	718
T=25 run 3	aantal scholeksters per categorie					scholeksterdichtheid					kokkelbiomassa per categorie					totaal scholeksters
	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	
september	2602	902	274	0	0	4.5	3.5	1.4	0	0	66.5	26.8	12.2	10.7	6.1	3778
oktober	3589	1179	282	0	0	6.3	4.6	1.4	0	0	64.9	26.1	11.9	10.5	5.9	5050
november	4825	1379	262	0	0	8.4	5.3	1.3	0	0	63.2	25.3	11.6	10.2	5.8	6466
december	6113	1005	200	0	0	10.7	3.9	1	0	0	61.5	24.6	11.2	10	5.7	7318
januari	5977	173	204	308	0	10.4	0.7	1	0.9	0	59.9	23.9	10.9	9.7	5.5	6663
februari	863	0	128	371	0	1.5	0	0.7	1.1	0	58.3	23.2	10.6	9.5	5.4	1362

kokkels en scholeksters in de Westerschelde

T=25 run 4	aantal scholeksters per categorie					scholeksterdichtheid					kokkelbiomassa per categorie					totaal scholeksters
	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	systeem
september	2303	418	149	0	0	5	4	1,9	0	0	66,4	26,7	12,1	10,7	6,1	2871
oktober	3147	540	153	0	0	6,9	5,2	1,9	0	0	64,8	26	11,8	10,5	5,9	3840
november	4176	614	141	0	0	9,1	5,9	1,8	0	0	63,1	25,2	11,4	10,2	5,8	4931
december	5169	394	89	0	0	11,3	3,8	1,1	0	0	61,4	24,5	11,1	10	5,7	5653
januari	4606	44	72	261	0	10,1	0,4	0,9	1	0	59,8	23,8	10,8	9,7	5,5	4984
februari	439	0	35	211	0	1	0	0,4	0,8	0	58,2	23,1	10,5	9,5	5,4	685

T=25 run 6	aantal scholeksters per categorie					scholeksterdichtheid					kokkelbiomassa per categorie					totaal scholeksters
	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	systeem
september	2390	493	177	0	0	5	4	1,9	0	0	66,4	26,7	12,1	10,7	6,1	3060
oktober	3273	639	182	0	0	6,9	5,2	1,9	0	0	64,8	26	11,8	10,5	5,9	4094
november	4349	727	169	0	0	9,2	5,9	1,8	0	0	63,1	25,2	11,4	10,2	5,8	5246
december	5407	469	111	0	0	11,4	3,8	1,2	0	0	61,4	24,5	11,1	10	5,7	5987
januari	4768	126	28	274	0	10	1	0,3	1	0	59,8	23,8	10,8	9,7	5,5	5196
februari	376	43	0	257	0	0,8	0,4	0	0,9	0	58,2	23,1	10,5	9,5	5,4	676

kokkels en scholeksters in de Westerschelde

T=25 run 7	aantal scholeksters per categorie					scholeksterdichtheid					kokkelbiomassa per categorie					totaal scholeksters systeem
	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	cat 2	cat 5	cat 4	cat 1	cat 6	
september	1296	423	180	0	0	5,9	4,9	2,8	0	0	66,3	26,5	11,9	10,7	6,1	1899
oktober	1762	544	192	0	0	8	6,3	2,9	0	0	64,6	25,8	11,6	10,5	5,9	2498
november	2295	587	168	0	0	10,5	6,8	2,6	0	0	62,8	25	11,2	10,2	5,8	3049
december	2801	303	95	0	0	12,8	3,5	1,5	0	0	61,1	24,2	10,8	10	5,7	3199
januari	1930	49	3	112	0	8,8	0,6	0,1	0,9	0	59,5	23,5	10,5	9,7	5,5	2095
februari	42	7	0	36	0	0,2	0,1	0	0,3	0	57,9	22,8	10,2	9,5	5,4	84

7. Korte conclusie

Uit de gegevens wordt in dit kader alleen kort een conclusie getrokken met betrekking tot de draagkracht van de Westerschelde voor een overwinterende scholeksterpopulatie bij diverse ingrepen.

Figuur 1 laat de maandgemiddelde aantallen scholeksters bij de diverse ingrepen zien.

Algemeen

Voor de draagkracht van het systeem voor scholeksters is het uitvoeren van het derde alternatief (run 3) het beste: de verdieping 40'//50', het uitvoeren van een baggerbeleid horende bij deze verdieping, een stortbeleid uitvoeren horende bij deze verdieping en niet ontpolderen. In alle maanden is de draagkracht van het systeem het hoogste, met een top van bijna 8000 vogels in december.

Twee bijna gelijk scorende alternatieven zijn run 2 en run 6. In beide wordt de verdieping 48'/43'/38/ uitgevoerd, met het bijbehorende baggerbeleid. In run 2 wordt stortbeleid behorende bij de verdieping uitgevoerd, in run 6 het huidige. In run 2 wordt niet ontpolderd, in run 6 wel. Ook in deze alternatieven is de draagkracht het grootste in december, met gemiddeld ongeveer 6000 vogels.

Het derde alternatief wat ook nog goed scoort is run 4: het uitvoeren van de verdieping 48'/43'/38/, met het bijbehorende bagger- en stortbeleid. De Hedwigepolder en Kruibeke-Basel-Rupelmonde polders worden ontpolderd. Bij dit alternatief is de draagkracht in december ongeveer 5800 vogels.

De twee slechts scorende alternatieven zijn run 1 en run 7. In run 1 wordt niet verdiept, het huidige bagger- en stortbeleid gevoerd en niet ontpolderd. In run 7 wordt de verdieping 48'/43'/38/ uitgevoerd, met het bijbehorende bagger- en stortbeleid. Er wordt niet ontpolderd. Er vindt een zeespiegelrijzing plaats van 60 cm/eeuw. In deze alternatieven is de draagkracht in november en december het hoogste, met ongeveer 3000 vogels.

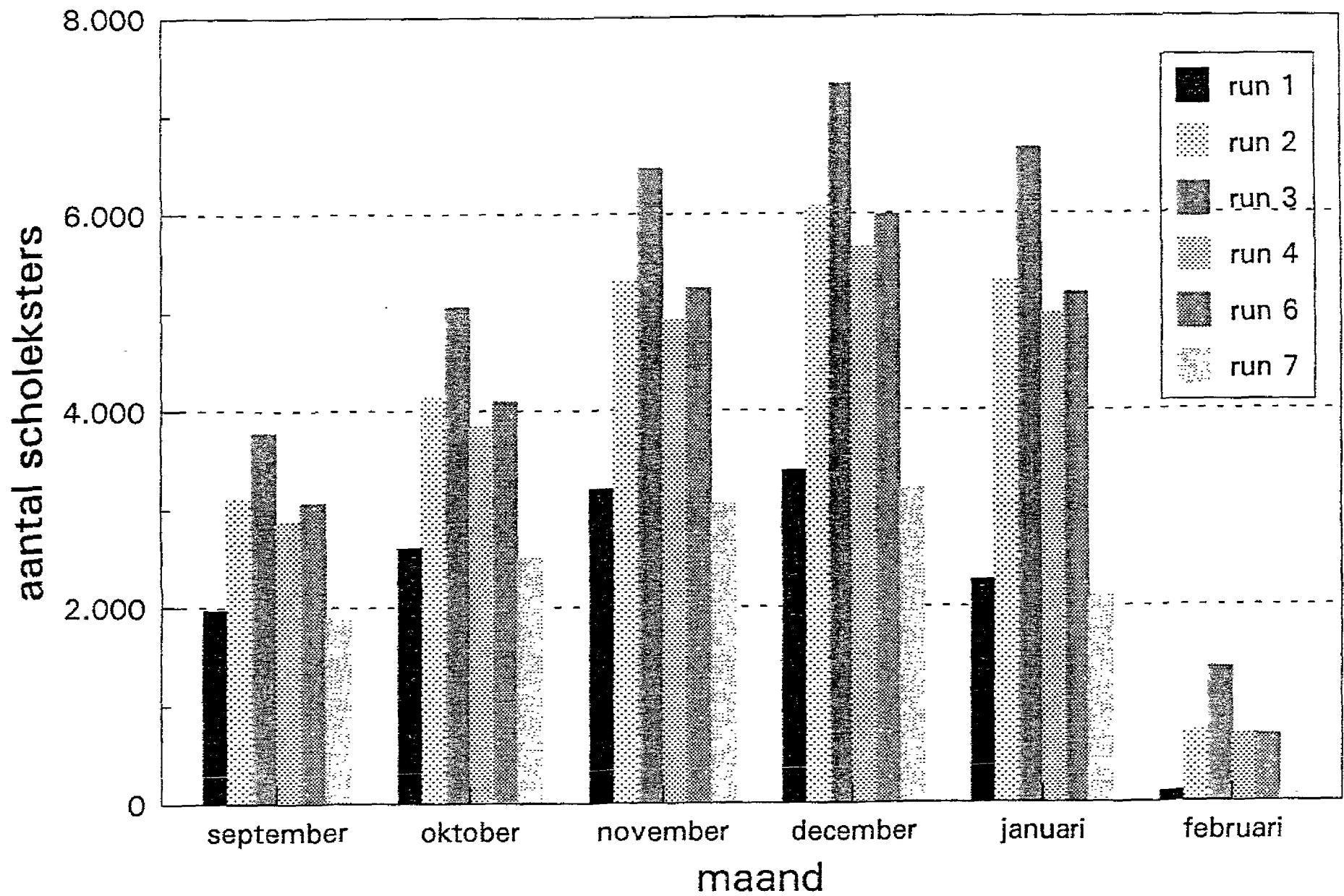
Per ingreep

Verdiepen: Verdiepen heeft een gunstige invloed op de draagkracht van het systeem, hoe dieper de verdieping, des te groter de draagkracht. Het verschil tussen niet verdiepen en de verdieping 50'//40' is maximaal 4000 vogels. Verdiepen heeft een gunstig effect op de oppervlakte platen met een lage dynamiek, de platen waar veel potentieel voedsel voor de scholeksters zit.

Stortbeleid: Het huidige stortbeleid heeft een iets gunstiger effect op de draagkracht dan een stortbeleid horende bij de verdieping. Het verschil tussen beide is maximaal 300 vogels. Het huidige stortbeleid zorgt voor een groter oppervlak aan platen met een lage dynamiek, waar veel scholeksters op kunnen fourageren.

Ontpolderen: Ontpolderen heeft een negatief effect op de draagkracht. Het verschil bedraagt maximaal 1800 vogels. Door ontpoldering neemt alleen het areaal hoge platen met een hoge dynamiek toe, een areaal waar met een slechte voedselvoorziening voor scholeksters.

Zeespiegelrijzing: Zeespiegelrijzing heeft een negatief effect op de draagkracht. Het verschil bedraagt maximaal 3000 vogels. Zeespiegelrijzing leidt in het algemeen tot afname van platen waarop gefourageerd kan worden. De enige categorie met een toename is de categorie hoge platen met een hoge dynamiek, maar deze categorie behoort tot de slechtere voedselklassen voor scholeksters.



Figuur 1: Gemiddeld aantal scholeksters per maand bij de verschillende ingrepen

8. Literatuur

Bos, D. 1994

Effects of decreasing food availability on wintering Oystercatchers *Haematopus ostralegus*: literature review and model study. Report RIKZ-94.014, National Institute of Coastal and Marine Management, Middelburg.

