



Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium fase 2



Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium Fase 2

H. Holzhauer¹, T. Maris², P. Meire², S. van Damme², A. Nolte¹, K. Kuijper¹, M. Taal¹, C. Jeuken¹, J. Kromkamp³ en B. van Wesenbeeck¹, G. Van Ryckegem⁴, E. Van den Bergh⁴ en S. Wijnhoven³

¹ Deltares

² Universiteit Antwerpen, Ecobe

³ NIOO

⁴ INBO

December 2011

In opdracht van:



Projectnummer Deltares: 1204407

Projectnummer Universiteit Antwerpen: ECOBERapport 011-R148

Titel

Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium

OpdrachtgeverVlaams-Nederlandse Schelde
Commissie, vertegenwoordigd
door de Stuurgroep O&M**Projectnummer**Deltares:1204407
UA: ECOBE rapport 011-R148**Kenmerk**

1204407-000-ZKS-016

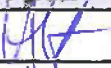
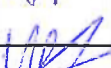
Pagina's

268

Administratief opdrachtgever

RWS-waterdienst

TrefwoordenEvaluatie, Westerschelde, Zeeschelde, ecologisch functioneren, habitats, flora en fauna,
waterkwaliteit, waterbeweging

Versie	Datum	Auteurs	Paraaf	Review	Paraaf	Goedgekeuring	Paraaf
1.0	4 nov. 2011	H. Holzhauer		M. Taal		Ir. T. Schilperoort	
		T. Maris					
2.0	15 dec. 2011	H. Holzhauer		M. Taal		Ir. T. Schilperoort	
		T. Maris					

Status

definitief

Leeswijzer

Beste lezer,

Voor u ligt een evaluatiemethodiek voor het Schelde-estuarium. De methodiek is een instrumentarium om het functioneren van dit estuariene systeem te evalueren. Deze rapportage is het vervolg op een eerste draft methodiek die in november 2010 werd opgesteld. Opdrachtgever voor deze grensoverschrijdende evaluatiemethodiek is Vlaams-Nederlandse Schelde Commissie (VNSC), met Rijkswaterstaat-Waterdienst als administratief opdrachtgever. De opdracht werd uitgevoerd door Deltares in samenwerking met de Universiteit Antwerpen.

De methodiek is opgebouwd rond de hoofdfuncties uit de langetermijnvisie. Vanuit deze functies is een beperkte set communicatie-indicatoren ontwikkeld. Het eerste hoofdstuk, Inleiding, beschrijft de gebruikte werkwijze en de onderlinge samenhang tussen de communicatie-indicatoren. Elke communicatie-indicator is nadien uitgewerkt als zelfstandig hoofdstuk en kan los van de andere indicatoren gelezen worden.

De rapportage is opgebouwd uit volgende hoofdstukken:

Inleiding	(T. Maris en H. Holzhauer)
Dynamiek waterbeweging	(A. Nolte, K. Kuijper, H. Holzhauer en M. Taal)
Bevaarbaarheid	(K. Kuijper, H. Holzhauer en, M. Taal)
Plaat- en geulsysteem	(M. Taal, C. Jeuken en H. Holzhauer)
Waterkwaliteit	(T. Maris, S. Van Damme, J. Kromkamp en P. Meire)
Leefomgeving	(H. Holzhauer, B. van Wesenbeeck, G. Van Ryckegem en E. Van den Bergh)
Flora en fauna	(T. Maris, G. van Ryckegem, E. Van den Bergh, S. Wijnhoven en P. Meire)
Ecologisch functioneren	(S. Van Damme, T. Maris en P. Meire)

Samenvatting

1 Inleiding

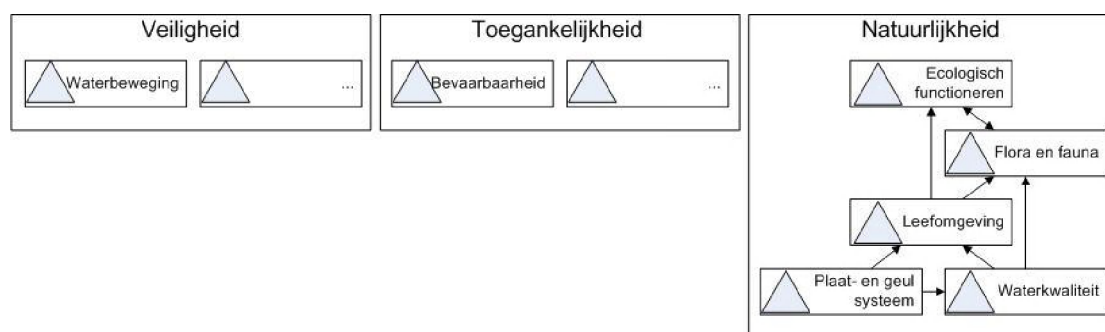
1.1 Achtergrond

Het Schelde-estuarium is een complex systeem in volle verandering. Om economische, veiligheids- en natuurbelangen veilig te stellen, hebben Nederland en Vlaanderen samen een integrale aanpak uitgewerkt, de Langetermijnvisie (LTV), waaruit de Ontwikkelingsschets 2010 volgde. In de schoot hiervan werd beslist tot een gemeenschappelijk monitoringsprogramma MONEOS. De juiste parameters moeten op de juiste plaats met de juiste frequentie gemeten worden. Maar al deze data geven nog geen pasklaar antwoord voor het beleid. Daarvoor is een evaluatiemethodiek vereist. De uitgangspunten van deze methodiek zijn de beleidsdoelstellingen uit de LTV en het goed functioneren van het ecosysteem. Er wordt dus geenszins vertrokken vanuit een historische of ongerepte referentie. De evaluatie mag geen eenzijdige consolidatie van de huidige toestand nastreven, wel een systeem dat goed functioneert. Het estuarium moet de vrijheid krijgen om te kunnen evolueren binnen de grenzen van dat goede functioneren. De methodiek moet de mogelijkheid bieden diverse ontwikkelingsrichtingen tijdig te herkennen en te evalueren, ter ondersteuning van een adaptief beheer. De methodiek zal toegepast worden om elke 6 jaar een evaluatie van het Schelde-estuarium uit te voeren.

Een eerste versie van de evaluatiemethodiek (Fase 1) werd in 2010 opgeleverd maar werd onvoldoende bruikbaar geacht voor een objectieve en ondubbelzinnige evaluatie van de Schelde. Een nieuwe versie moet meer samenhang kennen en bondiger zijn: een beperkte set indicatoren met duidelijke criteria.

1.2 Werkwijze

De methodiek is opgebouwd rond de drie hoofdfuncties van de LTV: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid. Vanuit deze functies is een beperkte set communicatie-indicatoren ontwikkeld (Figuur 1-1). Voor Veiligheid en Toegankelijkheid werd telkens een communicatie-indicator (**Dynamiek waterbeweging** en **Bevaarbaarheid**) geselecteerd, welke de invloed vanuit het systeemfunctioneren op beide functies evalueert. Het evalueren van veiligheid en toegankelijkheid op zich behoort niet tot deze methodiek. Voor de evaluatie van Natuurlijkheid zijn vijf communicatie-indicatoren opgesteld: **Plaat- en geulsystemen**, **Leefomgeving**, **Waterkwaliteit**, **Ecologisch functioneren** en **Flora en fauna**.



Figuur 1-1: Schematische weergave van de communicatie-indicatoren (piramides) per hoofdfunctie van de langetermijn visie. NB. De functies veiligheid en toegankelijkheid zouden later uitgebreid kunnen worden met communicatie-indicatoren die geen directe relatie hebben met het functioneren van het systeem maar wel van invloed zijn op de functie.

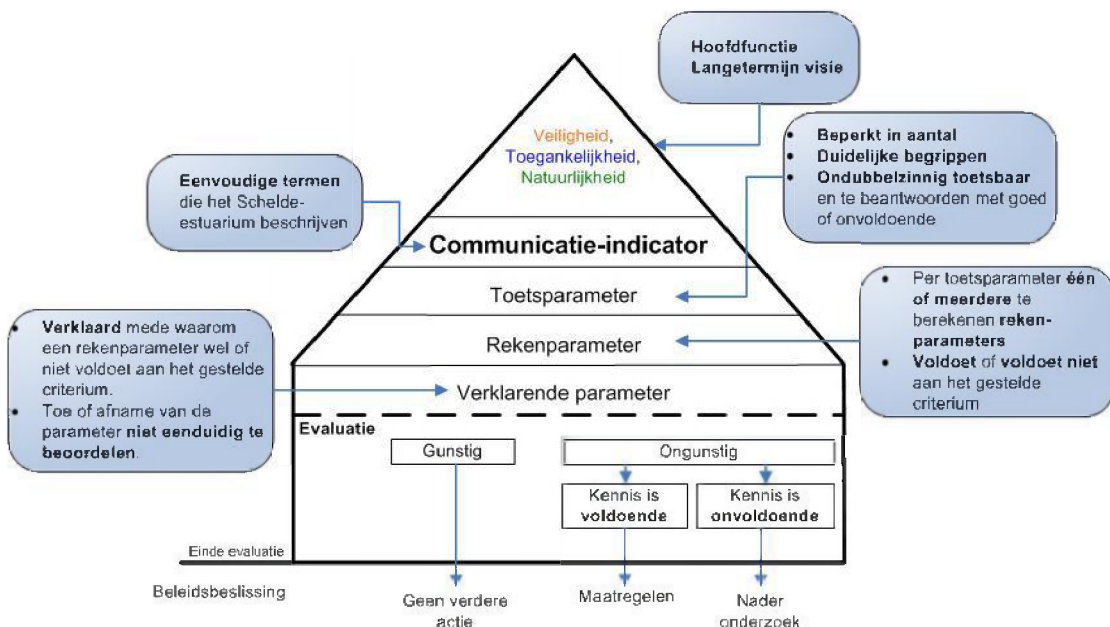
Elke communicatie-indicator is uitgewerkt in een zelfstandig hoofdstuk, waarbij de beoordeling een getrapte aanpak volgt: de piramide-aanpak (Figuur 1-2). Bovenaan de piramide staat de communicatie-indicator. Deze wordt beoordeeld door de onderliggende niveaus te doorlopen.

Niveau 1: Rechtstreeks onder de communicatie-indicator staan de toetsparameters: een beperkte maar toch volledige set parameters waarmee een ondubbelzinnig de toestand of trend van de communicatie-indicator geëvalueerd kan worden.

Niveau 2: Elke toetsparameter is opgebouwd uit één of meerdere rekenparameters. Voor elke rekenparameter is een duidelijk toetsingscriterium opgesteld. Alle rekenparameters samen bepalen of de ontwikkelingen van een toetsparameter gunstig of ongunstig zijn voor het functioneren van het systeem.

Niveau 3: Onderaan de piramide staat een set verklarende parameters. Verklarende parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en minder aan het beoordelen van de ontwikkeling. De verklarende parameters zelf zijn immers niet onafhankelijk te beoordelen.

Bij de evaluatie worden steeds alle niveaus doorlopen. Ook verklarende parameters worden steeds bepaald. Trends in verklarende parameters kunnen immers wijzen op onderliggende problemen die op termijn kunnen leiden tot negatieve ontwikkelingen in een welbepaalde toetsparameter.



Figuur 1-2: Schematische weergave 'piramide-aanpak'

De indeling in verschillende piramides betekent echter niet dat de onderlinge samenhang uit het oog wordt verloren. Wederzijdse beïnvloeding tussen piramides is groot, ook al zijn ze opgesteld met een minimum aan redundantie. Maar toets- of rekenparameters uit de ene piramide kunnen terugkeren als verklarende parameter in een andere. Zo wordt impliciet de verwevenheid van het estuariene systeem ingebouwd in de methodiek.

Een eerste stap bij het opstellen van de verschillende piramides, was het duidelijk aflijnen van concrete doelstellingen. De LTV vormt het startpunt. Ook andere bestaande beleidskaders werden aangewend voor het aflijnen van doelstellingen. Vanuit deze doelstellingen werden geschikte indicatoren en bijhorende evaluatiecriteria geselecteerd: aan welke randvoorwaarden moet het systeem voldoen zodat het functioneert binnen de marges van de gestelde doelstellingen. Afstemming met bestaande wettelijke

toetsingskaders en criteria werd nagestreefd. Indien echter vanuit het systeemfunctioneren andere maatlatten werden beredeneerd dan deze uit de wettelijke kaders, wordt in deze methodiek afgeweken van de bestaande criteria.

In de LTV wordt robuustheid vermeld als belangrijke eigenschap voor het Schelde-estuarium. Een robuust systeem is bestand tegen een (beperkte) verstoring. Het testen van robuustheid, en bij uitbreiding het uitvoeren van een risico benadering, valt buiten het bestek van deze evaluatiemethodiek. Echter, de methodiek is wel zo opgevat dat hij zich later kan lenen voor zo'n benadering.