Huijs, S.W.E 1995

Geomorfologische ontwikkeling van het intergetijdegebied in de Westerschelde 1935-1989. Rapport R 95-3. Universiteit Utrecht, fakulteit ruimtelijke wetenschappen, vakgroep fysische geografie, Utrecht.

Kesteloo-Hendrikse, J.J. 1994

Het kokkelbestand in de Oosterschelde, de Westerschelde en de Waddenzee in 1993. Rapport 94-007. RIVO-DLO, IJmuiden/Yerseke.

Bijlage I: de verdere ontwikkeling van EFFECT 1.0

Nadat het model EFFECT is gebruikt voor de LWI berekeningen is het verder ontwikkeld. Het model is op een achttal punten veranderd en verbeterd. Deze punten zijn:

1. De variabelen die het systeem beschrijven zijn toestandsvariabele geworden, de dummy toestandsvariabele is verwijderd.
2. De initialisatie is uit XSTART gehaald. Initialisatie moet nu bij de variabelen declaratie gebeuren.
3. Het model is verdeeld in een aantal modules.
4. Het beperken van de klassen doordat er lege klassen zijn moet niet meer zelf worden opgegeven, maar wordt door het model uitgevoerd. Het model rekent met actieve klassen.
5. De getallen in de code zijn omgezet in parameters.
6. Er is een nieuwe (meer logische) opzet van de module waarin de vogels over de voedselklassen worden verdeeld gemaakt.
7. Vogels die uit een voedselklasse vallen worden niet meer uit het systeem gezet, maar meegenomen in de verdeling van de voedselklasse met een slechtere kwaliteit
8. De oplosmethode is omgezet van Euler in Runge-Kutta.

Vooraf het zevende punt is van belang. Het voor LWI gebruikte model verdeelde de vogels over de voedselklassen. Wanneer een vogel in een voedselklasse niet voldoende opname kon realiseren om te overleven, verdween de vogel uit het systeem. In de vernieuwde versie verdwijnt deze vogel niet, maar schuift hij op naar een mindere voedselklasse, waarna vervolgens wordt nagegaan of daar wel voldoende opname kan plaatsvinden. Pas wanneer een vogel in de slechtste voedselklasse niet voldoende kan opnemen, verdwijnt deze uit het systeem.

Wat betekent dit voor de berekeningen?

De precieze effecten van de veranderingen op de resultaten van het model zijn nog niet nagegaan. Beredeneerd kan worden dat de berekende draagkracht van het systeem hoger zal zijn. Er kunnen meer scholeksters overleven in de Westerschelde. Duidelijk is ook dat het effect het zich voornamelijk zal richten op de voedselklasse die als laatste gevuld wordt, de slechtste dus. De overige zijn immers iedere dag al maximaal gevuld. Omdat er in het nieuwe model meer vogels overblijven, zullen deze in de slechtste klasse terecht komen, waardoor hier het effect het grootste zal zijn. Een precieze reactie van het model is echter, zonder modelberekeningen, niet te voorspellen.

In de komende periode zal het model EFFECT verder ontwikkeld worden, waardoor vragen met een steeds grotere nauwkeurigheid beantwoord kunnen worden. De ontwikkelingen richten zich op de volgende onderwerpen:

*** Veldwerk**

Ten behoeve van het model wordt in de winter 1995-1996 en 1996-1997 veldwerk verricht, waarin modelparameters, modelvariabelen en forcing functions worden gemeten.

* Parameters

De parameters van het model worden goed beschreven. Naast een vaste parameterwaarde wordt de parameterruimte geschat.

* Dimensie analyse

Er wordt een dimensie analyse uitgevoerd.

* Gevoeligheidsanalyses

Er worden gevoeligheidsanalyses uitgevoerd waarbij nagegaan wordt hoe gevoelig het model is voor variatie in parametersetting, forcing functions, en invoergegevens.

* Nieuwe modules

Aan het model worden in ieder geval twee nieuwe modules gekoppeld: een module waarbij de opname die een scholekster kan realiseren wordt gebaseerd op de optimal foraging theory, en een module waarin de veranderingen van het slik gedurende het getij, en daarmee de beschikbaarheid van voedsel, beter wordt beschreven.

* Calibratie

Wanneer voldoende gegevens voorhanden zijn wordt het model gecalibreerd.

* Andere prooi-soorten

Wanneer het veldwerk uitwijst dat de scholeksters ook alternatieve prooien eten, wordt het model uitgebreid voor deze prooi-type.

Appendix VIII

Betrouwbaarheid van de Modulen

LANDWATERIMPULS
Werkpakket 6: hoe verder

discussienotitie

dossier

14 juni 1995

INHOUD	BLAD	
1	ALGEMEEN	3
2	ECOLOGISCHE FACTOREN PER ESTMORF-VAK EN GRIDCEL	5
2.1	Werkwijze prototype	5
2.2	Morfologische eenheden	10
2.3	Waterstanden	12
2.4	Bodemdiepte	12
2.5	Maximale snelheden	12
2.6	Substraatdynamiek	13
2.7	Inundatieduur	13
2.8	Slibgehalte	14
2.9	Andere niet ESTMORF/IMPLIC gerelateerde gegevens	14
2.10	Mogelijke en wenselijke verbeteringen	15
2.11	Conclusies	19
3	VAN ECOLOGISCHE FACTOREN NAAR HABITATTY- PEN	22
3.1	Werkwijze prototype	22
3.2	Schorren en krekens	22
3.3	Hoog- en laagslikken	23
3.4	Hoog- en laagplaten	23
3.5	Ondiep water	23
3.6	Mogelijke verbeteringen	23
3.7	Conclusies	25
4	VAN HABITATTYPEN NAAR ECOLOGISCHE DOELVARI- ABELN	26
5	BELEIDSRELEVANTE PRESENTATIE ECOLOGISCHE DOELPARAMETERS	27
6	STELLINGEN	30

1 ALGEMEEN

Inleiding

In de eerste fase van werkpakket 6 wordt een prototype van een estuarium DSS naar voorbeeld van de Westerschelde ontworpen met de volgende hoofdkenmerken:

- *een 1-D morfodynamische (ESTMORF) en 1 D-hydrodynamische (IMPLIC)* basis voor de voorspelling van veranderingen in morfologie en hydrologie;
- *een basisgrid* (celgrootte 60 m x 60 m) waaraan door middel van vertaalslagen/algorithmen informatie vanuit de 1-D modellen wordt toegerekend; het gaat hierbij om bodemhoogte, waterstanden (lw, msl, hw), maximale snelheden (Ve_{bb}, Vvloed), inundatie-duur, slibgehalte; ook vindt toekenning plaats vanuit waterkwaliteitsbestanden (o.a. zoutgehalte);
- *verschillende typen habitat* gedefinieerd als cellen binnen bepaalde klassen aan celinformatie; onderscheiden zijn slibrijke- en slibarme, laag- en hoogdynamische, laag- en hoogplaten, schorren, krekens, ondiep water en geulen;
- *ecologische doelvariabelen*, waarvan het voorkomen gekoppeld is aan voornoemde habitattypen c.q. celinformatie; deze koppeling geschiedt op basis van veldgegevens; deze uitwerking beperkt zich vooreerst tot macrobenthos en scholekster.

Tussen veldgegevens, modellen en uiteindelijke presentatie van beleidsrelevante informatie zijn noodzakelijkerwijs de volgende vertaalslagen gelegen:

- a **Van ESTMORF-vak naar relevante ecologische factoren per gridcel**
Ofwel de toerekening van ESTMORF en IMPLIC-output naar gridcellen, waarbij ruimtelijk en feitelijk interpolatie plaatsvindt met als gevolg dat het localiseren van celinformatie gepaard gaat met grotere onzekerheid omtrent de kwaliteit van deze informatie.
- b **Van ecologisch factoren naar habitatype**
Ofwel het combineren van ecologische factoren tot binnen specifieke klassegrenzen gedefinieerde habitattypen. De hoofdindeling in habitattypen is volgens morfologische eenheden, waarbinnen, afhankelijk van de ecologische doelvariabele, aan de hand van specifieke ecologische eisen subklassen zijn onderscheiden. Vanwege onzekerheden die samenhangen met voornoemde interpolatie, het opstellen van niet-homologe klasseindelingen en niet-calibreerde klassegrenzen treden hierbij vooral methodologische onzekerheden op.
- c **Van habitattypen naar ecologische doelvariabelen**
Ofwel de vertaling van habitatype naar vooral kwantitatieve aanwezigheid (presentie, dichtheden) van ecologische doelvariabelen. Hierbij spelen, naast de onzekere aanduiding van habitattypen, onzekerheden vanwege ruimtelijke en temporele variaties in het voorkomen, concurrentie en buiten de onderscheiden habitats spelende variatie in meebepalende factoren. Voor een deel treedt echter ook aggregatie van informatie op, bijvoorbeeld bij organismen met een brede niche, welke gepaard kan gaan met het toenemen van betrouwbaarheid.

- d. **Van geselecteerde doelvariabelen naar beleidsrelevante presentatie**
 Ofwel de vertaling van ecologische doelvariabelen naar een beleidsrelevant aggregatieniveau ter ondersteuning van beslissingen met betrekking tot inrichting en beheer van de Westerschelde. Hierbij wordt een balans tussen beleidsrelevantie en betrouwbaarheid nagestreefd, tussen wenselijke presentie en mogelijke onderbouwing.

Doel- en taalstelling deze notitie

Na een aantal vergaderingen leken de mogelijkheden tot het doen van genuanceerde voorspellingen met ESTMORF op gridcelniveau zeer ongewis, terwijl ecologische doelvariabelen daarentegen vaak zeer genuanceerd reageren, daarbij veelal niet gehinderd door éénduidige correlaties. De behoefte bestond aan een doorgeëxerceerde ingreep-effect keten, waaruit de mogelijkheden en onmogelijkheden van ecologische effectvoorspelling blijken.

In deze notitie wordt kort ingegaan op de kwaliteit van de voornoemde vertaalslagen (met betrekking tot onzekerheid in ruimte, tijd en aard) en welke vertaalslagen in verdere fasen van het werkpakket kunnen worden vervolledigd en vervolmaakt. Hiertoe wordt ingegaan op:

- de betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot het oppervlakteaandeel en de ligging van de morfologische eenheden (schor, kreek, laag- en hoogdynamische hoog en laagplaat, ondiepe en diepe geulen) en van de toerekening van afgeleide factoren als bodemhoogte, waterdiepte, stroomsnelheid, inundatieduur, slibgehalte, zoutgehalte en zuurstof op het niveau van ESTMORF-vak en gridcel (hoofdstuk 2);
- de betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot het oppervlakteaandeel en de ligging van verschillende habitattypen (hoofdstuk 3);
- de betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot de relatie tussen habitattypen en ecologische doelvariabelen (hoofdstuk 4);
- het gewenste aggregatieniveau en de vereiste betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot beleidsrelevante doelvariabelen (hoofdstuk 5).

Deze notitie is met nadruk nog een discussiestuk om tal van redenen. Uitspraken met betrekking tot onbetrouwbaarheid en mogelijke verbeteringen van vertaalslagen zijn een eerste inschatting mijnerzijds en zullen veelal bijstelling behoeven. Ik heb mij slechts summier op de hoogte te stellen van de ins en outs van ESTMORF, terwijl nog geen informatie beschikbaar was voor de relatie habitat-ecologische doelvariabele. Daarnaast is het nodig wat betreft het gewenste beleidsrelevante aggregatieniveau de beheerder het voortouw te laten nemen.

Voor het structureren van de, eveneens mijnerzijds noodzakelijk geachte, gedachtenwisseling met betrekking tot de vorm en functie van een estuarium DSS zijn een aantal ("waar zijn we eigenlijk mee bezig") stellingen geformuleerd in hoofdstuk 6.

2 ECOLOGISCHE FACTOREN PER ESTMORF-VAK EN GRIDCEL

2.1 Werkwijze prototype

ESTMORF rekent aan de hand van een geschematiseerd en symmetrisch dwarsprofiel veranderingen in dwarsprofiel uit, welke vertaald (zullen) worden in oppervlak aan verschillende, qua hoogte nauwomschreven, morfologische eenheden. Kleine veranderingen in bodemhoogte, zoals een ophoging van aanwezige platen als gevolg van een algehele toename van GLW/GMW kunnen hierbij (nog) niet worden aangegeven. ESTMORF kan plaathoogte in fysische zin voorspellen maar is hier nog niet op afgeregeld. Vervolgens worden deze veranderingen als gemiddelde verandering doorgegeven naar als verschillende morfologische eenheden gekarakteriseerde gridcellen.

Op basis van de toegerekende bodemhoogte rekent IMPLIC de stroomsnelheid uit als de voor het betreffende ESTMORF-vak uitgerekende snelheid maal het inundatiepercentage van de betreffende gridcel. Het inundatiepercentage is daarbij gebaseerd op een sinuskromme.

Natuurlijke versus ingreep-bepaalde dynamiek

Estuaria worden van nature gekenmerkt door een grote mate van dynamiek in de ligging en het oppervlaktaandeel van geulen en platen. Deze dynamiek kent (tenminste) twee verschijningsvormen:

- *natuurlijke dynamische variatie* in met name dynamisch karakter en slibrijkdom als gevolg van getij- en seizoensbepaalde variaties in conditionerende factoren;
- *natuurlijke dynamische trends* in plaatoppervlak, ligging en hoogte en daarmee ook in dynamisch karakter en slibrijkdom bijvoorbeeld als gevolg van (tenminste relatieve) zeespiegelstijgingen, veranderingen in sedimentaanbod en klimatologische trends.

Voorspelde veranderingen (in morfologie en habitat) kunnen daarom nooit volledig worden toegeschreven aan de te beoordelen en te vergelijken ingrepen. Dit is een fundamenteel probleem ongeacht het type morfologisch model dat wordt gebruikt. ESTMORF gaat uit van een (empirisch bepaalde) evenwichtssituatie en is daarom moeilijk in staat een onderscheid te maken tussen natuurlijke en ingreep-bepaalde dynamiek. In principe kunnen daarom alleen die ingrepen zinvol worden vergeleken, waarvan de ingreep-bepaalde dynamiek de natuurlijke dynamiek verre te boven gaat. Dit houdt in dat in dynamische estuaria enkel zeer forse ingrepen zinvol met elkaar kunnen worden vergeleken. Er dient evenwel te worden opgemerkt dat ESTMORF binnen het veld van morfologische modellen voorop loopt omdat het gebaseerd is op een combinatie van empirische kennis en dynamisch modelleren.

De Westerschelde is een verhoudingsgewijs rustig estuarium met maar weinig natuurlijke dynamiek, maar met mogelijk een lichte trend tot algehele verondieping. Sedert

1970 is sprake van een grote invloed van bagger- en stortactiviteiten met een jaarlijks verplaatst volume van ca 10 miljoen m³. Deze activiteiten gingen gepaard met het toenemen van het plaatareaal met ca 600 ha en het vergroten van de gemiddelde plaathoogte met 40 cm tot 60 cm. In dezelfde periode namen GLW en GHW met ca 10 cm toe. Het totaal hiermee gemoeide volume bedraagt omgerekend (slechts) ca 2 miljoen m³/jaar. Daarnaast valt op dat de morfologisch meest dynamische delen van de Westerschelde overeenkomen met die delen waar de omvang van bagger- en stortactiviteiten het grootste is. Mogelijk dat hieruit kan volgen dat de dynamiek van de Westerschelde vooral ingreep-bepaald is. De betrouwbaarheid van voorspellingen hangt daarom ook sterk af van een goede definitie van de ingreep.

De natuurlijke dynamiek

Het westelijk deel van de Westerschelde is het minst dynamisch en minst onderhevig aan bagger- en stortactiviteiten. De Hooge Platen is binnen dit deel van de Westerschelde de plaat die sedert 1959 het minst in omvang en ligging is veranderd. Vooropgezet dat de Hooge Platen enkel natuurlijke dynamiek vertoont dan kan de omvang daarvan als volgt worden ingeschat:

- een (trendmatige) toename van de gemiddelde en maximale plaathoogte van ca 5 cm per 10 jaar, welke min of meer overeenkomt met de algehele toename van GLW en GHW;
- een (trendmatige) verandering in plaatareaal van ca 2% per 10 jaar;
- een (trendmatige) verandering in aandeel laagdynamische plaat van ca 3% per 10 jaar;
- een vrijwel constante verhouding laag/hogdynamisch;
- een (trendmatige) verandering in aandeel slibrijk laagdynamische plaat van ca 2% per 10 jaar;

Aangezien voor de Hooge Platen voor veel gegevens slechts over twee meetmomenten kan worden beschikt kan niets worden vastgesteld over de omvang van interannuele variatie. Bovendien kunnen om dezelfde reden trends niet met zekerheid worden vastgesteld. Naar verwachting is de interannuele variatie wat oppervlakteaandelen betreft een factor kleiner dan de trendmatige veranderingen.

Wat de ligging van morfologische eenheden en karakteristieken betreft zijn de veranderingen groter en direct af te leiden uit LUF0-interpretaties afkomstig uit 4 perioden (1959, 1970, 1977 en 1988). Een globale inschatting geeft:

- een (trendmatige) verschuiving in plaatoppervlak van ca 2% per 10 jaar en een variatie ("heen- en weerverschuiving") van ca 0,5 % per 10 jaar met name op de kop en staart van de Hooge Platen;
- een (interperiodieke) verschuiving van laag- en hogdynamische gebieden van ca 10% per 10 jaar en mogelijk ook over kortere perioden, dus interannueel; een trendmatige verschuiving kon vanwege de grote variabele verschuiving niet worden vastgesteld;
- een (interperiodieke) verschuiving in de ligging van slibrijke laagdynamische gebieden van ca 20%; ook hier kon een trendmatige verschuiving niet worden vastgesteld.

Uit het bovenstaande valt af te leiden dat trendmatige veranderingen in oppervlakteaandeel laag- en hoogdynamische plaat en slibrijke laagdynamische plaat slechts in de orde van 2% per 10 jaar bedraagt. Verschuivingen in plaatligging zijn klein en vooral trendmatig. De geringe interperiodieke verschuivingen die worden waargenomen in plaatligging betreffen met name de koppen en staarten van de platen.

De interperiodieke variatie in de ligging van laag- en hoogdynamische platen en slibrijke laagdynamische platen zijn daarentegen groot. Deze variatie staat blijkbaar los van de stabiliteit van het plaatoppervlak of de verhoudingsgewijs vrijwel constante ligging van gemiddelde plaathoogte ten opzichte van GLW en GHW.

De ingreep-bepaalde dynamiek

Deelgebied 4 (o.a. platen van Valkenisse) is het gebied met de meeste dynamiek en ook bagger- en stortactiviteiten en geeft een indruk van de mate van dynamiek, zoals die in de toekomst als gevolg van (verdere) vaargeulverdieping verwacht mag worden.

Uit LUFO-interpretatie blijkt dat voor platen in dit gebied:

- een gemiddelde (interperiodieke) variatie in maximale plaathoogte van ca 40 cm per 10 jaar en tot 60 cm in de gemiddelde plaathoogte; trends zijn moeilijk herkenbaar;
- een gemiddelde (interperiodieke) variatie in plaatoppervlak in de orde van 40% per 10 jaar; ook hierbij zijn geen trends te herkennen;
- een (interperiodieke) variatie in het aandeel laagdynamische plaat van ca 15% per 10 jaar, waarmee het oppervlakteaandeel ca 50% varieert;
- een (interperiodiek) variërende verhouding laag/hoogdynamisch;
- een (interperiodieke) variatie in aandeel slibrijk laagdynamische plaat van ca 20% per 10 jaar;

De variatie in plaatoppervlak is over het gehele deelgebied aanzienlijk minder groot (in de orde van 5% to 7%). Er lijkt op deelgebiedniveau sprake van communicerende vaten/platen. Dit geldt ook voor het aandeel laagdynamische gebieden (ca 15%) en aandeel slibrijke laagdynamische gebieden (ca 10%).

Ook in dit deelgebied blijken verschuivingen in morfologische eenheden groter dan veranderingen in oppervlakteaandeel. Een globale inschatting geeft:

- een (interperiodieke) verschuiving in plaatoppervlak van ca 30% per 10 jaar;
- een (interperiodieke) verschuiving van laag- en hoogdynamische gebieden van ca 40% per 10 jaar en mogelijk ook over kortere perioden;
- een (interperiodieke) verschuiving in de ligging van slibrijke laagdynamische gebieden van ca 50%.

De verschuivingen zijn doorgaans minder groot voor slikken.

Betrouwbaarheid voorspelling oppervlakteaandelen in ESTMORF-vakken

De betrouwbaarheid van ESTMORF inzake het oppervlak en ligging van verschillende morfologische eenheden kan theoretisch de interannuele of mogelijk zelfs de interperiodieke variatie nooit te boven gaan. Wat betreft de betrouwbaarheid van voorspellingen

met betrekking tot het oppervlakteaandeel van verschillende morfologische eenheden per ESTMORF-vak dient te worden aangemerkt dat:

- * ESTMORF is gecalibreerd op drie tot dusver beschikbaar gekomen lodingen over een periode van ca 30 jaar; de dynamiek tussen de drie metingen is op dit moment nog niet gecalibreerd, maar wel voorzien, waarbij ook gekeken zal worden naar plaatoppervlak; in de praktijk kan de werkelijke dynamiek groter blijken, hetgeen de betrouwbaarheid van het calibreerde model kleiner maakt dan op grond van de calibratie/validatie mag worden aangenomen; als gevolg hiervan kan geen directe relatie worden gelegd tussen korte termijn effecten na uitvoering van ingrepen;
- * voornoemde calibratie heeft plaatsgevonden op een indeling van de Westerschelde in 6 vakken; bij het onderscheiden van meer vakken neemt naar verwachting de nauwkeurigheid van (geaggregeerde) uitspraken op het niveau van 6 vakken mogelijk toe, maar is inherent kleiner op het niveau van individuele kleinere ESTMORF-vakken;
- * voornoemde calibratie is gebaseerd op geulvolumen beneden gemiddeld waterniveau; een directe vertaling naar geul- en plaatoppervlak is van daaruit niet mogelijk; naar verwachting is de betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot geul- en plaatoppervlakken kleiner dan welke gebaseerd zijn op geulvolumina; een calibratie op volumen beneden GHW is nog voorzien;
- * hiermee hangt samen dat ook uitspraken met betrekking tot de bodemhoogte van platen onbetrouwbaarder zijn en ook (nog) niet kunnen worden gecalibreerd; deze mate van onbetrouwbaarheid kan op dit moment niet worden ingeschat;
- * aangezien de schematisatie van ESTMORF vastligt is in principe geen goede calibratie/validatie over langere meetperioden mogelijk omdat de geullengte niet mee kan veranderen; als gevolg hiervan neemt de betrouwbaarheid op termijn steeds meer af met name voor dynamische onderdelen van de Westerschelde; echter vaargeulverdieping en baggeractiviteiten zijn gericht op het handhaven van geulen in hun huidige positie, waarmee de aard van de ingreep dus van grote invloed is op de betrouwbaarheid van uitspraken op de langere termijn;
- * calibratie vindt plaats op basis van volledig omschreven ingrepen, terwijl wat betreft voorspellingen de toekomstige bagger- en stortvolumen niet bekend zijn; wel kan worden uitgegaan van een vaste geuldiepte, zodat telkens tussen perioden de te baggeren volumen op basis van ESTMORF kunnen worden ingeschat en toegerekend naar vooraf bepaalde stortlocaties; het modelmatig bepalen van te baggeren volumen dient idealiter te worden afgestemd op de praktijk van het baggeren; zo wordt er vaak een overdiepte gebaggerd teneinde de baggerfrequentie te beperken;
- * daarnaast kan het uit oogpunt van het beheer wenselijk zijn stortlocaties en -hoeveelheden afhankelijk van de daadwerkelijk plaatsgevonden ontwikkelingen te bepalen; ook hier lijkt sprake van een inherente onbetrouwbaarheid.