2 Dynamiek waterbeweging

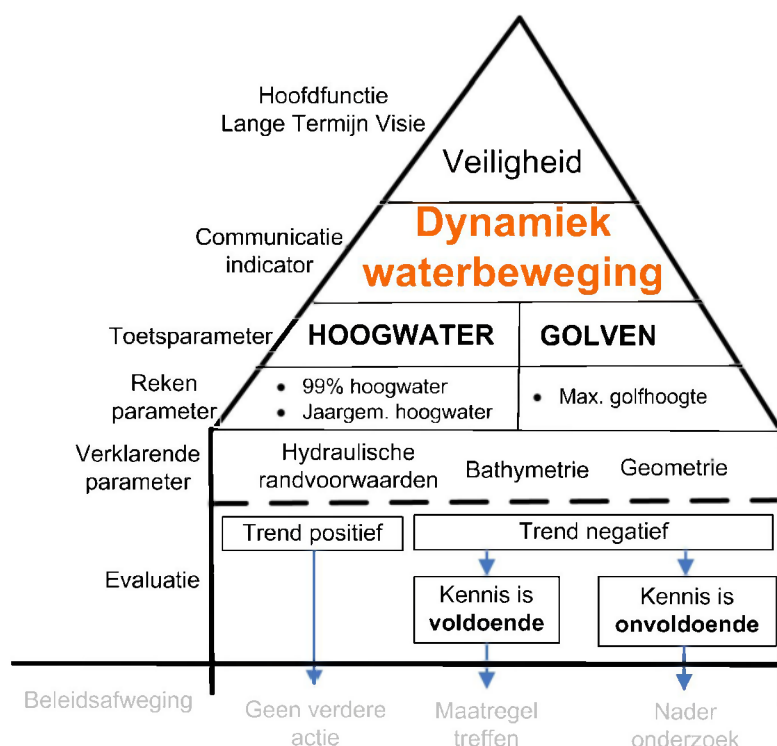
2.1 Inleiding

De communicatie-indicator dynamiek waterbeweging is voornamelijk gekoppeld aan de hoofdfunctie veiligheid maar is ook van belang voor de hoofdfuncties toegankelijkheid (uitwerking onder de Communicatie-indicator *Bevaarbaarheid*) en natuurlijkheid (waterstand als verklarende parameter voor de Communicatie-indicator *Leefomgeving*).

Zowel in Vlaanderen als in Nederland wordt veiligheid tegen overstromen volgens aparte, wettelijk voorgeschreven kaders getoetst. Het toetsen van de waterkering aan de wettelijke veiligheidsnorm vormt geen onderdeel van de evaluatiemethodiek. Voor deze systeemevaluatie gelden voor de waterbeweging geen normen uit de wet of beleidskaders.

De indicator *Dynamiek waterweging* is voor de systeemevaluatie uitgewerkt in twee **toetsparameters**, Hoogwater en Golven (zie Figuur 2-1). Stroomsnelheid is niet opgenomen als toetsparameter. Beide toetsparameters geven enkel de ontwikkeling weer zonder toetsing aan de veiligheidsnormen.

Voor de rekenparameters zijn geen kwantitatieve criteria opgesteld omdat deze indicator enkel uitspraken doet over de trendontwikkeling zonder waarde oordeel met betrekking tot de veiligheid. Wel wordt aangegeven of een toename of afname van de trend van uit het systeem gezien positief of negatief is.



Figuur 2-1: Weergave indicator dynamiek waterbeweging

2.2 Toetsparameters

2.2.1 Hoogwater

De toetsparameter Hoogwater wordt bepaald door twee rekenparameters **jaargemiddeld hoogwater** en het **99-percentiel hoogwater** gedurende het jaar. Het jaargemiddelde hoogwater heeft vooral betrekking op het astronomische getij en vormt een maat voor de evaluatie van de toestand van het systeem in relatie tot de getijvoortplanting. Het 99-percentiel hoogwater gedurende het kalenderjaar is een 'proxy' voor de maximale waterstand en is vooral het gevolg van windopzet in combinatie met het springtij.

Vanuit het functioneren van het systeem wordt een toename tov de verwachte trendontwikkeling van het jaargemiddelde hoogwater en/of het 99-percentiel hoogwater als negatief geëvalueerd.

2.2.2 Golven

Golven worden opgewekt door wind en scheepvaart. Als onderdeel van de toetsparameter *Golven* worden scheepsgolven niet beschouwd. De eigenschappen van windgolven hangen af van windsnelheid en -richting, strijklengte, de bathymetrie en interactie met de getijstroming. De natuurlijke variabiliteit in het optreden van stormen is groot, zodat jaar op jaar veranderingen eveneens groot kunnen zijn.

De toetsparameter *Golven* heeft als doel de effecten van veranderingen in het systeem, in casu de bathymetrie, van invloed zijn op de golfwerking. De toetsparameter *Golven* wordt bepaald door de rekenparameter **maximale jaarlijkse golfhoogte**.

Vanuit het functioneren van het systeem wordt een toename in de maximale jaarlijkse golfhoogte tov de verwachte trendontwikkeling als negatief geëvalueerd.

2.3 T2009

De evaluatie van de trendontwikkeling van de rekenparameters op basis van de gemeten waterstanden en golven in het Schelde-estuarium kan voor de T2009 worden uitgevoerd.

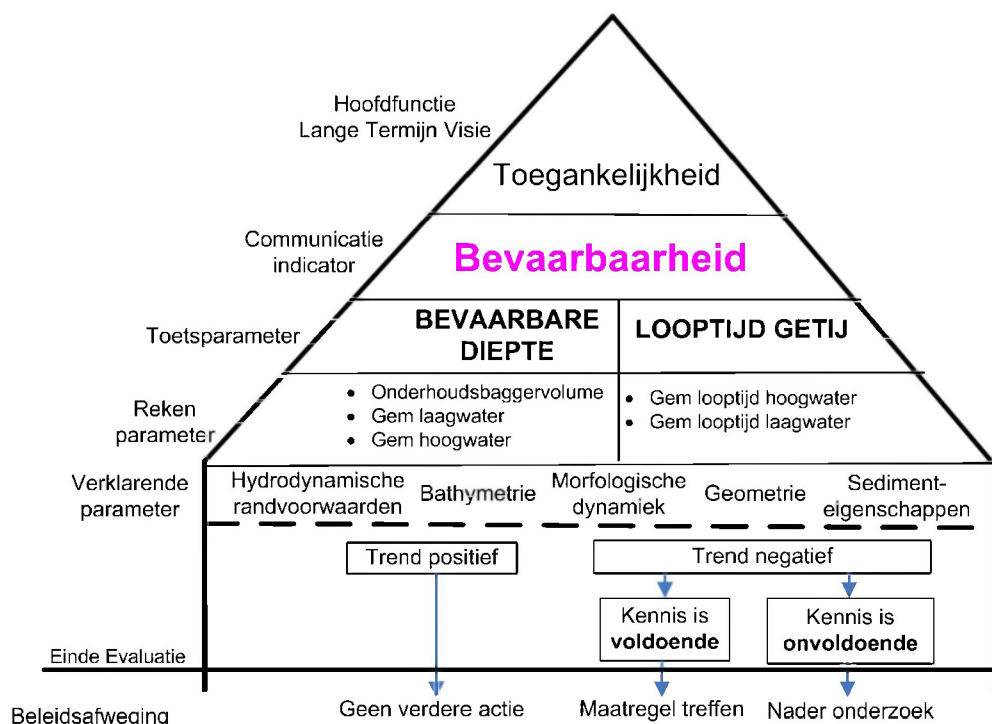
3 Bevaarbaarheid

3.1 Inleiding

De communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* richt zich op het inzicht verkrijgen in het functioneren van de waterbeweging in relatie tot de hoofdfunctie toegankelijkheid van het Schelde-estuarium. Dit houdt in dat bijvoorbeeld eventuele ontwikkelingen in scheepstypen, geulwandbestortingen, wrakverwijdering, externe veiligheid (vervoer gevaarlijke stoffen, risicocontouren) e.d. buiten beschouwing worden gelaten. Ook het garanderen van een veilige doorvaart voor schepen in het Schelde-estuarium vormt geen onderdeel van de evaluatiemethodiek omdat dit gebeurt door de Gemeenschappelijke Nautische Autoriteit.

Het uitgangspunt voor de evaluatie van de bevaarbaarheid zijn de systeemaspecten die de bevaarbaarheid mogelijk kunnen beïnvloeden, te weten de **toetsparameters** de Bevaarbare diepte en de Looptijd van het getij (zie Figuur 3-1). Dwarstromingen zijn hinderlijk voor de scheepvaart maar zijn niet opgenomen als toetsparameter omdat het slechts op een locatie voorkomt en de schepen er goed mee omkunnen gaan waardoor het weinig problemen oplevert.

Voor de rekenparameters zijn geen kwantitatieve criteria opgesteld omdat deze indicator enkel uitspraken doet over de trendontwikkeling zonder waarde oordeel met betrekking tot de toegankelijkheid. Wel wordt aangegeven of een toename of afname van de trend van uit het systeem gezien positief of negatief is.



Figuur 3-1: Weergave Communicatie indicator Bevaarbaarheid en onderliggen de toets-, reken en verklarende parameters.

3.2 Toetsparameters

3.2.1 Bevaarbare diepte

De toetsparameter *Bevaarbare diepte* is hier gedefinieerd als de minimale waterdiepte in de vaargeul. Deze is voor de Westerschelde momenteel 14,7 m. Voor de Zeeschelde gelden ook minimale waterdieptes.

Veranderingen in de **hoog- en laagwaterstand** leiden tot veranderingen in de waterdiepte. Voor de evaluatie van de hoog- en laagwaterstand wordt gebruik gemaakt van de waarnemingen sinds 1900. Door eerst een 95%-predictie-interval te bepalen kan geëvalueerd worden of de nieuwe waarnemingen binnen deze intervallen liggen. Een afname van het laagwater (lager laagwater) en een afname van het hoogwater (lager hoogwater) t.o.v. de historische trend worden als een ongunstige ontwikkeling gezien voor de bevaarbaarheid. Met behulp van statistische methoden kan worden gesteld of de waargenomen veranderingen significant zijn.

De bevaarbare diepte, maar ook breedte, wordt onderhouden door middel van baggeren. De **grootte van de baggerinspanning** geeft wanneer de gewenste vaardiepte niet wijzigt een indicatie dat er veranderingen optreden in het systeem.

Voor het bepalen van de baggerinspanning wordt er voor het gebaggerde materiaal een onderscheid gemaakt tussen zandig en slibrijk sediment en of het onderhoudsbaggerwerk aan de geulen betreft of in de havens.

Voor evaluatie van de baggervolumes wordt gebruik gemaakt van de waarnemingen sinds 2002, na de tweede verdieping. Ook hier kan gewerkt worden met een 95%-predictie-interval aan de hand waarvan geëvalueerd kan worden of de nieuwe waarnemingen binnen deze intervallen liggen. Een toename van het onderhoudsvolume voor de vaargeul en/of in de havens tov de jaarlijkse baggervolumes wordt als ongunstig gezien.

3.2.2 Looptijd getij

De getijgebonden scheepvaart heeft een waterdiepte nodig, die groter is dan de bevaarbare diepte en die slechts een deel van het getij beschikbaar is, het tijvenster. Naar gelang de diepgang van een schip groter is, is het tijvenster kleiner.

Het tijvenster wordt bepaald door de looptijd van het getij, welke weer wordt bepaald door de hoog- en laagwaterstanden, de voortplantingssnelheid van de hoog- en laagwaterstanden, en de vorm van de getijcurve. Een hogere voortplantingssnelheid betekent een kortere looptijd van het getij en een verkleining van het tijvenster. De bevaarbaarheid van het estuarium neemt hierdoor af¹.

De **looptijd van een hoog- en of laagwater** tussen twee stations wordt berekend door het tijdstip van optreden van hoogwater in het landwaartse station minus het tijdstip van optreden in het zeewaartse station. Ook hier kan gewerkt worden met een 95%-predictie-interval aan de hand waarvan geëvalueerd kan worden of de nieuwe waarnemingen binnen deze intervallen liggen. Een afname van de looptijd van het hoog- en laagwater t.o.v. de historische trend wordt als een ongunstige ontwikkeling voor de bevaarbaarheid gezien, in het bijzonder voor de getijgebonden scheepvaart.

¹ De waargenomen gemiddelde veranderingen per jaar zijn echter klein, zodat significante effecten pas merkbaar worden op de langere termijn.

3.3 T2009

De rekenparameters kunnen zondermeer worden toegepast in de T2009. De hoog- en laagwaterstanden en de looptijd kunnen worden bepaald aan de hand van de gemeten waterstanden in de watermeetstations. Voor deze data is een lange historische reeks beschikbaar voor de bepaling van de historische trend vanaf ongeveer 1900 t/m 2009.