De afwijking tussen daadwerkelijke en voorspelde veranderingen in volumina beneden gemiddeld zeeniveau ligt bij een indeling in 6 vakken in de orde van 5% tot 10% in de minder dynamische delen van de Westerschelde. De betrouwbaarheid is geringer voor de meer dynamische delen van de Westerschelde in de orde van 10 tot 15% op basis

van het volumeaandeel van de geulen. De betrouwbaarheid van uitspraken voor minder dynamische delen is daarmee veel groter dan van de meer dynamische delen, waar de mate van betrouwbaarheid juist veel belangrijker is.

Op basis van het voorgaande wordt de betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot (goed ingeschatte) veranderingen in het oppervlakteaandeel platen en geulen tussen de 80% en 90% ingeschat en voor de slikken mogelijk tussen de 80% en 95%.

Theoretisch is het denkbaar dat juist in die delen waar de dynamiek het grootste en de betrouwbaarheid van uitspraken het kleinste is de dynamiek vooral ingreep-bepaald is. Door het nauw omschrijven van ingrepen in afhankelijk van deze dynamiek kan de betrouwbaarheid van uitspraken juist weer toenemen.

ESTMORF doet geen uitspraken met betrekking tot het boven hoogwaterniveau gelegen oppervlak, de schorren en krekken. Daarom is los van ESTMORF voor de schorren en krekken een geleidelijk verlopende achteruitgang afgeleid van de (pas) sinds 1970 heersende trend. De betrouwbaarheid hiervan wordt ingeschat tussen de 70% en 90%.

Betrouwbaarheid voorspelling ligging morfologische eenheden

ESTMORF geeft niet direct uitsluitsel over veranderingen in de ligging van verschillende morfologische eenheden. Er zijn daarom toerekeningsalgoritmen geformuleerd waarbij cellen op basis de hun omliggende cellen zijn gekarakteriseerd.

Op basis van de beschikbare informatie leidt deze toerekening (mogelijk) tot:

- een overschatting van de dynamiek (afnemen en toenemen) van het areaal aan slikken en diensgevolge een onderschatting van de dynamiek van platen;
- een systematische fout in grensverschuivingen welke het gevolg zijn van een gemiddelde toerekening over de gehele grenslijn tussen verschillende morfologische eenheden binnen een ESTMORF-vak;
- een overschatting van de dynamiek dwars op de geulen en een onderschatting van de dynamiek in de lengterichting; de meeste verandering treedt op waar sprake is van koppen en staarten aan platen.

De eerste runs met het voornoemde toerekeningsalgoritme zijn gemaakt en kunnen naast daadwerkelijke veranderingen worden gelegd om te bezien op welke punten bijstelling tot verbetering kan leiden. Vooral nog wordt ervan uitgegaan dat de betrouwbaarheid de interannuele variatie niet te boven kan gaan. De betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot de ligging van platen en geulen varieert daardoor tussen de 70% en 90% voor meer en minder dynamische delen van de Westerschelde. Voor de ligging van laagdynamische platen ligt de betrouwbaarheidsinterval naar schatting tussen de 50% en 70% en voor slibrijke laagdynamische gebieden tussen de 50% en 60%.

Voor genoemde betrouwbaarheid van oppervlakteaandeel en ligging gelden voor een periode van 10 jaar. Naar verwachting neemt de betrouwbaarheid af met het doorlopen van meer perioden van telkens 10 jaar.

In het onderstaande wordt vervolgens ingegaan op afzonderlijke ecologische factoren op ESTMORF-vak en gridcelniveau.

2.2 Morfologische eenheden

ESTMORF-vakken

Het oppervlakteaandeel van platen, geulen en ondiep water kan worden voorspeld met een betrouwbaarheid van (naar schatting) 85% tot 98% voor de respectievelijk de dynamische en minder-dynamische delen van de Westerschelde.

Gridcellen

Het invoeren van de initiële bathymetrie geeft een goede betrouwbaarheid met betrekking tot de bodemligging en andere karakteristieken op de zeer korte termijn voor dynamische vakken en tot op middellange termijn voor minder dynamische vakken. Op langere termijn zullen gemodelleerde en daadwerkelijke veranderingen steeds meer uiteen gaan lopen. In dynamische ESTMORF-vakken is de betrouwbaarheid van het aandeel van verschillende typen morfologische eenheden redelijk tot goed maar op het niveau van individuele gridcellen gering. Op langere termijn gaan veranderingen als gevolg van trendmatige veranderingen in externe factoren een steeds grotere rol spelen.

Bij de toerekening van veranderingen in gridcellen moeten veranderingen gemiddeld worden over een geheel ESTMORF-vak. Vooralsnog wordt verondersteld dat op deze wijze veranderingen in de ligging van hoog- en laagplaat voor 50% tot 85% goed kunnen worden voorspeld.

Slikken lijken, ook in meer dynamische delen van de Westerschelde, aanzienlijk minder dynamisch dan platen. Dit geldt met name voor 'binnen' het lengteprofiel van dijken gelegen slikken. Vooropgezet dat hiermee bij de toerekening van veranderingen in plaatareaal rekening kan worden gehouden zijn uitspraken met betrekking tot slikken betrouwbaarder dan uitspraken met betrekking tot platen. Mogelijk dat de toerekening voor 70% tot 90% goed verloopt.

Sommige morfologische eenheden, zoals de schorren, zijn minder dynamisch en voorspellingen met betrekking tot in schorren gelegen cellen zijn betrouwbaarder. Mogelijk dat 80% tot 95% van de ligging goed kan worden voorspeld.

Tabel 1 Eerste zeer globale inschatting van de mate van betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot oppervlakteaandeel en ligging van verschillende morfologische eenheden na een periode van 10 jaar.

	DYNAMIEK/VERANDERING (onveranderd binnen periode)		VOORSPELBAARHEID (goed voorspelde veranderd aandeel)		BETROUWBAARHEID (goed voorspelde aandeel)	
	ESTMORF-vak oppervlakte aandeel ¹ (%)	ESTMORF-vak ligging oppervlak ² (%)	ESTMORF-vak oppervlakte aandeel ¹ (%)	GRID-cel ligging oppervlak ⁴ (%)	ESTMORF-vak oppervlakte ⁵ (%)	GRID-cel aard ⁶ (%)
Land	100	100	100	100	100	100
Schor	70-98	80-95	70-90	80-95	90-98	86-98
-schorren	70-98	80-95	70-90	80-95	90-98	86-98
-kreeken	70-98	80-95	70-90	80-95	90-98	86-98
Slik (hoog)	80-98	90-95	80-95	90-95	96-98	95-98
-hoogdynamisch	70-98	80-95	70-90	70-90	90-98	85-96
-laagdynamisch	70-98	80-95	70-90	70-90	90-98	85-96
-slibgehalte	70-98	70-95	70-90	60-80	90-98	79-96
-inundatieduur	?	?	?	?	?	?
Slik (laag)	70-98	80-90	80-95	80-90	94-98	90-98
-hoogdynamisch	60-98	70-90	60-90	60-80	84-98	74-96
-laagdynamisch	60-98	70-90	60-90	60-80	84-98	74-96
-slibrijk	60-98	60-80	60-90	50-70	84-98	67-84
-inundatieduur	?	?	?	?	?	?
Hoogplaat	60-98	70-90	80-90	70-90	94-98	85-97
-hoogdynamisch	50-98	60-90	50-90	50-70	75-98	60-95
-laagdynamisch	50-98	60-90	50-90	50-60	75-98	60-94
-inundatieduur	?	?	?	?	?	?
Laagplaat	60-98	70-90	80-90	70-90	92-98	84-97
-hoog dynamisch	50-98	60-90	50-90	50-70	75-98	60-95
-laag dynamisch	50-98	60-90	50-90	50-70	75-98	60-95
-slibgehalte	50-98	50-80	50-90	50-60	75-98	56-91
-inundatieduur	?	?	?	?	?	?
Ondiep water	90-98	80-90	80-90	80-90	96-98	90-97
Geul	90-98	80-90	80-90	80-90	96-98	90-97

¹ het betreft het percentage gelijkgebleven oppervlak van grotere platen in de minst en meest dynamische delen van de Westerschelde op basis van eerder uitgevoerde LUFO-interpretaties

² het betreft het percentage gelijkgebleven ligging van verschillende morfologische eenheden binnen grotere platen op basis van eerder uitgevoerde LUFO-interpretaties

³ het betreft hier de waarschijnlijke afwijking in werketijde en voorspelde veranderingen in oppervlak;

⁴ het betreft hier globale inschattingen van de voorspellingswaarde van specifieke algoritmen voor het ruimtelijk vertalen van veranderingen in oppervlakteaandeel van verschillende morfologische eenheden;

⁵ het betreft hier het product van $(100 - \text{kolom } 2) * (\text{kolom } 3) / 100$.

⁶ het betreft hier het product van $\{(100 - \text{kolom } 2) * (\text{kolom } 4) / 10.000\} * \text{kolom } 5$.

2.3 Waterstanden

ESTMORF-vak

Naar verwachting wordt binnen een ESTMORF-vak de waterstand met IMPLIC goed voorspeld. Bij de berekening van waterstanden wordt evenwel geen rekening gehouden met windinvloeden.

Gridcel

Het verschil in waterstand binnen een ESTMORF-vak is ten hoogste enkele centimeters. De verschillen tussen boven- en benedenstroomse delen zijn daarmee niet relevant en de betrouwbaarheid van waterstanden op het niveau van gridcellen is daarom groot.

2.4 Bodemdiepte

ESTMORF-vak

In de afgelopen 30 jaar zijn er verschuivingen opgetreden in de gemiddelde plaathoogte. ESTMORF is (nog) niet in staat een verlaging of ophoging van (gemiddelde) platen en (gemiddelde) slikken afdoende weer te geven.