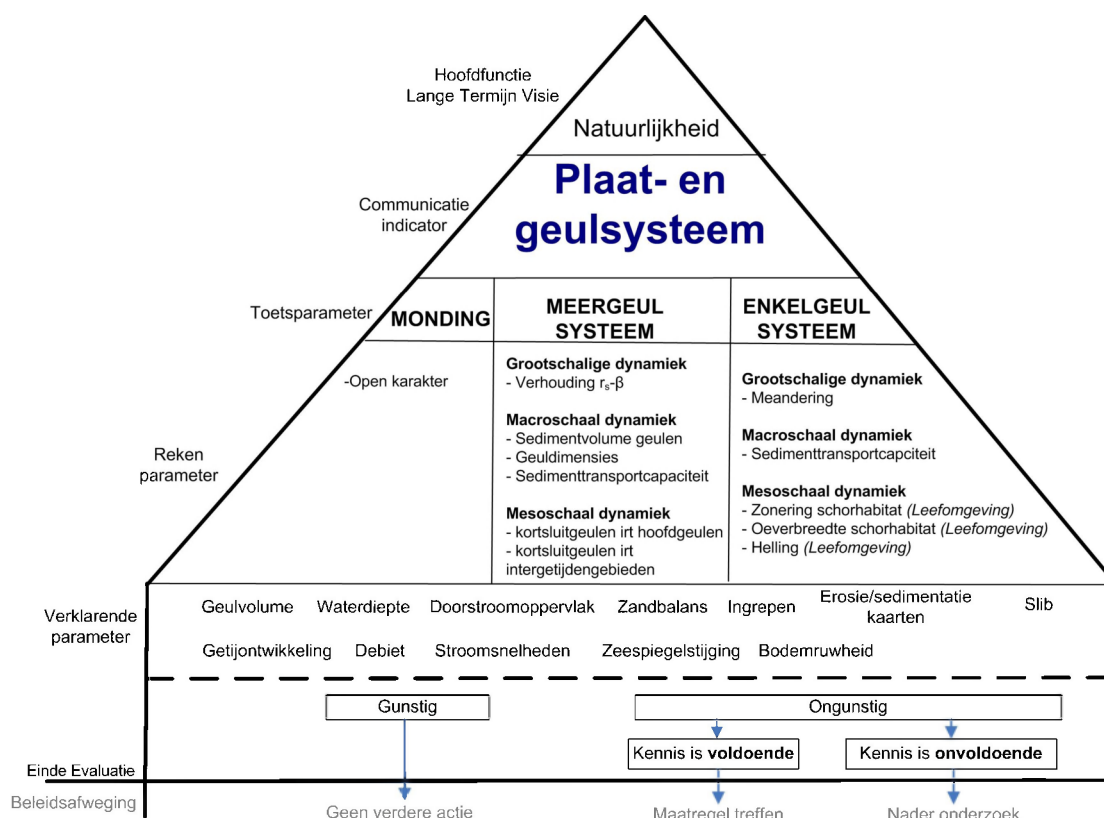
4 Plaat- en geulsysteem

4.1 Inleiding

De indicator *Plaat- en geulsysteem* is een onderdeel van de functie Natuurlijkheid. Alle indicatoren zijn opgebouwd uit drie niveaus (Figuur 4-1). Het uitgangspunt voor de evaluatie is de hydro- en morfodynamiek van de drie systemen in het Schelde-estuarium: de monding, het meergeulensysteem (vooral Westerschelde) en het ééngeulensysteem (vooral Zeeschelde). Dit geeft drie **toetsparameters**: Monding, Meergeulensysteem en Ééngeulensysteem.

Hydro- en morfodynamische natuurlijkheid wordt gekenmerkt door veranderingen van patronen en processen in de tijd (dynamiek) en de ruimte (gradiënten). Voor elk van de toetsparameters resulteert dit in de volgende tijd- en ruimteschalen:

1. **Grootschalige dynamiek**: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van de toetsparameters als geheel;
2. **Macroschaal dynamiek**: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van de toetsparameters van individuele grote geulen;
3. **Mesoschaal dynamiek**: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van de toetsparameters van kleinere morfologische elementen.



Figuur 4-1: Weergave Communicatie indicator Plaat- en geulsysteem en onderliggen de toets-, reken- en verklarende parameters.

Veel monitoringdata en verklarende parameters zijn zowel nodig voor de indicator *Plaat- en geulsysteem* als voor *Leefomgeving*. Er is echter bewust voor gekozen deze twee communicatie-indicatoren los van elkaar te beschouwen. *Plaat- en geulsysteem* weerspiegelt de abiotiek van platen, geulen en slikken als geheel, vaak op langere tijdschalen. *Leefomgeving* beschouwt de ontwikkeling van de habitats die voorkomen op de platen, slikken en geulen met onderscheid naar specifieke kwaliteitskenmerken zoals

hoog- en laagdynamisch gebieden (stroomsnelheden), hoog- en laaggelegen gebieden (overstromingsduur) en de ligging langs de zoet/zoutgradiënt.

4.2 Toetsparameters

4.2.1 Open monding

De langetermijnvisie spreekt zich, net als de ontwikkelingsschets 2010, uit tegen (grootschalig) ingrijpen in de monding. Er zijn tot op heden geen specifiekere indicatoren vastgesteld dan een kwalitatieve toets op het open karakter. Voor de kwalitatieve toets op het open karakter wordt gekeken of:

- er sprake is van een verandering in weidsheid en openheid van het gebied
- de rol als overgangsgebied wordt belemmerd
- er geen ingrepen zijn uitgevoerd die de natuurlijke morfologie van het mondingsgebied aantasten.

4.2.2 Meergeulensysteem

Het meergeulensysteem wordt gekenmerkt door een stelsel van meerdere geulen met geleidelijke overgangen naar en de platen en slikken. Dit stelsel van geulen en platen manifesteert zich in een regelmatig patroon van zes zogenoemde bochtgroepen. Iedere bochtgroep bestaat uit een grote gekromde ebgeul met daarnaast een rechte vloedgeul, gescheiden door langgerekte intergetijdgebieden en verbonden door kortsluitgeulen.

De grootschalige dynamiek wordt beken aan de hand van de rekenparameter de verhouding tussen **het wateroppervlak op hoogwater en laagwater (r_s)**, als karakterisering van het (relatieve) areaal intergetijdgebied van de bochtgroep, en de **breedte-diepte verhouding van een bochtgroep (β)** ten opzichte van gemiddeld zeeniveau.

De macroschaal dynamiek wordt bepaald door de grote eb- en vloedgeulen. Ze vormen samen de ruggengraat van een bochtgroep. Tevens vindt in deze geulen het merendeel aan bagger- en stortactiviteiten plaats. Aan de hand van de rekenparameters **Veranderingen in het volume en dimensie van de geulen** en de **bruto sedimenttransportcapaciteit** in aanvulling op de sedimentverdeling van de bochtgroep worden deze geulen geevalueerd.

De kortsluitgeulen bepalen de mesoschaal dynamiek. Ze kunnen bestaan door de aanwezigheid en geometrie van de grote eb- en vloedgeul in de bochtgroep en het daaruit volgende verhang. Door deze afhankelijkheid en hun kortere responstijd kunnen veranderingen in de dynamiek van kortsluitgeulen een signaal zijn voor veranderingen in de grotere geulen die wellicht nog niet goed meetbaar zijn. Met dynamiek van kortsluitgeulen wordt bedoeld de aanwezigheid van kortsluitgeulen (omvang, patroon) en het gedrag (wel of niet quasi-cylisch met geulmigratie). Er zijn twee rekenparameters met betrekking tot de kortsluitgeulen opgesteld: de **dynamiek van kortsluitgeulen in relatie tot de hoofdgeulen** en de **dynamiek van kortsluitgeulen in relatie tot de intergetijdgebieden**

4.2.2.1 Beoordeling meergeulensysteem

Voor evaluatie en beoordeling van de indicator Plaat- en geulensysteem moeten de rekenparameters op de verschillende schaalniveaus in samenhang beoordeeld worden. Zo zal bijvoorbeeld de ontwikkeling in het 'Middelgat' altijd in het licht beschouwd moeten worden van de functiewisseling die heeft plaatsgevonden met de Overloop van Hansweert. Er zijn geen generieke, kwantitatieve normen beschikbaar wat wel en niet gunstig is voor het plaat- en geulensysteem op de schaal van het estuarium. Het is wel

mogelijk om waargenomen ontwikkelingen per gebied (macroschaal) te classificeren als gunstig of ongunstig vanuit het oogpunt van 'hydro- en morfodynamische natuurlijkheid'. Dit is een ruimtelijk niveau lager dan de schaal van het gehele meergeulensysteem en het ééngelensysteem. De gebieden op macroschaal hebben elk een eigen referentie voor morfologische natuurlijkheid nodig. Dit maakt goede kennis van het gebied een vereiste. Voor de beoordeling van het meergeulensysteem waarin deze morfologische samenhang is opgenomen is een stappenschema opgesteld.

4.2.3 Eengeulensysteem

Voor het ééngelensysteem zijn de ontwikkeling van de geometrie (meanderend karakter) het sedimenttransport en de ontwikkeling van de oevers van belang. Ook hier zijn de drie tijd- en ruimteschalen van belang.

Het meanderende karakter is een belangrijk element voor van de grootschalige dynamiek van het ééngelensysteem. Het aantal bochten en de lengte van de talweg vormen de **mate van de meandering**. Dit is de rekenparameter aan de hand waarvan de grootschalige dynamiek van het ééngelensysteem wordt beschreven.

De macroschaal dynamiek wordt geëvalueerd aan de hand van de **sedimenttransportcapaciteit** van het eengeulensysteem.

De oevers van het eengeulensysteem bepalen de

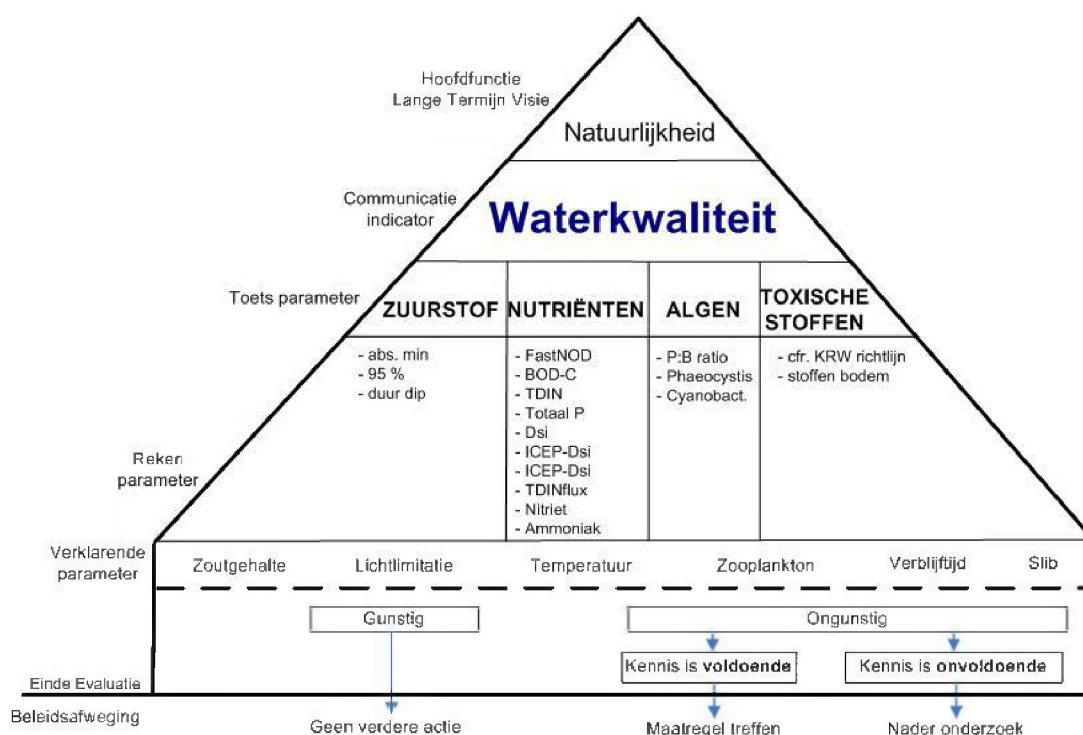
Over het algemeen stijgt de geulbreedte van een rivier in stroomafwaartse richting sneller dan de geuldiepte, de breedte-diepteverhouding neemt dus toe. Deze ontwikkeling de dynamiek op mesoschaal. De ontwikkeling van de breedte-diepteverhouding komt tot uitdrukking in de ontwikkeling van de habitats (**zonering schorren, oeverbreedte schorren, helling**) welke onder de indicator *Leefomgeving* zijn uitgewerkt.

5 Waterkwaliteit

5.1 Inleiding

De communicatie-indicator Waterkwaliteit omvat zowel fysico-chemische als aspecten van de biologische waterkwaliteit. De beoordeling vertrekt niet vanuit pristiene of referentiesituaties, maar resoluut vanuit het ecosysteemfunctioneren. Dit impliceert dat de grenzen worden afgelijnd waarbinnen een beperkte set toetsparameters mag fluctueren zodat het goed functioneren van het ecosysteem niet wordt belemmerd en het bereiken van bepaalde ecologische kwaliteitskenmerken wordt verzekerd.

De set toetsparameters beperkt zich tot Zuurstof, Nutriënten, Algen en Toxische Stoffen, waarvoor duidelijk kwantificeerbare rekenparameters en criteria werden opgesteld (Figuur 5-1). Deze 4 toetsparameters bepalen Waterkwaliteit. Parameters zoals zoutgehalte, lichtklimaat, temperatuur of verblijftijd zijn ook onlosmakelijk verbonden met waterkwaliteit, zij zullen als verklarende parameter aangewend worden bij de evaluatie.



Figuur 5-1: Schematische weergave Communicatie-indicator waterkwaliteit

5.2 Toetsparameters

5.2.1 Zuurstof

Zuurstof is van levensbelang voor alle dierlijk leven, van kleine planktonbeestjes tot grote vissen. Schort er iets aan het zuurstofgehalte, dan zal het gehele ecosysteem hiervan de gevolgen dragen. Zuurstof vormt daarom een essentiële toetsparameter voor Waterkwaliteit. Daarom werd nagegaan welke de zuurstofvereisten zijn voor verschillende onderdelen van het aquatische ecosysteem om zo minimumwaarden af te leiden. Deze minimumwaarden kunnen variëren in tijd en ruimte. Zo zal bijvoorbeeld het zuurstofcriterium tijdens perioden van vismigratie hoger liggen.

De zuurstofvereisten werden vertaald in drie rekenparameters, welke over het gehele estuarium kunnen toegepast worden dankzij de maandelijkse meetprogramma's, maar ook een 24u op 24u toetsing krijgen dankzij een netwerk van continue meetstations. Ten eerste wordt een drempelwaarde van 5 mg/l voorgesteld in het zomerhalfjaar. In het winterhalfjaar wordt deze ondergrens opgetrokken tot 6 mg/l, onder andere in functie van het migreren en paaien van bepaalde vissen. Omdat in een estuarium van nature zuurstofschommelingen kunnen voorkomen, wordt met een 95 percentiel gewerkt. Zuurstofdips kunnen voorkomen in het estuarium zonder schade aan het ecosysteem, op voorwaarde dat ze beperkt zijn in grootte en in duur. Dat brengt ons bij de tweede en derde rekenparameter: het zuurstofgehalte mag nooit lager dalen dan 2,5 mg/l en de duur van de dip moet beperkt blijven tot 5 uur.

5.2.2 Nutriënten

Deze toetsindicator moet nagaan of de nutriëntvracht die door de Schelde passeert, het bereiken van de goede ecologische status niet in de weg staat. Dit geldt zowel voor de goede ecologische status in de Schelde zelf, als in het mondingsgebied. We kunnen de Schelde immers geen positieve evaluatie geven als we weten dat ze een bron van problemen vormt voor de Noordzee.

Naast nutriënten, wordt in deze toetsparameter ook de organische koolstofvracht in rekening gebracht; samen vormen ze de basis van de eutrofiëringsproblematiek. Dit leidde tot de selectie van 10 rekenparameters, die we kunnen indelen in eutrofiëring in het estuarium en eutrofiëring in de kustzone.

Bij eutrofiëring in het estuarium focussen we op drie fenomenen. Ten eerste kan een overmaat aan biologisch afbreekbare koolstofvracht en ammonium leiden tot een te grote zuurstofconsumptie waardoor de criteria voor zuurstof in het gedrang komen. Anderzijds kan een overmaat aan nutriënten in een verkeerde onderlinge verhouding (Silicium speelt hierbij een essentiële rol) leiden tot verschuivingen in de algengemeenschap. Tenslotte kunnen bepaalde nutriënten rechtstreeks toxisch zijn. Voor elk van deze aspecten zijn de nodige rekenparameters bepaald.

Tot slot wordt ook gekeken naar de effecten op de kustzone, waarbij de focus ligt op verschuivingen in de algengemeenschap.

5.2.3 Algen

Algen, en meer bijzonder kiezelwieren vormen de basis van de voedselketen en zijn dus essentieel voor het estuariene ecosysteem. Maar een teveel aan algen kan leiden tot een problematische zuurstofvraag bij afsterven. Welke concentratie aan algen nu ideaal is, en vanaf welke drempelwaarde er problemen kunnen rijzen, hangt af van tal van factoren. Het is daarom niet mogelijk een ondubbelzinnig criterium uit te werken voor de algenconcentratie. We kunnen vereenvoudigd stellen dat algen geen probleem vormen, zolang ze maar vlot gegeten worden. Hiertoe werd de P:B ratio geselecteerd als rekenparameter. Deze ratio geeft de verhouding weer tussen de primaire productie en de biomassa van de algen. Een hoge ratio is ideaal, dit betekent immers dat de algen zeer productief zijn maar toch beperkt zijn in biomassa. Dit kan enkel als ze vlot gegeten worden.

In het estuarium kunnen ook een aantal algensoorten de kop opsteken die toxisch zijn. De densiteit aan *Phaeocystis* en Cyanobacteriën wordt daarom als afzonderlijke rekenparameter geëvalueerd.

5.2.4 Toxische stoffen

De toetsparameters Zuurstof, Nutriënten en Algen hebben een rechtstreekse invloed op het ecosysteemfunctioneren; het ecosysteemfunctioneren heeft op zijn beurt een

belangrijke invloed op deze parameters. Ingrepen in het estuarium en het estuarien functioneren kunnen bijgevolg een invloed hebben op deze toetsparameters. Voor toxische stoffen is deze wisselwerking veel minder aanwezig. Toxische stoffen kunnen het ecosysteemfunctioneren grondig verstoren, de invloed van estuarien beheer hierbij is beperkt.

De evaluatie van toxische stoffen is een complexe materie, temeer omdat de lijst toxische stoffen continu aan verandering onderhevig is. Binnen deze evaluatiemethodiek wordt de logica aangehouden uit het VLIZ-IDO rapport en de Kaderrichtlijn Water. In het VLIZ-IDO (Indicatoren van Duurzame Ontwikkeling voor het Schelde-estuarium) rapport werden de volgende metingen voorgesteld voor de indicator “Belasting door milieuverontreinigende stoffen”

- Emissies van nutriënten naar het oppervlaktewater in het Schelde-estuarium
- Waterbodemkwaliteit in het Schelde-estuarium
- Zwemwaterkwaliteit in het Schelde-estuarium
- Milieuverontreinigende stoffen in het voedselweb van het Schelde-estuarium

Voor deze evaluatiemethodiek worden de laatste 3 metingen aangewezen als rekenparameters voor toxische stoffen. Nutriënten vormen een afzonderlijke toetsparameter. Voor een beschrijving van rekenparameters en hun beoordeling, wordt verwezen naar de bestaande wettelijke kaders.

6 Leefomgeving

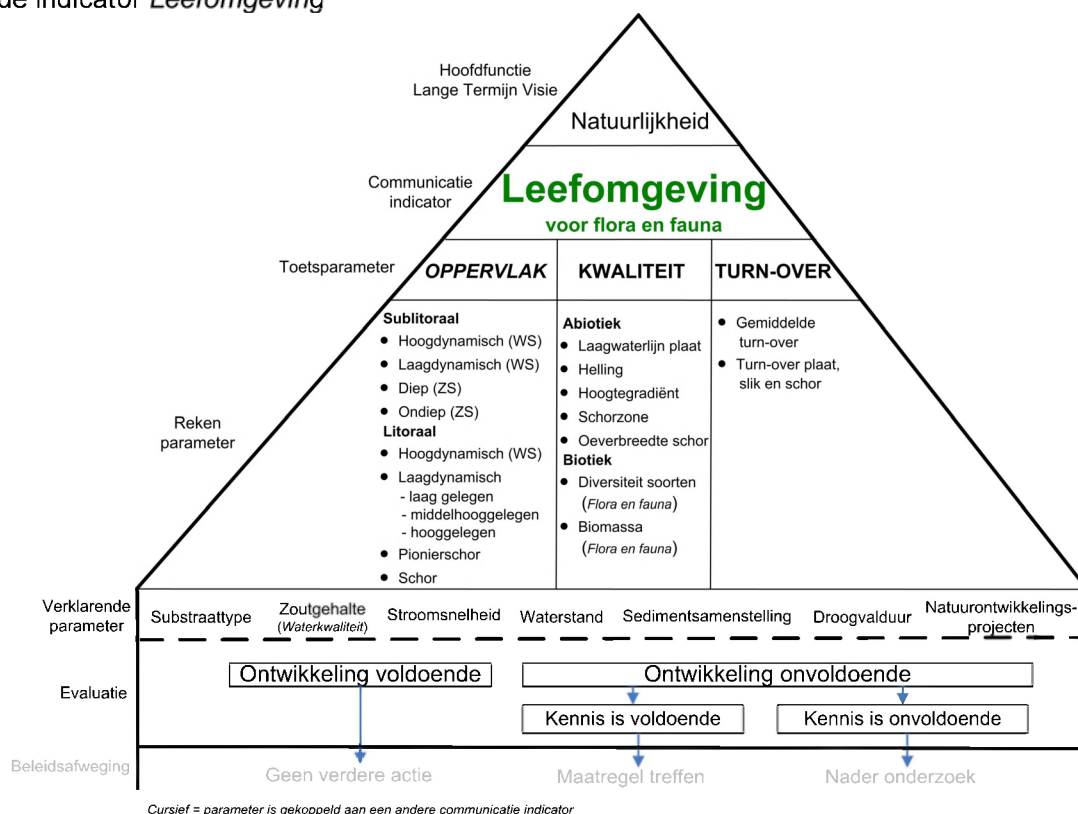
6.1 Inleiding

De indicator *Leefomgeving* is een onderdeel van de hoofdfunctie Natuurlijkheid van het Schelde-estuarium. In het hoofdstuk Leefomgeving wordt gesproken van habitats omdat het voornamelijk gaat om leefgebied voor flora en fauna. De grenzen tussen de verschillende habitats worden bepaald op basis van fysische kenmerken die grotendeels zijn ingegeven door het voorkomen van flora en fauna.

Het Schelde-estuarium is continu onderhevig aan veranderingen en wordt gekenmerkt door een grote variatie aan habitats. Deze variatie wordt veroorzaakt door de zout gradiënt, hoogtegradiënt en de interne gradiënt van een cyclische variatie in habitats op een locatie. Daarnaast worden veel veranderingen geïnduceerd door menselijk ingrijpen met morfologische veranderingen die worden weerspiegeld in de aan- of afwezigheid van habitats.

Veel habitats hebben een belangrijke functie in het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium. Hogere trofische niveaus, zoals vissen, vogels en zeezoogdieren zijn afhankelijk van deze habitats als rustplaats, paaiplaats of als foerageergebied.

Het uitgangspunt voor de evaluatie van *Leefomgeving, voor flora en fauna* is dat het Schelde-estuarium natuurlijk functioneert, indien het **oppervlak** aan verschillende habitats evenwichtig verdeeld is, het aanwezige habitat van voldoende **kwaliteit** is (zowel abiotisch als biotisch) en er sprake is van stabiliteit van habitats. Met dit laatste wordt bedoeld dat er op een vaste locatie niet te vaak een overgang van het ene habitat in het andere habitat optreedt (**turn-over**). Deze drie aspecten vormen de toetsparameters van de indicator *Leefomgeving*.



Figuur 6-1: Weergave indicator Leefomgeving voor flora en fauna.

6.2 Toetsparameters

6.2.1 Oppervlak

Om het ecologisch functioneren te waarborgen is niet alleen het areaal van de belangrijkste habitats van belang maar ook de verhouding waarin ze voorkomen en de verdeling over de ruimte. Zo is hoogdynamisch litoraal habitat voor veel vogelsoorten minder interessant dan laagdynamisch litoraal habitat waar vogels de waterlijn goed kunnen volgen tijdens het foerageren.

Onder de toetsparameter *Oppervlak* zijn de (geaggregeerde) habitats gedefinieerd die de rekenparameters vormen en gezamenlijk een gebiedsdekkend beeld opleveren van het Schelde-estuarium. Te weten het **hoog-** en **laagdynamisch sublitoraal**, het **hoogdynamisch litoraal**, het **laagdynamisch laag-**, **middelhoog-** en **hooggelegen litoraal**, **pionierschor** en **schor**.