Binnen ESTMORF-vakken kan de gemiddelde plaathoogte 60 tot 80 cm variëren over een periode van 10 jaar. Niet berekende toename in plaathoogte wordt mogelijkwijs deels foutief toebedeeld aan plaatoppervlak.

Gridcel

Uitspraken met betrekking tot de gemiddelde plaathoogte in gridcellen zijn onbetrouwbaar. Deze onzekerheid werkt door in de (berekende) inundatieduur en stroomsnelheden.

2.5 Maximale snelheden

ESTMORF-vak

Op het niveau van een ESTMORF-vak wordt de stroomsnelheid voorspeld met IMPLIC op basis van een ideaalprofiel, dat in eerste instantie is afgeleid uit de initiële batymetrie. Onzekerheden in ideaalprofiel zullen beperkt doorwerken in onzekerheden in berekende maximale snelheden. Er is dus sprake van een grote betrouwbaarheid op ESTMORF-vak niveau, die op langere termijn kleiner wordt omdat de schematisatie geen rekening houdt met veranderingen in geulligging en -lengte.

Gridcel

De stroomsnelheden worden toegerekend vanuit een ideaalprofiel aan de gridcellen. Hierbij worden fouten gemaakt ten aanzien van:

- de hogere delen, waarvoor een minder goede calibratie te verwachten is en de toerekening minder nauwkeurig zal zijn; op termijn neemt deze onnauwkeurigheid verder toe;
- niet geschematiseerde kleinere geulen en hun directe invloedssfeer;

- zandplaten gelegen tussen ESTMORF takken en overige zandplaten waar dwarse stroming optreedt.

De mate van (on)betrouwbaarheid is moeilijk aan te geven, maar is naar verwachting gering voor met name de hogere platen. Op dit moment wordt gewerkt aan een afregeling van ESTMORF op plaathoogte. Naar verwachting kan op korte termijn worden beschikt over een model met grotere betrouwbaarheid.

2.6 Substraatdynamiek

ESTMORF-vak

ESTMORF/IMPLIC geeft geen direct uitsluitsel over het dynamische karakter van hoog- en laagplaten. Het dynamisch karakter dient te worden afgeleid uit de berekende maximale stroomsnelheid. Gezien de vooralsnog geringe betrouwbaarheid met betrekking tot plaathoogte en stroomsnelheid zijn ook uitspraken aangaande het dynamisch karakter in hoge mate onbetrouwbaar (mogelijk niet groter dan 50%). Mogelijk dat deze betrouwbaarheid iets hoger is voor de zg. overlaatvakken.

Daar staat echter tegenover dat tenminste voor enkele delen van de Westerschelde sprake lijkt van een qua oppervlakteaandeel redelijk constante verhouding tussen laag- en hoogdynamische platen. Deze verhouding varieert echter sterk tussen verschillende ESTMORF-vakken en ook in de tijd voor meer dynamische delen van de Westerschelde.

Voorzover geen betrouwbare empirische relatie kan worden opgesteld, kan voor een groot aantal vakken worden teruggevallen op voornoemde constante verhouding.

Gridcel

Op het niveau van gridcellen ligt de betrouwbaarheid van voorspellingen over het dynamisch karakter van platen tussen de 50% en 70% voor respectievelijk meer en minder dynamische delen van de Westerschelde en iets hoger voor de slikken.

2.7 Inundatieduur

ESTMORF-vak

Er bestaat een vrij rechte relatie tussen bodemdiepte en waterstand. Alhoewel uitspraken met betrekking tot de waterstand betrouwbaar zijn, is dat niet het geval met de bodemdiepte c.q. plaathoogte. Daarnaast wordt de inundatieduur bepaald aan de hand van een sinuskromme welke een redelijke weergave van de getijkromme is. De mate van betrouwbaarheid van voorspelde plaatoppervlakken met 50% tot 60% inundatieduur is op dit moment niet in te schatten.

Gridcel

De betrouwbaarheid is op dit moment niet in te schatten.

2.8 Slibgehalte

ESTMORF-vak

Het slibgehalte wordt bepaald aan de hand van berekende stroomsnelheden. Gezien de onbetrouwbaarheid aangaande bodemhoogte en stroomsnelheid alsook het oppervlak aan laagdynamische platen zullen ook voorspellingen van het slibgehalte in hoge mate onbetrouwbaar zijn. Vooral nog wordt uitgegaan van een betrouwbaarheid van 50% tot 80% en iets hoger voor de slikken.

In de minder dynamische delen van de Westerschelde blijkt het oppervlak aan slibrijke platen redelijk constant. In de minder dynamische delen van de Westerschelde leveren algoritmen op basis van de gevonden verhoudingen mogelijk betere voorspellingen op dan gemodelleerde voorspellingen.

Gridcel

De betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot slibgehalte (c.q. slibrijk oppervlak) op gridcel niveau is zo mogelijk nog kleiner dan op het niveau van ESTMORF-vakken. Vooral nog is deze op 50% tot 70% ingeschat. In minder dynamische delen van de Westerschelde zijn de verschuivingen in de ligging van slibrijke plaatdelen niet zo groot en kunnen op basis van de initiële slibrijkdom betrouwbaardere uitspraken worden gedaan. In meer dynamische delen is dit evenwel niet meer mogelijk omdat met het toenemen van de dynamiek ook de interannuele variatie in ligging sterk toeneemt.

2.9 Andere niet ESTMORF/IMPLIC gerelateerde gegevens

Voornoemde ecologische factoren zijn allen gerelateerd aan de IMPLIC/ESTMORF basis. Daarnaast worden de volgende ecologische factoren mede in beschouwing genomen:

- **zoutgehalte**; het zoutgehalte wordt op basis van de huidige zoutgradiënt voor verschillende ESTMORF-vakken ingeschat; zolang geen sprake is van grote veranderingen in "tidal volume" zal de zoutgradiënt ook niet wezenlijk veranderen; uitspraken op gridcellen zijn dan eveneens betrouwbaar;
- **zuurstofgehalte**; het zuurstofgehalte wordt eveneens op basis van de huidige zuurstofgehalten voor verschillende ESTMORF-vakken ingeschat; voorzover geen veranderingen in "tidal volume" en bovenstroomse verontreiniging optreden is ook deze inschatting betrouwbaar (genoeg);
- **golfwerking**; deze factor kan mogelijkterwils op basis van IMPLIC worden ingeschat.

In het westelijk deel van de Westerschelde wordt het ecologisch functioneren van platen en slikken met name bepaald door de slibrijkdom en het dynamisch karakter. Verder bovenstrooms zijn evenwel het zoutgehalte en het zuurstofgehalte dominant en met name kritisch op het grensvlak tussen zout en zoet en tussen zuurstofarm en zuurstofrijk.

2.10 Mogelijke en wenselijke verbeteringen

Het huidige prototype voor een estuarium DSS is gebaseerd op een 1 D-morfologisch en een 1 D-hydrodynamisch model. In fase 2 en ook op langere termijn blijft men op een 1 D-morfologisch model aangewezen. Wel kan nu al voor de Westerschelde over een 2-D hydrodynamisch model worden beschikt, dat eventueel gebruikt zou kunnen worden voor het calibreren van algoritmen/vertaalslagen tussen bodemligging en de dynamiek van platen. Echter de betrouwbaarheid van uitspraken op basis van het 2 D-hydrologische model zijn op langere termijn toch weer afhankelijk van de betrouwbaarheid van wijzigingen in bodemhoogte door een 1 D-model.

1. Gedetailleerde schematisatie.

Uit het voorgaande blijkt dat met name grote fouten in toerekening optreden in de invloedssfeer van de niet geschematiseerde kleinere geulen. Deze onnauwkeurigheid kan mogelijk voor een deel worden weggenomen door ook kleinere geulen apart te onderscheiden. Echter de betrouwbaarheid van uitspraken neemt daarmee nog niet toe, omdat (modelleerbare) geomorfologische processen nu eenmaal gebonden zijn aan een bepaalde ruimte- en tijdschaal. Een daadwerkelijke verbetering van de betrouwbaarheid door een schematisatie in meer detail wordt daarom niet verwacht.

2. Dynamische schematisatie.

De huidige schematisatie maakt geen verandering in de positie en lengte van de geulen of het ontstaan van nieuwe geulen mogelijk. Over langere perioden wijzigen geulen wel degelijk hun vorm en ligging, hetgeen gepaard gaat met grote verschillen in het areaal en de ligging van platen. Mogelijk dat een methode kan worden gevonden, waarbij asymmetrische veranderingen in dwarsprofiel kunnen leiden tot een verschuiving in de geschematiseerde ligging van geulen. Echter het opschuiven is dan mede afhankelijk van een adequaat toerekeningsalgoritme.

Een daadwerkelijke verbetering van de betrouwbaarheid wordt hiervan niet verwacht aangezien voorspelde wijzigingen in schematisatie mede afhankelijk zijn van onzekere uitspraken met betrekking tot het asymmetrisch opschuiven van geulen en platen.

3. Communicatie tussen vakken over platen.

Veel platen in de Westerschelde vormen tevens de grens tussen verschillende EST-MORF-vakken. In de ESTMORF-wereld is tussen deze vakken geen transport van water en sediment mogelijk, zodat geen directe uitspraken kunnen worden gedaan over stroomsnelheden en eventuele morfologische veranderingen.

In de IMPLIC-schematisatie zijn mede ten behoeve van de calibratie overlaatvakken onderscheiden, waarbij waterbeweging dwars op de vakken mogelijk is. In ESTMORF is deze waterbeweging bepalend voor sedimenttransport tussen deze vakken.

Mogelijk dat op basis van verschillen in waterstanden uitspraken kunnen worden gedaan over de condities die op de tussenliggende plaat heersen.

4. Verfijning toerekeningsalgoritmen IMPLIC naar gridcel.

Nader onderzoek kan leiden tot een verbetering van de toerekeningsalgoritmen. Een bestaand 2-D hydrodynamisch model kan te zamen met de initiële bathymetrie en het ARC-INFO bestand gebruikt worden voor:

- een initiële toerekening van stroomsnelheden aan de onderscheiden gridcellen;
- het leggen van een beter verband/algorithm tussen IMPLIC en de stroomsnelheid in verschillende gridcellen afhankelijk van bodemhoogte en positie temidden van andere gridcellen;
- het leggen van een beter verband/algorithm tussen IMPLIC en plaatdynamiek afhankelijk van bodemhoogte en positie.

Aangezien geen genuanceerde verschillen in hoogte kunnen worden voorspeld wordt hiervan evenwel niet veel verwacht.

5. Verfijning toerekeningsalgoritmen ESTMORF naar gridcel.

Op dit moment is de toerekening van verandering in bodemhoogte afhankelijk van de initiële bodemhoogte en voor cellen met gelijke bodemhoogte ook van de positie van de cel temidden van omliggende cellen. Hierdoor wordt tegelijkertijd de toerekening van inundatieduur, stroomsnelheid, dynamiek en slibgehalte bepaald. Deze toerekening is dus cruciaal voor het doen van de juiste ecologische karakterisering van gridcellen. Het verfijnen van toerekeningsalgoritmen kan in principe op twee manieren:

- het mede op basis van veldgegevens beter calibreren van empirische relaties tussen bodemhoogte en de dynamiek, stroomsnelheid en het slibgehalte;
- het op basis van correlatieve verbanden, welke zijn ontleent aan geomorfologische kaarten, herdefiniëren van toerekeningsalgoritmen en nuanceren van de positie en dynamiek van gridcellen.