Doordat er in de Zeeschelde (nog) geen onderscheid gemaakt wordt naar dynamiek is het voor het sublitoraal in de zoete segmenten (Zeeschelde) besloten om ipv een opdeling naar dynamiek een opdeling naar **diep-** en **ondiepwater** te maken. Verder wordt in het litoraal het hoogdynamische litoraal niet onderscheiden en worden de oppervlaktes van het laag-, middelhoog- en hooggelegen litoraal bepaald ongeacht de dynamiek.

6.2.2 Kwaliteit

De kwaliteit van het habitat is van groot belang voor het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium. De oppervlaktes kunnen wel aanwezig zijn maar wanneer de kwaliteit onvoldoende is functioneert het systeem niet of onvoldoende.

De toetsparameter *Kwaliteit* wordt bepaald door de structuur (abiotische kwaliteit) en de aanwezige flora en fauna (biologische kwaliteit). De structuur wordt bepaald door de aanwezige dynamiek in combinatie met de morfologie van het habitat (**lengte laagwaterlijn** en **helling**), de aanwezigheid van **hoogtegradiënten**, de ruimte voor (**oeverbreedte**) en aanwezigheid van **schorzones**. De biologische kwaliteit wordt bepaald door de **diversiteit** en **biomassa** van de aanwezige flora en fauna voor hogere trofische niveaus.

6.2.3 Turn-over

Habitat turn-over is de omzettingsdynamiek van het ene habitat naar het andere op een specifieke locatie. In een gezond en dynamisch systeem is er sprake van een zekere mate van habitat turn-over, maar er moet ook sprake zijn van stabiliteit van het habitat op een locatie.

Bij de beoordeling van de toetsparameter Turn-over wordt gekeken naar de **gemiddelde tun-over** in een segment en de **tun-over van platen, slikken en schorren**. Aan de hand hiervan kunnen systematische verandering worden waargenomen. Systematische veranderingen kunnen een lokaal fenomeen zijn, maar kunnen ook worden gestuurd door fysische krachten op de macro- en megaschaal.

6.3 Referentiewaarden

Voor de rekenparameters onder de drie toetsparameters zijn nog niet alle exacte referentiewaarden per segment beschikbaar. Voor het oppervlak hoogdynamisch sublitoraal en litoraal, het ondiepe sublitoraal en de pioniervegetatie zijn exacte waarden beschikbaar. Voor de kwaliteit zijn er exacte waarden beschikbaar voor de

rekenparameters helling over het gehele profiel, aanwezige hoogtegradiënt, oeverbreedte en de zonering van het schorhabitat. Voor de rekenparameters onder turn-over zijn nog geen exacte waarden beschikbaar.

Voor de overige rekenparameters voor het *Oppervlak* zijn er vanuit wettelijke kaders wel waarden voor habitattypen gegeven maar, deze komen qua definitie en ruimtelijkbereik onvoldoende overeen met het ruimtelijkbereik en de specifieke habitats van de evaluatiemethodiek. Voor *Kwaliteit* en *Tun-over* zijn er geen waarden vanuit wettelijke kaders beschikbaar voor de rekenparameters

Op korte termijn zullen de ontbrekende exacte referentiewaarden afgeleid moeten worden.

6.4 T2009

Voor de T2009 kunnen rekenparameters voor de drie toetsparameters bepaald worden. Voor de rekenparameters waarvoor nog geen exacte referentiewaarde beschikbaar is kan op basis van de trendontwikkeling bepaald worden of de ontwikkeling gewenst of ongewenst is.

Voor beoordeling van de evolutie van de indicator *Leefomgeving* na de start van de verdiepingswerken kan de berekening van de T2009 als eerste referentie dienen. Wanneer alle referentiewaarden beschikbaar zijn worden de waarden van de T2009 hierdoor vervangen en kan de beoordeling uitgevoerd worden aan de hand referentiewaarden opgesteld vanuit het ecologisch functioneren.

7 Flora en Fauna

7.1 Inleiding

Flora en fauna omvat de evaluatie van biodiversiteit in het estuarium. Biodiversiteit is één van de basiskennmerken van elk ecosysteem. Binnen deze communicatie-indicator beperken we ons tot de diversiteit aan soorten. Naast de intrinsieke waarde van diversiteit is deze zowel direct als indirect van belang voor de mens. Het directe belang als voedsel, materiaal en andere is duidelijk. Het indirecte belang ligt in de rol die biodiversiteit speelt voor het functioneren van ecosystemen. Er is een duidelijk verband tussen biodiversiteit en functie, met andere woorden, de functionaliteit van een systeem (bv primaire productie, nutriënt cyclering,...) is positief gecorreleerd met het aantal soorten. Een evaluatie van de diversiteit is dus nodig. Hoeveel diversiteit nu net nodig is, valt moeilijk te bepalen. Aangezien reeds veel diversiteit is verloren gegaan, wordt elke verdere achteruit negatief beoordeeld.

7.1.1 Bepalen van de diversiteit

Er bestaan verschillende manieren om diversiteit te bepalen, doorgaans via indices. In grote lijnen kunnen diversiteitsindices opgedeeld worden in 2 grote groepen: zij die enkel rekening houden met de aanwezigheid van soorten en zij die ook de evenness (de verdeling van het aantal individuen over de soorten) mee in rekening brengen. Dergelijke indices zijn zeer handig om een globaal oordeel te geven, maar in de meeste gevallen wordt geen rekening gehouden met de soorten zelf. Hierdoor reageren klassieke diversiteitsindices niet wanneer alle soorten in een gemeenschap worden vervangen maar het aantal soorten gelijk blijft. Een intactness index daarentegen vergelijkt soorten met een referentiematrix, en is bijgevolg wel gevoelig voor verdrukking van oorspronkelijke soorten door exoten.

De werkwijze voor Flora en fauna volgt een drieledige aanpak. Ten eerste wordt gekeken naar de diversiteit door middel van intactness indices. Dit vereist dat voor alle soortsgroepen die we wensen te evalueren, referentiematrices worden opgesteld: lijsten van soorten die thuis horen in een gezond systeem.

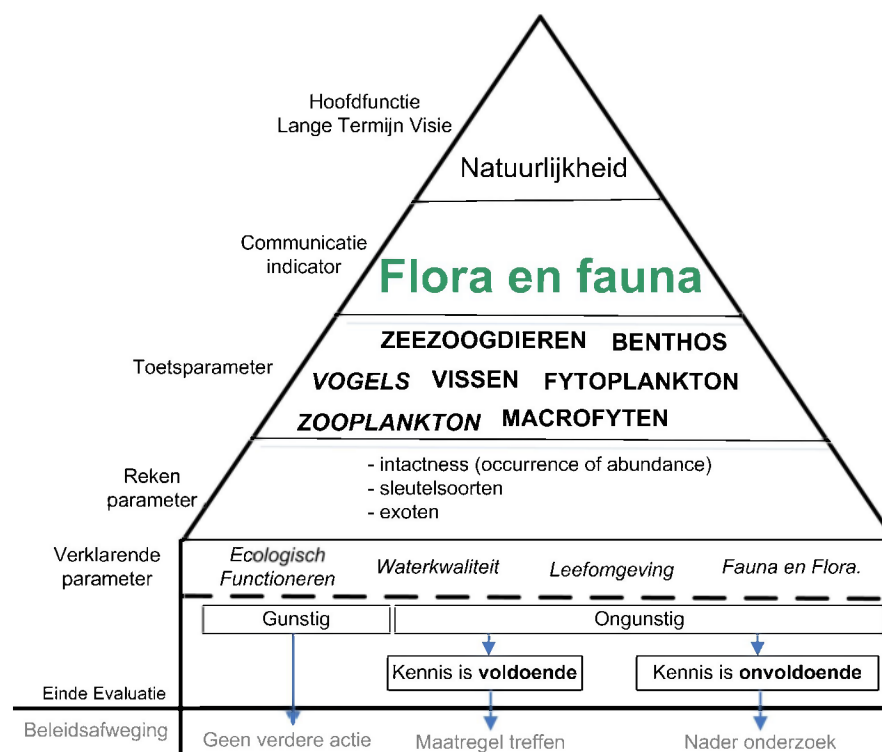
Ten tweede wegen alle soorten binnen de intactness index even zwaar. Echter, sommige soorten vervullen sleutelfuncties binnen het estuarium of genieten van bijzondere bescherming. Voor deze sleutelsoorten wordt daarom ook een kwantitatieve evaluatie uitgevoerd. Voor diverse soorten, onder andere bij trekvogels, is de trend in aantallen sterk afhankelijk van wat zich buiten het estuarium afspeelt. Daarom zullen de trends geëvalueerd worden in functie van de globale trend van de Delta- of Noordwest-Europese populatie.

Ten derde worden de exoten nog extra onder de loep genomen. De komst van een invasieve exoot kan een verwoestend effect hebben voor andere organismen of functies. Daarom worden exoten ook kwantitatief (trend) geëvalueerd. Soorten die hun verspreidingsgebied verleggen ten gevolge van opwarming van het klimaat, de zogenaamde verschuivers, worden niet tot de exoten gerekend. Het gevoerde beleid in het estuarium kan immers deze evoluties niet tegenhouden. Dit staat in sterk contrast tot de echte exoten, waar bijvoorbeeld reglementering van ballastwater een belangrijke rol kan spelen in het vermijden van vestiging van exoten.

7.2 Toetsparameters

Een streefdoel binnen deze evaluatiemethodiek is te werken met een zo beperkt mogelijke set aan toetsparameters. Echter, bij Flora en fauna moet de diversiteit van uiteenlopende organismen geëvalueerd worden. Het heeft weinig zin om organismen die te sterk van elkaar verschillen samen in 1 index te stoppen. Daarom zijn binnen Flora en

fauna 7 toetsparameters geselecteerd: **Vogels, Zoogdieren, Vissen, Benthos, Zoöplankton, Fytoplankton** en **Vegetatie** (Figuur 7-1). Elke toetsparameter zal beoordeeld worden via 3 rekenparameters: intactness, sleutelsoorten en exoten.



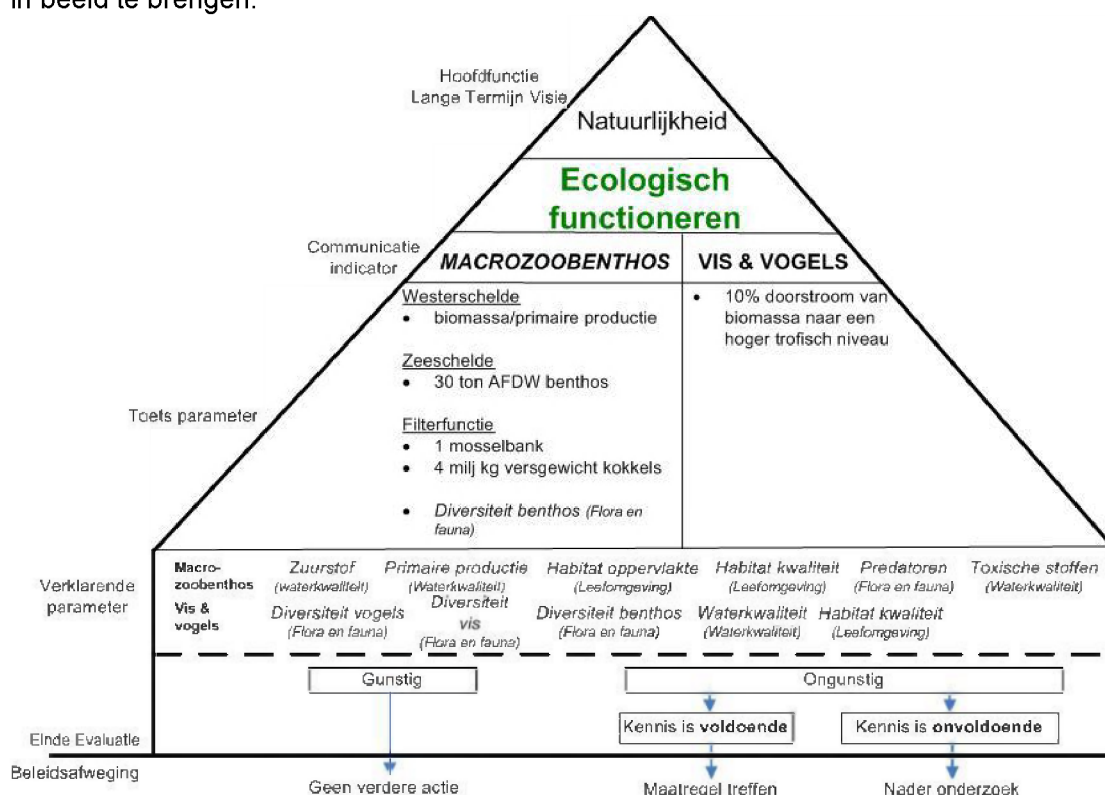
Figuur 7-1: Piramide Flora en fauna

8 Ecologisch Functioneren

8.1 Inleiding

Ecologisch functioneren is een titel die een zeer brede lading dekt gaande van biochemische aspecten zoals het cycleren van nutriënten tot het voltooiën van de levenscyclus van diverse organismen. Al deze aspecten binnen het hoofdstuk Ecologisch Functioneren evalueren is niet mogelijk en ook niet wenselijk. Immers, omdat de evaluatiemethodiek vertrekt vanuit de LTV doelen en zoekt naar toetsparameters vanuit het functioneren van het ecosysteem, zitten vele aspecten van het ecologisch functioneren reeds verweven in andere piramides. Deze evalueren niet het ecologisch functioneren op zich, maar waken wel over de randvoorwaarden voor een goed functioneren.