Het op basis van empirie verbeteren van verbanden heeft enkel zin als ook voorspellingen met betrekking tot bodemhoogte en stroomsnelheid sterk kunnen worden verbeterd. Gezien de onbetrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot plaathoogte door ESTMORF ligt deze weg niet voor de hand en is zij ook minder zinvol gezien het na te streven aggregatieniveau voor beleidsrelevante onderbouwing.

Wel kan door calibratie op oppervlakteaandelen de betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot oppervlakteaandelen en mogelijk ook van bijvoorbeeld de gemiddelde plaathoogte worden vergroot.

Het verbeteren van correlatieve verbanden kent de volgende mogelijke invalshoeken:

- **verbeterde initiële karakterisatie van gridcellen** door:
 - * aangeven/definiëren van de initiële positie, zodat een onderscheid kan worden gemaakt tussen slikken en platen en ook de positie ten opzichte van de hoofdgeul beter kan worden aangegeven; mogelijk dat zelfs over lange termijn stabiel gebleven grenzen tussen morfologische eenheden op deze wijze als meer stabiel in het grid kunnen worden gedefinieerd; dit onderscheid is wenselijk omdat de meeste veranderingen in oppervlakte-

aandeel en ligging zich voordoen op de koppen en staarten van platen en niet op plaatranden parallel aan de geul en niet op slikken; het aangeven van dergelijke stabiliteitszones is waarschijnlijk alleen te rechtvaardigen voor die delen waarin geen grote geforceerde veranderingen in de ligging van hoofdgeulen (door baggeren) of dijken (door substantiële ontpolleringen) optreden;

- * aangeven/definiëren van de initiële dynamiek, zodat positie en initiële bathymetrie mogelijk gekoppeld kunnen worden met het laag- of hoogdynamische karakter van platen; daarnaast kan worden uitgegaan van een vaste verhouding tussen laag- en hoogdynamische laag- en hoogplaat voor binnen grotere eenheden van de Westerschelde gelegen platen;
- * aangeven/definiëren van de initiële slibrijkdom, daar blijkt dat slibrijke slikken en platen vrijwel altijd slibrijk blijven, terwijl volledig slibarme platen vrijwel altijd slibarm blijven; op platen met slibarme en -rijke delen komen daarentegen grote variaties in het oppervlaktaandeel van slibarm en slibrijk voor; voor zulke platen kan worden uitgegaan van een (meer) vaste verhouding slibrijk/slibarm zoals die voor grotere delen van de Westerschelde kan worden afgeleid;
- *verbeterde modelmatige karakterisatie van gridcellen*, waarbij getracht wordt aan de hand van de omliggende cellen en op basis van de initiële karakterisatie cellen nader te omschrijven, zodat bij veranderingen in plaatoppervlak en -ligging andere cellen als kop of staart van platen kunnen worden onderkend;
- *verbeterde modelmatige toerekening van veranderingen in bodemhoogte* naar nader gekarakteriseerde gridcellen, waarbij veranderingen in oppervlaktaandeel in mindere of meerdere mate kunnen worden toegeschreven aan in het verleden minder en meer qua ligging dynamisch gebleken (type) cellen;
- *een gedegen calibratie van toerekeningsalgoritmen* op basis van modelmatig gesimuleerde veranderingen in het verleden.

5. Expliciete inschatting van de mate van onzekerheid.

Op basis van de LUF0 blijkt de betrouwbaarheid snel af te nemen met toenemende dynamiek. Op basis van voorspelde veranderingen in het schematisch dwarsprofiel kan de mate van dynamiek en daarmee de mate van betrouwbaarheid worden ingeschat. Door het presentatietechnisch oplossen van deze onbetrouwbaarheid kan de visuele presentatie van gegevens op kaart en het behoud van voldoende betrouwbare uitspraken op gridniveau worden gehandhaafd.

2.11 Conclusies

Morfologie, dynamiek en slibgehalte

De betrouwbaarheid neemt af met afnemend schaalniveau. Bij een indeling van de Westerschelde in 4 tot 6 vakken zijn met een betrouwbaarheid van 80% tot 95% uitspraken te doen over veranderingen in het areaal aan verschillende morfologische eenheden. Een verandering in het oppervlak laag- en hoogdynamische platen kan met een betrouwbaarheid van 70 tot 90% worden voorspeld. De betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot de veranderingen in de aanwezigheid van slibrijke platen ligt in de orde van 80% tot 90%.

Bij een indeling in 119 vakken neemt de betrouwbaarheid van enkele individuele vakken af. De betrouwbaarheid met betrekking tot het oppervlaktaandeel van verschillende morfologische onderdelen varieert tussen de 50% en 90% van respectievelijk meer en minder dynamische delen van de Westerschelde. De betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot het oppervlaktaandeel neemt daarbij (iets) toe voor de minst dynamische vakken, maar is veel kleiner voor de meer dynamische vakken.

De betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot veranderingen in het oppervlak aan laag- en hoogdynamische platen is voor alle vakken veel geringer en bedraagt in de orde van minder dan 50% tot 70%.

Bij volledige multicorrelatie tussen plaatdynamiek en slibgehalte bedraagt de betrouwbaarheidsinterval van uitspraken met betrekking tot veranderingen in het oppervlaktaandeel van slibrijke platen eveneens ca 50% tot 70%.

Bij volledige multicorrelatie tussen gemiddelde plaathoogte en inundatieduur bedraagt de betrouwbaarheid met betrekking tot het areaal plaat met 50 tot 60% droogval mogelijk eveneens 50% tot 70%.

Op dit moment kan met ESTMORF niet goed de plaathoogte worden voorspeld en is ook de betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot inundatieduur en plaatdynamiek niet groot. Na te zijn afgeregeld op plaathoogte neemt deze betrouwbaarheid echter toe. Uitspraken met betrekking tot het slibgehalte blijven echter onbetrouwbaar.

Uitspraken op gridcel niveau zijn nog onbetrouwbaarder omdat de ligging van platen meer varieert dan het oppervlak. Naar verwachting wordt tussen de 85% en 97% van de cellen correct als plaat, schor of slik aangegeven na een periode van 10 jaar voor de meer en minder dynamische delen van de Westerschelde. Tussen de 60% en 96% wordt mogelijkwijs goed aangegeven als hoog of laagdynamische plaat, en 56% tot 91% correct als slibrijke laagdynamische plaat. Naar verwachting wordt in meer dynamische delen van de Westerschelde mogelijk meer dan helft van de cellen na meer dan 20 jaar foutief als slibrijke laagdynamische plaat aangegeven.

Door een betere calibratie van ESTMORF op basis van meer lodingen en ook naar het oppervlaktaandeel van verschillende morfologische eenheden kan naar verwachting de betrouwbaarheid iets toenemen, maar niet veel.

Door een betere toerekening van veranderingen in ideaal dwarsprofiel naar gridcellen kan meer aan betrouwbaarheid worden gewonnen wat betreft de ligging van hoog- en laagplaten. Dit kan ondermeer door modelmatig een onderscheid te maken tussen slikken en platen en vervolgens minder veranderingen aan slikken toe te schrijven.

De betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot het dynamisch karakter van platen kan mogelijk worden verbeterd door ook de initiële dynamiek mee in beschouwing te nemen.

Ook uitspraken met betrekking tot de slibrijkdom kunnen maar gering verbeteren door bij initiële bathymetrie ook initiële slibrijkdom mee in beschouwing te nemen. Slibrijke slikken blijven veelal over de gehele periode slibrijk en de grootste veranderingen in oppervlak aan slibrijke laagdynamische platen treden enkel op waar sprake is van een combinatie van slibarme en slibrijke oppervlakken.

Op grond van het bovenstaande wordt voor de schorren en slikken een redelijke mate van betrouwbaarheid verwacht met betrekking tot oppervlak, ligging, dynamiek en slibgehalte. In de minder dynamische delen van de Westerschelde wordt eveneens een redelijke mate van betrouwbaarheid verwacht inzake oppervlak en ligging van platen en in mindere mate van dynamiek en slibgehalte.

Ook met alle zeilen bij blijven uitspraken met betrekking tot oppervlak en ligging, van laag- en hoogdynamische platen, slibrijke laagdynamische platen en platen met een inundatieduur tussen de 50% en 60% zeer ongewis in de meer dynamische delen van de Westerschelde. In deze delen moet gekozen worden voor een hoger aggregatieniveau waarop tenminste redelijk betrouwbare uitspraken kunnen worden gedaan ten aanzien van het oppervlaktaandeel van hoog- en laag-dynamische platen.

Deze onbetrouwbaarheid kan mogelijk presentatietechnisch worden opgelost, bijvoorbeeld door een minder diepe kleuring van verschillende typen morfologische eenheden. De mate van dynamiek c.q. onbetrouwbaarheid kan daarbij worden ingeschat op basis van historische dynamiek of op basis van door ESTMORF geprognosticeerde veranderingen in schematisch dwarsprofiel.

Een exacte aanduiding van slibrijke hoog- en laagdynamische gebieden lijkt voor de meer dynamische delen van de Westerschelde ook ongewenst omdat juist grote interannuele variaties in oppervlak en ligging van deze eenheden moeten worden gezien als een inherente karakteristiek c.q. wijziging van het systeem na het doen van grote ingrepen. De dynamiek en daarmee samenhangende variatie en onbetrouwbaarheid behoren differentiërende criteria te zijn voor op te stellen legenda-eenheden.

Waterstand, bodemhoogte, inundatieduur en stroomsnelheid

Voorspellingen met betrekking tot waterstanden zijn op het niveau van ESTMORF-vakken en gridcellen voldoende betrouwbaar.

Kleinere veranderingen in bodemhoogte met name van platen en slikken zijn op ESTMORF-niveau maar zeer moeilijk voorspelbaar. Vooral nog kan worden uitgegaan van een algehele ophoging vergelijkbaar aan de gemiddelde toename van gemiddeld

hoogwater niveau. De betrouwbaarheidsinterval bedraagt mogelijk 60% tot 80% van de daadwerkelijk optredende veranderingen in bodemhoogte.

Zuurstof en zoutgehalte

Voorspellingen met betrekking tot zuurstof- en zoutgehalte lijken vooralsnog voldoende betrouwbaar, want niet kritisch, voor grote delen van de Westerschelde. Het grensvlak zuurstofrijk/zuurstofarm en brak/zoet is daarentegen zeer kritisch. Vaargeulverdieping zal leiden tot een bodenstrooms opschuiven van de zout- en zuurstofgradiënt. De met dit opschuiven samenhangende ecologische effecten zijn zeer belangrijk voor het beoordelen van scenario's. Op termijn is een betere inschatting van veranderingen in de ligging van deze grensvlakken voor de ecologische effectvoorspelling cruciaal.

3 VAN ECOLOGISCHE FACTOREN NAAR HABITATTYPE

3.1 Werkwijze prototype

Op basis van veldgegevens wordt gezocht naar kritische grenzen voor het voorkomen van verschillende soorten van doelorganismen. In de meeste gevallen is hun voorkomen afhankelijk van een combinatie van factoren, waaronder:

- substraatdynamiek (laag-of hoogdynamisch);
- substraatkwaliteit (o.a. textuur, slibgehalte, voorkomen van organische stof, zuurstofgehalte);
- stroomsnelheid;
- inundatiefrequentie/duur;
- zoutgehalte;
- zuurstofgehalte.

De betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot het oppervlak, ligging en mogelijk ook de kwaliteit van verschillende habitattypen hangt af van:

- de betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot oppervlakte en ligging van slikken, schorren, laag- en hoogdynamische slibrijke en -arm laag- en hoogplaten (zie hoofdstuk 2);
- de betrouwbaarheid van combinaties van ecologische factoren welke samen een habitatype beschrijven; bij volledige multicorrelatie is deze betrouwbaarheid vergelijkbaar aan die van de minst betrouwbare parameter; bij volledig onafhankelijke factoren is de betrouwbaarheid gelijk aan het product van de betrouwbaarheid van deelfactoren;
- de betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot kritische klassegrenzen voor organisme specifieke habitattypen, waarop in hoofdstuk 4 nader wordt ingegaan.

In het onderstaande zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- de dynamiek en slibrijkdom zijn afhankelijk van elkaar;
- de inundatieduur is onafhankelijk van dynamiek en slibrijkdom;
- de factoren zuurstofrijkdom en zoutgehalte zijn (vrijwel volledig) onafhankelijk van morfologische kenmerken.

3.2 Schorren en krekens

Uit hoofdstuk 2 blijkt dat het oppervlak en de ligging van schorren en krekens met een redelijke mate van betrouwbaarheid kan worden voorspeld. Ook de overige voor ecologie van krekens relevante factoren als zoutgehalte en zuurstofgehalte kunnen voor het grootste deel van de Westerschelde afdoende worden voorspeld. Dit met uitzondering van het grensvlak tussen zout en zoet en tussen zuurstofarm- en zuurstofrijk.

De betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot oppervlak en ligging van schorren en kreken is daarmee vergelijkbaar aan die van de morfologische eenheid schorren en kreken.

3.3 Hoog- en laaglikken

Uit hoofdstuk 2 blijkt een redelijke mate van betrouwbaarheid voor het oppervlak en de ligging van laag- en hoogdynamische, slibarme en slibrijke slikken. Ook zout- en zuurstofgehalte kunnen goed worden voorspeld. Moeilijker is evenwel de inundatieduur aangezien voorspellingen met betrekking tot de bodemhoogte onbetrouwbaar zijn. Deze onbetrouwbaarheid is met name kritisch ten aanzien van zoobenthos en in mindere mate voor de fouragerende vogels.

De betrouwbaarheid is ingeschat uitgaande van volledige multicorrelatie van de factoren dynamiek, slib en inundatieduur. Hieruit blijkt een redelijke mate van betrouwbaarheid met betrekking tot de hoog- en laagdynamische slikken en een matige betrouwbaarheid wat betreft oppervlak en ligging van slibrijke laagdynamische slikken. In tegenstelling tot de platen zijn voor slikken ook uitspraken in de meer dynamische delen van de Westerschelde redelijk betrouwbaar.

3.4 Hoog- en laagplaten

Het oppervlak, ligging, dynamiek en slibrijkdom van platen kunnen slecht worden voorspeld in de meer dynamische delen van de Westerschelde. Uitspraken met betrekking tot het oppervlaktaandeel over grotere eenheden lijken vooreerst voldoende betrouwbaar. Voor ESTMORF-vakken gelegen in meer dynamische delen van de Westerschelde kan het beter voorspelbare oppervlaktaandeel worden uitgemiddeld, zodat enkel grote onzekerheden met betrekking tot de ligging resteren.

Zout- en zuurstof kunnen goed worden voorspeld met uitzondering van de zones waarin het grensvlak tussen zout en zoet en tussen zuurstofrijk en zuurstofarm is gelegen.

3.5 Ondiep water

Deze eenheid is nog niet verder bezien.

3.6 Mogelijke verbeteringen

Uit tabel 2 blijkt dat met name uitspraken met betrekking tot de slibrijke laagdynamische platen laag zullen zijn. Uitspraken over de aard van ecotooptypen op het grensvlak van zout en zoet worden bepaald door de zoutgradiënt. In het prototype wordt uitgegaan van de niet door vaargeulverdieping beïnvloede huidige zoutgradiënt. Naar

verwachting zal deze gradiënt wel worden beïnvloed en is de ligging van het ecologisch relevante grensvlak zeer onbetrouwbaar.

Tabel 2 Globale eerste inschatting van de betrouwbaarheid van een aantal hoofdtypen van habitats

TYPE HABITAT	BETROUWBAARHEID HABITATTYPEN	
	ESTMORF-vak oppervlakte aandeel (%)	GRID-cel aard oppervlak (%)
Land	100	100
Schor		
-schorren	90-98	86-98
-kreeken (onafh. van waterkwaliteit)	90-98	86-98
Slik		
-hooggelegen, hoogdynamisch, slibarm	90-98	85-96
-hooggelegen, laagdynamisch, slibarm	90-98	85-96
-hooggelegen, laagdynamisch, slibrijk	90-98	79-96
-laaggelegen, hoogdynamisch, slibarm	84-98	74-96
-laaggelegen, laagdynamisch, slibarm	84-98	74-96
-laaggelegen, laagdynamisch, slibrijk	84-98	67-84
-laagdynamisch inundatieduur minder dan 60%	?	?
Plaat		
-hooggelegen, hoogdynamisch, slibarm	75-98	60-95
-hooggelegen, laagdynamisch, slibarm	75-98	60-95
-hooggelegen, laagdynamisch, slibrijk	75-98	56-91
-laaggelegen, hoogdynamisch, slibarm	75-98	60-95
-laaggelegen, laagdynamisch, slibarm	75-98	60-95
-laaggelegen, laagdynamisch, slibrijk	75-98	56-91
-laagdynamisch inundatieduur minder dan 60%	?	?
Ondiep water		
-hoogdynamisch, slibarm	96-98	90-97
-laagdynamisch	96-98	90-97
Geul	96-98	90-97
Zoutgehalte		
-buiten grensvlak	90-100?	90-100?
-op grensvlak	50-90?	50-90?
Zuurstofgehalte		
-buiten grensvlak	90-100?	90-100?
-op grensvlak	50-90?	50-90?

In de ecotoopindeling wordt nog niet onderscheiden op het zuurstofgehalte aangezien het prototype tot aan de Nederlands-Belgische grens reikt. Een onderscheid naar zuurstofarme en zuurstofrijke zoete ecotopen is bij uitbreiding echter noodzakelijk.

Binnenkort kan beschikt worden over een nieuw waterkwaliteitsmodel voor de Westerschelde, dat gebaseerd is op een indeling van de Westerschelde in enkele (6?) vakken. Het model maakt onder meer een betere inschatting mogelijk van het opschuiven van

de zout- en zuurstofgradiënt. Een exacte ligging kan met dit globale model echter niet worden aangegeven.

Nader aan te geven nadat een meer concrete beschrijving van habitatype beschikbaar is.

3.7 Conclusies

Uit het bovenstaande blijkt voorsnog dat voor de meeste habitatypen, slibrijkdom en inundatieduur de betrouwbaarheid bepalende factoren zijn. Mogelijk dat in de bovenloop van de Westerschelde ook zuurstof en zout een grote rol zullen spelen.

4 VAN HABITATTYPEN NAAR ECOLOGISCHE DOELVARIABLEN

Van habitatype naar kokkelgegevens

Met behulp van een GIS is de relatie vastgesteld tussen habitatype en kokkeldichtheden en -biomassa's. Bij de methodiek zijn een tweetal kanttekeningen te plaatsen die de betrouwbaarheid van de uitspraak beïnvloeden.

1. De cirkel die door het GIS in de kokkelgridcel (oppervlakte 12.5 ha) is getrokken beslaat slechts de helft van het totale oppervlak (25 ha) van de bemonsterde gridcel. De analyse zijn uitgevoerd op basis van de gegevens uit de cirkel, terwijl het theoretisch mogelijk is dat het RIVO juist in het gebied buiten de cirkel heeft gemonsterd.
2. Aangenomen wordt dat het type wat het meest in de cirkel voorkomt het kenmerkende type is. Dit is vooral aanvechtbaar wanneer het op een na meest voorkomende type een oppervlak beslaat die maar weinig kleiner is dan de oppervlakte van het meest voorkomende type.

Van Kokkelgegevens naar scholeksterdichtheden: EFFECT 1.0

Het model EFFECT 1.0 is een model in ontwikkeling. De uitkomsten zijn niet getoetst aan de werkelijkheid. Het model is ook niet gecalibreerd, de parametersetting is gebaseerd op literatuur informatie. De betrouwbaarheid van dit model zal vooralsnog laag zijn. De gevoeligheid en betrouwbaarheid van het model is nog niet gekwantificeerd. RIKZ werkt doorlopend aan de verdere ontwikkeling van het model.

5 BELEIDSRELEVANTE PRESENTATIE ECOLOGISCHE DOELPARAMETERS

Algemeen

Uit het voorgaande blijkt dat de betrouwbaarheid aangaande de voorspelling van een groot aantal ecologische doelvariabelen vooral op langere termijn zeer gering is. Ook door verregaande verbeteringen van het prototype blijft een grote mate van onbetrouwbaarheid in principe aanwezig. Deze onbetrouwbaarheid is groter naarmate men tracht op lagere schaalniveaus uitspraken te doen.

De vraag stelt zich nu op welk aggregatieniveau en met welke mate van betrouwbaarheid beleidsrelevante uitspraken moeten worden gedaan. Idealiter dient dit door de beheerder nader te worden ingevuld. Onderstaande is een eerste schot voor de boeg.

Vereist aggregatieniveau en betrouwbaarheid

De vereiste nauwkeurigheid en betrouwbaarheid verschilt tussen verschillende doelparameters.

a. Abiotische parameters

- baggervolume

Naar verwachting voldoet een kwantitatieve opgave op ESTMORF-vak niveau van de te baggeren volumina tijdens onderhoudsbaggerwerkzaamheden. Wat betreft baggerwerkzaamheden is de exacte locatie en verschuiving van geulen en platen van minder belang, vanwege het dichte net van frequente lodingen i.v.m. scheepvaart.

- stortvolume

Het te storten volume wordt in hoofdzaak door het beleid bepaald en is daarmee geen directe systeemafhankelijke parameter.

b. Ecologische doelvariabelen.

- zuurstof

Wat betreft zuurstof zijn voorspellingen op ESTMORF-vak niveau voldoende nauwkeurig. Mogelijk dat met name de overgang zuurstofrijk naar zuurstofarm iets kritischer zal zijn ten aanzien van aggregatieniveau en betrouwbaarheid.

Tabel 3 Eerste globale en persoonlijke inschatting gewenste agregatie en betrouwbaarheid van verschillende doelparameters.