Vertrekpunt voor Ecologisch Functioneren vormt de doorstroming van energie in de voedselketen: welke parameters zijn geschikt om het functioneren van de voedselketen, namelijk doorgeven van energie vanuit primaire producten naar hogere trofische niveaus, te evalueren. Het succes van de hoogste trofische niveaus wordt echter bepaald door vele factoren, zoals habitatkwaliteit, waterkwaliteit of predatie. Daarom zijn ze minder geschikt om de doorstroming van energie te evalueren. Hier wensen we de ganse keten in beeld te brengen.



Figuur 8-1: Schematische weergave Communicatie-indicator Ecologisch functioneren

Het vastleggen van zonne-energie door pelagische algen en de transfer naar het zoöplankton wordt geëvalueerd in de toetsparameter Algenbloei, omwille van de wisselwerking tussen deze algenbloei en de fysicochemische waterkwaliteit. Benthische algen vinden hun plaats bij Leefomgeving. De doorstroming van de primaire producenten naar het macrozoöbenthos vormt de eerste toetsparameter binnen Ecologisch Functioneren. De verdere doorstroming van energie van de secundaire producenten, zowel benthische als pelagiale, naar hogere trofische niveaus is een zeer complex geheel dat niet te vatten valt met een paar parameters. In deze piramide wordt daarom

de totale doorstroming van secundaire producenten naar alle hogere niveaus samen beschouwd. Deze hogere niveaus worden beperkt tot bepaalde vis- en vogelgroepen, uitgewerkt in de toetsparameter Vis en Vogels (Figuur 8-1).

8.2 Toetsparameters

8.2.1 Macrozoöbenthos

Er bestaat een dynamisch evenwicht tussen macrobenthische biomassaproductie (per eenheid van oppervlakte) en systeemgemiddelde primaire productie. Deze verhouding kan zonder probleem op de Westerschelde worden toegepast, met volgende rekenparameter als gevolg: in de Westerschelde moet de macrobenthische biomassadichtheid (ADWmb, in g AFDW.m⁻²) zich verhouden tot de primaire productiedichtheid (PP, in g C.m⁻².j⁻¹) volgens de vergelijking: $ADWmb = 1,5 + 0,105 \cdot PP$. Afwijkingen van deze trend duiden op problemen. Omwille van het andere karakter, kan dit niet rechtstreeks toegepast worden op de Zeeschelde. De redenering werd wel gebruikt bij de berekening van de benthos vereisten voor de Zeeschelde: hoeveel ton benthos is vereist voor een goede draagkracht voor hogere niveaus. Dit resulteert in een criterium van 30 ton, een resultaat dat mogelijk nog kan verfijnd worden bij betere databeschikbaarheid.

Voldoende benthos alleen volstaat niet, ook de nodige diversiteit dient aanwezig te zijn voor een goed ecologisch functioneren. Voor de beoordeling hiervan verwijst deze rekenparameter naar het hoofdstuk Flora en fauna.

Een belangrijke ecologische functie van benthische organismen, de filterfunctie, krijgt binnen dit hoofdstuk bijzondere aandacht. De filterfunctie zelf evalueren is niet mogelijk, maar om de filterfunctie op zich in stand te houden worden volgende criteria opgesteld: minimaal 1 permanente mosselbank en minimaal 4 miljoen kg versgewicht kokkels in de Westerschelde.

8.2.2 Vis en Vogels

Waar de doorstroming van energie van het primaire naar het secundaire niveau nog relatief eenvoudig kan geschat worden, is de bepaling van de doorstroming naar hogere niveaus een stuk gecompliceerder. Voor vis en vogels is het estuarium veeleer een open systeem. Op systeemsgeschaal beschouwd kan de verhouding tussen secundaire productie en hoger trofisch functioneren ingeschat worden aan de hand van ecologische relaties. Die geven aan dat predator-prooi relaties neerkomen op een doorstroming van grofweg 10 % van de energie naar het volgende niveau. Echter, tussen gemeenschappen treedt op dit verband ruis op: Een vissoort kan benthos eten maar ook andere vissen als prooi bejagen, of een ander menu hebben als juveniel dan als adult. Benthos stroomt door naar waadvogels, maar tevens naar vis en ook naar krabben. Het voorgestelde verband moet ruim genoeg zijn om het hoofdaandeel van de uitgewisselde energie te omvatten. Daarom wordt volgend criterium voorgesteld: Van alle benthos, hyperbenthos en zooplankton samen moet op systeemsgeschaal 10 % van de biomassa doorstromen naar het hoger trofisch niveau bestaande uit vis, vogels en krabben. Bovendien mag de verhouding tussen de trofische niveaus niet afnemen.

Inhoudsopgave

Leeswijzer	i
Samenvatting	3
1 Inleiding	3
1.1 Achtergrond	3
1.2 Werkwijze	3
2 Dynamiek waterbeweging	6
2.1 Inleiding	6
2.2 Toetsparameters	7
2.2.1 Hoogwater	7
2.2.2 Golven	7
2.3 T2009	7
3 Bevaarbaarheid	8
3.1 Inleiding	8
3.2 Toetsparameters	9
3.2.1 Bevaarbare diepte	9
3.2.2 Looptijd getij	9
3.3 T2009	10
4 Plaat- en geulsysteem	11
4.1 Inleiding	11
4.2 Toetsparameters	12
4.2.1 Open monding	12
4.2.2 Meergeulsysteem	12
4.2.3 Eengeulsysteem	13
5 Waterkwaliteit	14
5.1 Inleiding	14
5.2 Toetsparameters	14
5.2.1 Zuurstof	14
5.2.2 Nutriënten	15
5.2.3 Algen	15
5.2.4 Toxische stoffen	15
6 Leefomgeving	17
6.1 Inleiding	17
6.2 Toetsparameters	18
6.2.1 Oppervlak	18
6.2.2 Kwaliteit	18
6.2.3 Turn-over	18
6.3 Referentiewaarden	18
6.4 T2009	19
7 Flora en Fauna	20
7.1 Inleiding	20
7.1.1 Bepalen van de diversiteit	20
7.2 Toetsparameters	20
8 Ecologisch Functioneren	22
8.1 Inleiding	22
8.2 Toetsparameters	23
8.2.1 Macrozoöbenthos	23
8.2.2 Vis en Vogels	23
Inhoudsopgave	25

Inleiding.....	33
1 Achtergrond en kader	33
1.1 Langetermijnvisie	34
1.2 Ontwikkelingsschets 2010.....	34
1.3 MONEOS: Geïntegreerde Monitoring van het Schelde-estuarium.....	35
1.4 Evaluatiemethodiek	35
1.4.1 Rapport fase 1	35
1.4.2 Rapport fase 2	35
1.5 T2009 rapportage.....	36
1.5.1 Uitvoerbaarheid T2009	36
2 Gehanteerde werkwijze evaluatiemethodiek.....	39
2.1 Doelstellingen van de herziene evaluatiemethodiek	39
2.2 Methodiek	40
2.2.1 Communicatie-indicatoren	41
2.3 Samenhang indicatoren en parameters.....	42
2.4 Ruimtelijke indeling	43
3 Literatuur	45
 Dynamiek waterbeweging	 47
1 Inleiding.....	47
1.1 Achtergrondkader.....	47
1.2 Werkwijze indicator: Dynamiek waterbeweging.....	47
1.2.1 Stroomsnelheid en overstromingsrisico geen toetsparameter	49
1.3 Ruimtelijk en temporeel bereik.....	49
2 Toetsparameter: Hoogwater	50
2.1 Effecten van veranderingen in de hoogwaterstand	50
2.2 Rekenparameters en criteria.....	50
2.2.1 Jaargemiddelde hoogwater	50
2.2.2 99-percentiel van de hoogwaterstand gedurende een jaar.....	52
2.3 Samenvatting en evaluatie toetsparameter: Hoogwater.....	52
2.3.1 Evaluatie rekenparameters.....	52
2.3.2 Toepassing in de T2009	52
3 Toetsparameter: Golven	53
3.1 Inleiding	53
3.2 Effecten veranderende golven	53
3.3 Rekenparameter en criteria.....	53
3.3.1 Maximale jaarlijkse golfhoogte.....	53
3.4 Samenvatting en evaluatie toetsparameter Golven.....	54
3.4.1 Evaluatie rekenparameter.....	54
3.4.2 Toepassing in de T2009	54
4 Verklarende parameters	55
4.1 Inleiding	55
4.2 Hydrodynamische randvoorwaarden	55
4.2.1 Astronomisch getij.....	55
4.2.2 Rivierafvoer.....	56
4.2.3 Meteorologie	56
4.3 Bathymetrie en geometrie.....	56
4.3.1 Effect van een veranderende waterdiepte.....	57
5 Literatuur	61
 Bevaarbaarheid	 63
1 Inleiding.....	63
1.1 Achtergrond en kader.....	63
1.2 Werkwijze indicator: Bevaarbaarheid.....	63
1.2.1 Dwarstromingen.....	64

1.3	Ruimtelijk en temporeel bereik.....	64
2	Toetsparameter: Bevaarbare diepte.....	65
2.1	Inleiding.....	65
2.2	Effecten van veranderingen in de bevaarbare diepte.....	65
2.2.1	Hoog- en laagwaterstanden.....	65
2.2.2	Baggerinspanning.....	66
2.3	Rekenparameters en criteria.....	67
2.3.1	Gemiddeld hoog- en laagwater.....	67
2.3.2	Onderhoudsbagervolume.....	67
2.4	Samenvatting en evaluatie Bevaarbare diepte.....	68
2.4.1	Bestaande wetgeving en normen.....	68
2.4.2	Evaluatie rekenparameters.....	68
2.4.3	Toepassing in de T2009.....	68
3	Toetsparameter: Looptijd getij.....	69
3.1	Inleiding.....	69
3.2	Effecten van veranderingen in de looptijd.....	69
3.2.1	Looptijd van hoog- en laagwaterstand.....	69
3.3	Rekenparameters en criteria.....	70
3.3.1	Looptijd hoog- en laagwater.....	70
3.4	Samenvatting en evaluatie Looptijd.....	71
3.4.1	Bestaande wetgeving en normen.....	71
3.4.2	Evaluatie rekenparameters.....	71
3.4.3	Toepassing in de T2009.....	71
4	Verklarende parameters.....	72
4.1	Inleiding.....	72
4.2	Sedimenteigenschappen.....	72
4.3	Morfologische dynamiek.....	72
5	Literatuur.....	73
Plaat- en geulsysteem		75
1	Inleiding.....	75
1.1	Achtergrondkader.....	75
1.2	Werkwijze indicator: plaat- en geulsysteem.....	75
1.2.1	Afstemming met de communicatie-indicator <i>Leefomgeving</i>	76
1.2.2	Beoordeling rekenparameters enkel in samenhang op macroschaal.....	76
1.3	Relatie met het flexibel storten.....	77
1.4	Ruimtelijk en temporeel bereik.....	77
2	Toetsparameter: Mondingsgebied.....	79
2.1	Inleiding.....	79
2.2	Effecten van veranderingen in de monding.....	79
2.3	Rekenparameters en criteria.....	79
2.3.1	Open karakter.....	79
2.4	Samenvatting en evaluatie van de monding.....	80
2.4.1	Toepassing in de T2009.....	80
3	Toetsparameter: Meergeulensysteem.....	81
3.1	Inleiding.....	81
3.1.1	Het belang van het meergeulensysteem.....	82
3.2	Effecten van veranderingen in het meergeulensysteem.....	82
3.2.1	Morfologische samenhang van het meergeulensysteem.....	82
3.2.2	Grootschalige dynamiek - de bochtgroep als geheel.....	83
3.2.3	Dynamiek op macroschaal - de grote eb- en voedgeul.....	84
3.2.4	Dynamiek op mesoschaal - de kortsluitgeulen.....	86
3.3	Rekenparameters en criteria voor het meergeulensysteem.....	89
3.3.1	Grootschalige dynamiek: Verhouding r_s - β	89
3.3.2	Macroschaal dynamiek: Sedimentvolume geulen.....	89
3.3.3	Macroschaal dynamiek: Veranderingen in volume en dimensies geulen.....	90

3.3.4	Macroschaal dynamiek: Bruto sedimenttransportcapaciteit.....	90
3.3.5	Mesoschaal dynamiek: Kortsluitgeulen i.r.t. hoofdgeulen	91
3.3.6	Mesoschaal dynamiek: kortsluitgeulen i.r.t. intergetijdengebieden	91
3.4	Samenvatting en evaluatie van het meergeulensysteem	92
3.4.1	Bestaande wetgeving en normen	92
3.4.2	Evaluatie grootschalige dynamiek – bochtgroep als geheel	92
3.4.3	Evaluatie macroschaal dynamiek – hoofd eb- en vloedgeul	93
3.4.4	Evaluatie mesoschaal dynamiek - kortsluitgeulen.....	94
3.4.5	Evaluatie meergeulensysteem.....	94
3.4.6	Toepassing in de T2009	98
4	Toetsparameter: Ééngesysteem.....	99
4.1	Inleiding	99
4.2	Effecten van veranderingen in het ééngesysteem.....	99
4.2.1	Grootschalige dynamiek – bochten ééngesysteem.....	99
4.2.2	Dynamiek macroschaal – sedimenttransport ééngesysteem.....	100
4.2.3	Dynamiek mesoschaal – oevers ééngesysteem	100
4.3	Rekenparameters en criteria voor het ééngesysteem.....	100
4.3.1	Mate van meandering	100
4.3.2	Sedimenttransportcapaciteit	101
4.4	Samenvatting en evaluatie van het ééngesysteem	101
4.4.1	Bestaande wetgeving en normen	101
4.4.2	Evaluatie ééngesysteem.....	101
4.4.3	Toepassing in de T2009	102
5	Verklarende parameters	103
5.1	Diepte- en erosie/sedimentatie kaarten	103
5.2	Uitgevoerde ingrepen.....	103
5.3	Kombergingsgrafieken	103
5.4	Dynamisch evenwicht van geulen.....	103
6	Literatuur	104

Waterkwaliteit 107

1	Inleiding	107
1.1	Werkwijze indicator: Waterkwaliteit.....	107
1.2	Ruimtelijk en temporeel bereik.....	109
2	Toetsparameter: Zuurstof	110
2.1	Inleiding	110
2.1.1	Eenheden	111
2.2	Effecten van zuurstofgebrek op het ecosysteem.....	112
2.2.1	Effect abiotisch.....	112
2.2.2	Effect biotisch.....	113
2.3	Rekenparameters en criteria voor zuurstof.....	115
2.3.1	Zomer.....	115
2.3.2	Winter.....	117
2.3.3	Stratificatie	117
2.4	Samenvatting en beoordeling zuurstof	117
2.4.1	Bestaande wetten en normen.....	117
2.4.2	Beoordeling van de rekenparameter Zuurstof.....	118
2.4.3	Toepassing in de T2009	118
3	Toetsparameter: Nutriënten	119
3.1	Inleiding	119
3.2	Effecten van nutriënten op het ecosysteem.....	120
3.2.1	Eutrofiëring in het estuarium.....	120
3.2.2	Eutrofiëring in de kustzone	122
3.3	Rekenparameters en criteria voor Nutriënten.....	122
3.3.1	Gevaar voor zuurstoftekorten ten gevolge van eutrofiëring	123
3.3.2	Gevaar voor verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling	125

3.3.3	Toxiciteit	129
3.4	Samenvatting en beoordeling	130
4	Toetsparameter Algenbloei	131
4.1	Inleiding	131
4.2	Effecten van Algenbloei op het ecosysteem	132
4.3	Rekenparameters voor de toetsparameter algenbloei	133
4.3.1	Doorstroming van energie	133
4.3.2	Plaagalgen	136
4.4	Samenvatting en beoordeling	137
5	Toetsparameter Toxische stoffen	138
5.1	Inleiding	138
5.2	Rekenparameters toxische stoffen	138
5.2.1	Waterbodemkwaliteit	139
5.2.2	Chemische waterkwaliteit	139
5.2.3	Zwemwaterkwaliteit	140
5.2.4	Milieuverontreinigende stoffen in het voedselweb	140
5.3	Samenvatting en beoordeling	140
6	Verklarende parameters	141
6.1	Inleiding	141
6.2	Zout	141
6.2.1	Achtergrond	141
6.2.2	Effecten van veranderingen in zoutgehalte	143
6.2.3	Rekenparameters	144
6.3	Lichtlimitatie	145
6.3.1	Achtergrond	145
6.3.2	Effecten van veranderingen in lichtlimitatie	148
6.3.3	Rekenparameters	149
6.4	Temperatuur	150
6.4.1	Achtergrond	150
6.4.2	Effecten van temperatuursveranderingen op het ecosysteem	151
6.4.3	Rekenparameters	155
6.5	Zoöplankton	156
6.5.1	Achtergrond	156
6.6	Chlorofyl a	157
6.6.1	achtergrond	157
6.6.2	Effecten van algenbloei op het ecosysteem	157
6.6.3	Rekenparameters	157
6.7	Verblijftijd	157
6.7.1	Achtergrond	157
6.7.2	Belang van verblijftijd	158
6.7.3	rekenparameters	159
7	Literatuur	160
8	Bijlage: BOD en NOD berekeningen	164
Leefomgeving		167
1	Inleiding	167
1.1	Achtergrondkader	167
1.2	De leefomgeving van het Schelde-estuarium	167
1.3	Werkwijze indicator: Leefomgeving	168
1.4	Ruimtelijk en temporeel bereik	170
2	Toetsparameter: Oppervlak	172
2.1	Inleiding	172
2.2	Effecten van veranderingen in het habitatoppervlak	172
2.2.1	Laagdynamische habitats	172
2.2.2	Diep- en ondiepwater	173
2.2.3	Habitat voor de kinderkamerfunctie	173

2.2.4	Pioniervegetatie	173
2.3	Rekenparameters en criteria	174
2.3.1	Hoog- en laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	174
2.3.2	Diep- en ondiepwater (Zeeschelde)	175
2.3.3	Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)	175
2.3.4	Laagdynamisch laag-, middelhoog-, en hooggelegen litoraal	175
2.3.5	Pioniervegetatie	176
2.3.6	Schorvegetatie	176
2.4	Samenvatting en beoordeling toetsparameter: Oppervlak	177
2.4.1	Tolerantiegrens oppervlakte bepaling	177
2.4.2	Bestaande wetgeving en normen	177
2.4.3	Beoordeling rekenparameters	178
2.4.4	Toepassing in de T2009	178
3	Toetsparameter: Kwaliteit	180
3.1	Inleiding	180
3.2	Effecten van verandering in de kwaliteit	180
3.2.1	Het slibpercentage	180
3.2.2	Lengte laagwaterlijn	180
3.2.3	Helling	181
3.2.4	Hoogtegradiënt	181
3.2.5	Zonering van schorren	182
3.2.6	Diversiteit van flora en fauna binnen de verschillende habitats	184
3.2.7	Benthische primaire productie	184
3.3	Rekenparameters en criteria	186
3.3.1	Laagwaterlijn grenzend aan laagdynamisch plaathabitat	186
3.3.2	Helling van het litoraal en het gehele profiel	186
3.3.3	Hoogtegradiënt laagdynamisch habitat	187
3.3.4	Zonering schorhabitat	187
3.3.5	Oeverbreedte schorhabitat	187
3.4	Samenvatting en beoordeling toetsparameter Kwaliteit	188
3.4.1	Bestaande wetgeving en normen	188
3.4.2	Beoordeling rekenparameters	188
3.4.3	Toepassing in de T2009	189
4	Toetsparameter: Turn-over	190
4.1	Inleiding	190
4.2	Effecten van veranderingen in turn-over	190
4.2.1	Vestiging en ontwikkeling	190
4.3	Rekenparameters en criteria	190
4.3.1	Gemiddelde turnover	191
4.3.2	Turn-over plaat, slik of schorgebied	191
4.4	Samenvatting en beoordeling toetsparameter: Turn-over	191
4.4.1	Bestaande wetgeving en normen	191
4.4.2	Beoordeling rekenparameters	192
4.4.3	Toepassing in de T2009	192
5	Verklarende parameters	193
5.1	Natuurontwikkelingsprojecten	193
5.2	Dynamiek	193
5.3	Droogvalduur	194
5.4	Substraat	195
5.5	P:B ratio	195
6	Literatuur	196

Flora en fauna 199

1	Inleiding	199
1.1	Belang van diversiteit	199
1.1.1	Hoe diversiteit meten?	200

1.1.2	Diversiteit: welke doelstelling?	202
1.2	Exoten	202
1.3	Werkwijze Flora en fauna	203
1.3.1	Intactness	204
1.3.2	Sleutelsoorten	205
1.3.3	Exoten	206
1.4	Ruimtelijk en temporeel bereik	206
1.5	Keuze van de toetsparameters	207
2	Toetsparameter Vogels	208
2.1	Inleiding	208
2.2	Rekenparameters en criteria voor Vogels: Broedvogels	210
2.2.1	Intactness-index	210
2.2.2	Sleutelsoorten: trends in aantallen	210
2.2.3	Trends in exoten	210
2.3	Rekenparameters en criteria voor Vogels: Niet-Broedvogels	210
2.3.1	Intactness-index	210
2.3.2	Sleutelsoorten: trends in aantallen	211
2.3.3	Trends in exoten	211
2.4	Samenvatting en beoordeling Vogels	212
2.4.1	Toepassing in de T2009	212
3	Zoogdieren	213
3.1	Inleiding	213
3.1.1	Belang	213
3.2	Parameters en criteria voor de toetsparameter Zoogdieren	214
3.2.1	Aantal Zeehonden	214
3.2.2	Aantal Zeehonden in de maand juli	214
3.3	Samenvatting en beoordeling	215
3.3.1	Toepassing in T2009	215
3.3.2	Verklarende parameters	215
4	Vissen	216
4.1	Inleiding	216
4.1.1	Belang	219
4.2	Rekenparameters en criteria voor Vissen	219
4.2.1	Intactness index	220
4.2.2	Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa	220
4.2.3	Trends in exoten	220
4.3	Samenvatting en beoordeling Vissen	220
4.3.1	Toepassing in de T2009	220
4.3.2	Verklarende parameters	221
5	Benthos	222
5.1	Inleiding	222
5.1.1	Belang	222
5.2	Rekenparameters en criteria voor benthos	224
5.2.1	Intactness index	224
5.2.2	Sleutelsoorten: trends in biomassa	224
5.2.3	Trends in exoten	224
5.3	Samenvatting en beoordeling benthos	225
5.3.1	Toepassing in de T2009	225
6	Fytoplankton	226
6.1	Inleiding	226
6.1.1	Belang	226
6.2	Rekenparameters en criteria voor fytoplankton	226
6.2.1	Intactness index	226
6.2.2	Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa	226
6.2.3	Trends in exoten	227
6.3	Samenvatting en beoordeling Fytoplankton	227
6.4	Toepassing in de T2009	227

7	Zoöplankton	228
7.1	Inleiding	228
7.1.1	Belang van zoöplankton	228
7.1.2	Rol zoöplanktongemeenschap in het trofisch functioneren.....	228
7.1.3	Reactiviteit van zoöplankton op de restauratie van de Schelde.....	229
7.1.4	De diversiteit van het zoöplanktoncompartiment.....	230
7.2	Rekenparameters en criteria voor zoöplankton	231
7.2.1	Intactness index	231
7.2.2	Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa.....	231
7.2.3	Trends in exoten	231
7.3	Samenvatting en beoordeling Zoöplankton	232
7.3.1	Toepassing in de T2009	232
8	Vegetatie	233
8.1	Inleiding	233
8.1.1	Belang	233
8.2	Rekenparameters en criteria voor Vegetatie	233
8.2.1	Intactness index	233
8.2.2	Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa.....	234
8.2.3	Trends in exoten	234
8.3	Samenvatting en beoordeling Vegetatie	234
8.3.1	Toepassing in de T2009	234
8.3.2	Verklarende parameters	235
9	Literatuur	236
Ecologisch functioneren		241
1	Inleiding	241
1.1	Werkwijze: Ecologisch functioneren	242
1.2	Ruimtelijk en temporeel bereik.....	244
2	Toetsparameter: Macrozoöbenthos.....	245
2.1	Inleiding	245
2.2	Belang van benthos voor het voedselweb	245
2.3	Rekenparameters en criteria voor Macrozoöbenthos.....	245
2.3.1	Westerschelde: macrobenthische biomassadichtheid – pp	245
2.3.2	Zeeschelde: 30 ton AFDW aan benthos.....	246
2.3.3	Diversiteit benthos	247
2.3.4	Filterfunctie.....	247
2.4	Verklarende parameters.....	248
2.5	Samenvatting en beoordeling	248
2.5.1	Toepassing in T2009	249
3	Toetsparameter Vissen en Vogels.....	250
3.1	Inleiding	250
3.2	Rekenparameters en criteria voor Vissen en vogels	254
3.3	Verklarende parameters.....	255
3.4	Samenvatting en beoordeling	255
3.4.1	Toepasbaarheid in T2009.....	255
4	Verklarende parameters	256
5	Literatuur	257
Risicobenadering		259
1	Robuustheidbenadering.....	259
1.1	De evaluatiemethodiek in de risicobenadering	259
1.2	Wet- en regelgeving	260
2	Literatuur	262

Inleiding

Het Schelde-estuarium is een zeer complex systeem waar mensen wonen, werken en unieke natuurgebieden liggen (Ontwikkelingsschets 2010). Het Schelde-estuarium is continu aan verandering onderhevig. De invloed van natuurlijke factoren dan wel van menselijk ingrijpen zijn moeilijk van elkaar te onderscheiden. Toch wensen we de mechanismen achter deze veranderingen duidelijk te ontrafelen: we moeten immers kunnen evalueren wat de impact is van het gevoerde beleid. Dit is essentieel om het Schelde-estuarium naar de toekomst toe op een verantwoorde manier te beheren.