	Gewenste betrouwbaarheid (%)			Mogelijke betrouwbaarheid (%)		
	Westerschelde	ESTMORF-vak	Gridcel	Westerschelde	ESTMORF-vak	Gridcel
Abiotische doelparameter						
- baggervolume	90	80	n.r.	90	80	n.r.
- stortvolume	90	80	n.r.	90	80	n.r.
Ecologische doelparameter						
-zuurstofgehalte	90	80	n.r.	90	80	< 80
-chloridegehalte	90	80	n.r.	90	80	< 80
-plankton	80	< 50	n.r.	80	> 50	> 50
-macrobenthos (ha)	80	70-80	> 50	80	> 70?	< 50
-zeegras (ha)	80	70-80	> 50	80	> 70?	< 50
-vissen (ton)	80	50-60	n.r.	80	> 50?	< 50
-vogels (aantal)	80	50-60	n.r.	80	> 50?	< 50

- chloride

Het zoutgehalte is een zeer belangrijke ecologische parameter, die evenwel maar weinig ruimtelijke variatie vertoont. Mogelijk dat alleen de overgang brak naar zoet uitspraken op een lager niveau dan een ESTMORF-vak vergt.

- plankton

Voor plankton als de voedselbasis voor de Westerschelde wordt een inschatting op het niveau van (grotere delen van) de Westerschelde voldoende geacht, met een gewenste betrouwbaarheid van 80.

Voor algengroei als eutrofiëringsparameter, bijvoorbeeld in het bovenstroomse deel van de Westerschelde, is eveneens een inschatting op het niveau van de Westerschelde afdoende.

Voorspellingen op ESTMORF-vak niveau zijn minder relevant en mogen in hun betrouwbaarheid minder dan 50% zijn.

- macrobenthos

Het belang van macrobenthos hangt met name samen met haar functie als voedselorganisme voor vissen en vogels. Voor vissen en vogels wordt een hoog aggregatieniveau afdoende geacht. Voor zoobenthos is echter een lager aggregatieniveau van belang vooral om uitspraken met betrekking tot de exacte locatie

van baggerstort te kunnen ondersteunen. Uitspraken op gridcelniveau met een betrouwbaarheid van tenminste 50% lijken daarom gewenst.

- zeegras

Voor zeegras gelden dezelfde overwegingen als voor macrobenthos. Ook hier zijn uitspraken op gridcelniveau gewenst ter ondersteuning van het baggerstort beleid.

- vissen

Voor vissen zijn uitspraken op het niveau vna delen van de Westerschelde afdoende voor het voeren van beleid. Uitspraken op het niveau van ESTMORF-vakken behoeven daarom ook maar een geringe betrouwbaarheid te hebben.

- vogels

Ook voor vogels geldt dat uitspraken op het niveau van delen van de Westerschelde afdoende zullen zijn voor het voeren van beleid. Het doen van uitspraken op gridcel niveau is gezien de temporele en ruimtelijke mobiliteit van de meeste soorten niet zinvol.

Zoobenthos is mogelijk, mede in relatie tot andere doelorganismen waarvoor het de belangrijkste voedselbron vormt de meest kritische parameter. Meer dan andere organismen is zoobenthos gerelateerd aan de kwaliteit (slibgehalte) en de dynamiek van het substraat welke beide zeer moeilijk te voorspellen zijn op het niveau van individuele gridcellen. Ook voorspellingen op ESTMORF-niveau zijn onbetrouwbaar, omdat ook op dit niveau de voor zoobenthos bepalende factoren plaatdynamiek en slibrijkdom niet goed kunnen worden voorspeld.

In principe is al gekozen voor het uitvoeren van vaargeulverdieping, maar wat betreft ontpoldering en baggerstort zijn nog keuzen te maken. Vaargeulverdieping heeft invloed op de Westerschelde als geheel. o.m. door het toenemen van het getij, wijziging in zoutgradiënten e.d. Ontpoldering en baggerstort hebben vooral lokaal invloeden op de ligging en dynamiek van geulen, platen en schorren.

Uitspraken op het niveau van de Westerschelde zijn daarom op dit moment minder beleidsrelevant, vooral aangezien op dit niveau geen andere stuurvariabelen (behalve emissiebeleid) aanwezig zijn. Een voor de Westerschelde bruikbaar DSS moet daarom bij voorkeur uitspraken kunnen doen op lokaler niveau ter ondersteuning van keuzen met betrekking tot ontpoldering en baggerstort.

6 STELLINGEN

In de voorgaande hoofdstukken is een eerste aanzet gegeven tot bepaling van de betrouwbaarheid van uitspraken aangaande oppervlakteaandeel en -ligging van verschillende ecologisch relevante eenheden. Deze eerste aanzet behoeft ongetwijfeld nog veel bijstelling en verdere uitwerking. De mate van betrouwbaarheid van de vertaalslagen ecologische factoren naar habitatype en habitatype naar ecologische doelvariabelen heeft respectievelijk nauwelijks tot nog niet plaatsgevonden. Daarnaast dient het beleidsrelevante aggregatieniveau nog door rijkswaterstaat te worden aangegeven. Toch waag ik mij aan de formulering van de volgende stellingen:

Toepassingsgebied

1. In dynamische (delen van) estuaria blijven voorspellingen op basis van morfologische modellen met betrekking tot oppervlak, ligging, dynamisch karakter, slibrijk, bodemhoogte en inundatieduur van afzonderlijke platen zeer ongewis ook op hogere aggregatieniveaus.
In deze situaties dient een morfologisch model met name voor het bepalen van de mate van dynamiek en onbetrouwbaarheid. Voorspellingen met betrekking tot ecologische factoren en ecologische doelvariabelen kunnen vervolgens op basis van expert judgement worden gedaan.
2. Waar de natuurlijke morfologische trend en variatie groter zijn dan de ingreepbepaalde morfologische trend en variatie kan een DSS niet DS zijn.
3. Waar enkel de natuurlijke morfologische variatie groter is dan de ingreepbepaalde morfologische trend dient een hoger aggregatie niveau en een langere termijn te worden gekozen voor het doen van zinvolle DS. Dit lijkt bij het Westerschelde estuarium het geval voor de factoren slibrijksdom en dynamisch karakter op ESTMORF-niveau en daarmee voor de daaraan gerelateerde ecologische doelvariabelen.
In deze situaties een DSS niet kan worden ingezet ter ondersteuning van keuzen met betrekking tot baggerstort welke gepaard gaan met lokale effecten.
4. Waar de bagger en stort bepaalde morfologische variatie groter is dan de natuurlijke variatie, maar zeer ongewis in zijn voorspelling heeft op de voet monitoren en bijsturen meer zin dan vooraf voorspellingen willen doen.
5. Het huidige prototype levert waarschijnlijk minder betrouwbare uitspraken op met betrekking tot de ontwikkeling van slikken dan op basis van een stand-still beginsel zouden worden gedaan.
Het verbeteren van toerekeningsalgoritmen zal ertoe leiden dat wat de slikken betreft het prototype steeds meer het karakter van een expert oordeel zal krijgen.

6. ESTMORF gaat uit van een evenwichtsrelatie en kan daarom enkel over langere perioden uitspraken doen en over langere perioden worden gecalibreerd; in estuaria waar stationaire situaties niet worden benaderd of waar onvoldoende lange meetreeksen beschikbaar zijn kan ESTMORF en daarmee een op ESTMORF gebaseerd DSS maar moeilijk worden ingezet. Het lijkt nuttig de bandbreedte (estuaria typen) te definiëren waarbinnen de inzet van ESTMORF zinvol is.

Aggregatie

7. De temporele variatie (populatiedynamiek) en ruimtelijke variatie in het voorkomen van menig ecologisch doelorganisme (m.n. vogels) is groter dan de natuurlijke en ingreep-bepaalde dynamiek in het voorkomen van hun habitat. Wat deze ecologische doelorganismen betreft zijn uitspraken ook wat betreft hun habitat op een hoger aggregatieniveau zinvol in termen van 3 tot 5 jaarlijkse gemiddelden en grotere delen van de Westerschelde. Slechts daar waar sprake is van duidelijke ingreep-bepaalde trends in voorkomen van relevante habitats (bijvoorbeeld het voorkomen van harde substraten) lijken uitspraken op een meer gedetailleerd niveau zinvol als op dat zelfde niveau stuurvariabelen kunnen worden omschreven.
8. De beslissing ten aanzien van vaargeulverdieping is wat de Westerschelde betreft al genomen. Een verder uitgewerkt prototype DSS dient vervolgens met name het ondersteunen van de locatiebepaling van stortactiviteiten, aangezien locatie en mate van baggeractiviteiten een noodzakelijk gevolg zijn van het op diepte moeten houden van de vaargeul. Naar het zich laat aanzien is een op ESTMORF-gebaseerd DSS niet in staat hiervoor voldoende relevante informatie, op het niveau van individuele platen en met grote betrouwbaarheid, aan te leveren.

Presentatie

8. Uitspraken op het niveau van delen van de Westerschelde zijn voor de meeste doelorganismen voldoende concreet. Voor geen enkel organisme lijkt een zeer gedetailleerde voorspelling op het niveau van individuele gridcellen of zelfs ESTMORF-vakken wenselijk/noodzakelijk. Als een verbeterde 1-D naar 2-D vertaalslag op (langere) termijn geen betere 1-D en 2-D voorspellingen oplevert, dan dient het grid enkel presentatiedoeleinden. Presentatietechnisch lijkt een grotere onbetrouwbaarheid acceptabel als tenminste het oppervlakte aandeel van relevante habitats zo betrouwbaar mogelijk op een hoger aggregatieniveau is bepaald.

Hoe nu verder

Op dit moment vormt ESTMORF het beste morfologische model in zijn soort. Dit betekent dat ook een estuarium DSS dat is gebaseerd op ESTMORF in potentie een voorsprong zal hebben op elk ander estuarium DSS.

Daarnaast kan worden geconstateerd dat met ESTMORF voldoende betrouwbare uitspraken kunnen worden gedaan voor wat betreft alle beleidsrelevante criteria.

Hierbij is verondersteld dat het aggregatieniveau van ecologische criteria en daarom ook de vereiste betrouwbaarheid lager gelegen is dan voor criteria welke direct appeleren aan baggerinspanningen.

Ook is aangegeven dat de betrouwbaarheid van uitspraken nog aanzienlijk kan worden vergroot en met name het verbeteren van de vertaalslag van 1 D naar 2 D en de aggregatie tot ecotopen verdient verder te worden uitgewerkt.

Mogelijk dat ook de betrouwbaarheid van uitspraken met betrekking tot ecologische doelvariabelen nog sterk kan worden verbeterd door zoveel mogelijk gebruikt te maken van uit de veldgegevens van de Westerschelde af te leiden correlatieve verbanden tussen conditionerende factoren en ecologische doelvariabelen.

Afhankelijk van de discussie en invulling van de hoofdstukken 3 en 4 lijkt voor een tweede fase het meest relevant:

9. Calibratie en bepaling betrouwbaarheid.
 - calibratie van oppervlakte aandeel verschillende morfologische eenheden op niveau van ESTMORF-vakken;
 - calibratie van verhoudingen hoog/laagdynamisch voor lage en hoge platen en slikken en met slibrijkdom op niveau van verschillende delen van de Westerschelde ter bepaling van de aanwezigheid van relevante habitats ten behoeve van de ecologische effectvoorspelling;
 - calibratie van toerekeningsalgoritme op ESTMORF-vak niveau;
 - calibratie relatie bagger en stort op lokaal niveau ter bepaling van de mate van sturing.

10. Toepasbaarheid en relevantie DSS.
 - bepaling van relaties en delen Westerschelde waar op basis van het DSS voldoende betrouwbare uitspraken kunnen worden gedaan ter ondersteuning van beleid en beheer;
 - typering van type ingrepen en estuaria waar de inzet van een estuarium DSS zinvol wordt geacht.