De uitdagingen voor de Schelde zijn groot. Enerzijds zijn er belangrijke autonome ontwikkelingen zoals de klimaatsverandering en de stijging van de zeespiegel, welke een grote invloed zullen hebben het ecosysteemfunctioneren in het estuarium. Anderzijds zijn er grote infrastructuurwerken gepland om het estuarium beter toegankelijk te maken, te behoeden voor overstromingen of om de natuurlijkheid te vergroten. Ook in het bekken worden belangrijke maatregelen getroffen waaronder waterzuivering, erosiebestrijding, en waterretentie. De effecten van dit alles in kaart brengen en evalueren aan de hand van de verschillende beleidsdoelstellingen is een noodzaak.

Metten is weten. Deze gevleugelde woorden zijn de drijfveer achter het Geïntegreerde Monitoringsprogramma voor het Schelde-estuarium (MONEOS, Meire en Maris, 2008). Vanuit een reeks wettelijke kaders en beleidsvragen werd een geïntegreerd meetprogramma opgesteld. De juiste parameters worden op de juiste plaats met de juiste frequentie gemeten. Maar de metingen op zich geven geen rechtstreeks antwoord op de beleidsvragen. Voordat we echt iets weten, moet die schat aan informatie op een degelijke manier verwerkt en geëvalueerd worden. Metten is weten vereist dus naast een goed monitoringsprogramma (= meten) ook een goede evaluatiemethodiek (= weten). Hoe vanuit de diversiteit aan meetresultaten een helder antwoord formuleren voor het beleid, vormt het streefdoel voor deze rapportage.

De uitgangspunten van de methodiek zijn de beleidsdoelstellingen uit de lange termijnvisie en het goed functioneren van het ecosysteem. Er wordt dus niet vertrokken vanuit een historische of ongerepte referentie. De evaluatie mag echter geen eenzijdige consolidatie van de huidige toestand nastreven, wel een systeem dat goed functioneert in het licht van de langetermijnvisie. Het estuarium moet de vrijheid krijgen om te kunnen evolueren binnen de grenzen van dat goede functioneren. Het monitoringsprogramma moet samen met de evaluatiemethodiek de mogelijkheid bieden diverse ontwikkelingsrichtingen tijdig te herkennen en te evalueren, ter ondersteuning van een adaptief beheer.

1 Achtergrond en kader

Het Schelde-estuarium is met een totale oppervlakte van ca 33.000 ha een van de grootste estuaria van Europa. Met een lengte van 160 km en een volledige gradiënt van zoet over brak naar zout is het een natuurgebied dat internationale erkenning en bescherming geniet. Het vormt tevens de toegang tot verschillende belangrijke havens en een bron van diverse andere economische activiteiten zoals visserij, zandwinning of toerisme. Het estuarium moet enerzijds water vanuit het bekken afvoeren en anderzijds water kunnen bufferen tijdens stormen vanuit zee. Er kunnen daarom vanuit verschillende invalshoeken doelstellingen geformuleerd worden voor het estuarium, doelstellingen die soms tegenstrijdige belangen behartigen. Het grensoverschrijdende karakter van het estuarium maakt het geheel niet eenvoudiger. Groeiende inzichten in de complexiteit van het estuarium en de onderlinge beïnvloeding van verschillende maatregelen hebben Nederland en Vlaanderen aangezet tot een meer integrale aanpak: de langetermijnvisie (LTV).

1.1 Langetermijnvisie

In 1999 besloten Nederland en Vlaanderen een gezamenlijke langetermijnvisie voor het Schelde-estuarium op te stellen rond de functies Veiligheid tegen overstromen, Toegankelijkheid van de havens en Natuurlijkheid van het systeem. Het uitgangspunt hierbij was: "Het ontwikkelen van een gezond en multifunctioneel watersysteem dat op duurzame wijze gebruikt wordt voor menselijke behoeften". De Technische Schelde Commissie (TSC) nam de leiding voor het opstellen van deze integrale visie en in januari 2001 is het resultaat aan de bevoegde bewindslieden aangeboden.

De LTV streeft tegen 2030 volgende fysieke systeemkenmerken na:

een open en natuurlijk mondingsgebied, een systeem van hoofd- en nevengeulen met tussenliggende platen en ondiepwatergebieden in de Westerschelde en een riviersysteem met meanderend karakter in de Zeeschelde. Daarnaast treft men een grote diversiteit aan van schorren, slikken en platen in zout, brak en zoet gebied, gecombineerd met natuurvriendelijke oevers.

De langetermijnvisie kon samengevat worden in een streefbeeld voor het jaar 2030 bestaande uit 5 kenmerken:

1. De instandhouding van de fysieke systeemkenmerken van het estuarium is het uitgangspunt van beheer en beleid.
2. Maximale veiligheid is een belangrijke bestaansvoorwaarde voor beide landen.
3. Als trekpaard voor de welvaart zijn de Scheldehavens optimaal toegankelijk.
4. Het estuarien ecosysteem is gezond en dynamisch.
5. Nederland en Vlaanderen werken bestuurlijk-politiek en operationeel samen.

Na de LTV2030 volgden de memoranda van Kallo (2001) en Vlissingen (2002), waarin de verantwoordelijke Vlaamse en Nederlandse bewindslieden de langetermijnvisie en het daarin gepresenteerde streefbeeld voor 2030 als het gezamenlijke kader voor verdere samenwerking onderschreven. In 2002 werd gestart met het opstellen van een Ontwikkelingsschets2010 (OS2010) voor het Schelde-estuarium.

1.2 Ontwikkelingsschets 2010

De Ontwikkelingsschets 2010 (OS2010) moest de projecten en maatregelen definiëren die in een eerste fase, ten laatste in 2010, moesten aangevat worden om het streefbeeld van de LTV in 2030 te verwezenlijken. Een speciale projectorganisatie, ProSes, werd opgericht om deze ontwikkelingsschets in goed overleg met alle belanghebbenden en onder leiding van de TSC op te stellen. In december 2004 kon de ambtelijke versie, na intensief overleg met belanghebbenden en een openbaar onderzoek waarin het publiek zijn mening over de schets kon geven, aan de bewindslieden worden voorgelegd. In maart 2005 werd besloten tot de uitvoering van de volledige OS2010. De uitvoering van de OS2010-voorstellen is vastgelegd in het "Verdrag betreffende de uitvoering van de OS2010 Schelde-estuarium" en in het "Verdrag inzake de samenwerking op het gebied van het beleid en beheer in het Schelde-estuarium" (het verdrag Gemeenschappelijk Beleid en Beheer).

De voornaamste projecten uit de OS2010 zijn:

- Veiligheid: De uitvoering van het geactualiseerde Sigmaplan in Vlaanderen
- Toegankelijkheid: De verruiming van de vaargeul naar de haven in Antwerpen naar 13,10 m getijongebonden vaart
- Natuurlijkheid: De aanleg van 600 ha estuariene natuur langs de Westerschelde in Nederland en 1100 ha estuariene natuur en wetland langs de Zeeschelde in Vlaanderen

1.3 MONEOS: Geïntegreerde Monitoring van het Schelde-estuarium.

In het kader van het verdrag Gemeenschappelijk Beleid en Beheer werd besloten om te komen tot één gezamenlijke integrale monitoring waaronder alle monitorverplichtingen uit Europese, bilaterale en nationale verplichtingen vallen (MONEOS). Een overzicht van de monitorverplichtingen is gegeven in Wijsman et al. (2007) en Leloup et al. (2007). Door Donkers et al. (2007) werd een monitoring programma uitgewerkt om de effecten van de maatregelen voor Toegankelijkheid op het systeem op te volgen. Die visie, samen met de andere lopende monitoringprojecten is vervolgens door Meire en Maris (2008) gecompileerd in één geïntegreerd monitoring programma. Hierbij werd gekozen voor een systeemmonitoring waarbinnen project- en onderzoeksmonitoring genest kan worden. Dit is nodig met het oog op het verwerven van inzichten in de redenen/oorzaken van bepaalde trends of veranderingen en het afstemmen van het beheer op deze inzichten. Dit is ook nodig om het modelinstrumentarium nodig voor de onderbouwing van het beheer verder te kunnen uitbouwen en optimaliseren.

Het monitoringprogramma werd onderverdeeld in zes grote hoofdstukken: hydrodynamiek, morfodynamiek, diversiteit habitats, fysico- chemie, ecologische functioneren en diversiteit soorten. Deze opdeling is vooral pragmatisch, immers de verschillende onderdelen zijn sterk aan elkaar gekoppeld en kunnen bijgevolg niet los van elkaar gezien worden.

1.4 Evaluatiemethodiek

1.4.1 Rapport fase 1

In 2010 werd een eerste versie van een evaluatiemethodiek opgeleverd (fase 1). Hieraan is gewerkt door een consortium van het NIOO, INBO, Deltares, Universiteit Antwerpen en het VLIZ. Het resultaat was een lijvig werk dat een schat aan informatie bevatte, maar in de praktijk onvoldoende geschikt werd geacht voor een objectieve en ondubbelzinnige evaluatie van het Schelde-estuarium. Het Fase 1 rapport volgde de lijn van de systeembenadering en hanteerde dezelfde thematische indeling als het MONEOS rapport en was dan ook opgebouwd uit de luiken Hydrodynamiek, Morfodynamiek, Diversiteit Habitats, Fysico-Chemie, Ecologisch Functioneren en Diversiteit Soorten, waarbij de twee laatste thema's gebundeld werden in één hoofdstuk.

Door vanuit afzonderlijke thema's te werken aan een evaluatiemethodiek, miste de Fase 1 rapportage de nodige samenhang. De thema's bevatten op zich ook geen doelstelling, wat het opstellen van evaluatiecriteria minder overzichtelijk maakte. De Commissie Monitoring Westerschelde was dan ook van oordeel dat de methodiek in zijn huidige gedaante niet bruikbaar was. De set indicatoren was te groot, structuur en samenhang onvoldoende. Het advies van de commissie op de hoofdlijnen luidde:

- Werk met een beperkte set indicatoren
- Zorg voor duidelijke criteria zodat er een beoordeling gemaakt kan worden
- Verbeter de samenhang tussen de hoofdstukken
- Maak het toepasbaar voor de T2009-rapportage
- Korter en bondiger waar het kan

1.4.2 Rapport fase 2

De versie die nu voor u ligt, de Evaluatiemethodiek Rapport fase 2, of kortweg Evaluatiemethodiek, probeert tegemoet te komen aan de opmerkingen van de Commissie. Als uitgangspunt voor de evaluatiemethodiek werd teruggegrepen naar de

hoofdfuncties van de langetermijnvisie. De pijlers Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid vormen nu de basis voor het evalueren van het Schelde-estuarium. Voor deze drie pijlers zijn in de langetermijnvisie doelstellingen geformuleerd. Deze moeten nu doorvertaald worden naar concrete, toetsbare parameters. Dit vereist dat alle doelstellingen eerst duidelijk worden uitgekristalliseerd. Dit vormde de cruciale eerste stap in het denkproces. Vervolgens is de methodiek uitgewerkt om welomschreven doelen te evalueren.

1.5 T2009 rapportage

De evaluatiemethodiek moet op korte termijn ook dienen voor het opstellen van een T2009-rapport dat in lijn is met de evaluatie in 2015. Dit rapport moet een beschrijving van de huidige toestand van het estuarium geven vóór uitvoering van de OS2010-projecten, inclusief de trends die aan 2009 voorafgingen. Het is niet noodzakelijk om het effect van specifieke autonome ontwikkelingen of ingrepen te bepalen op de gemeten indicatoren en factoren. Dat werk vindt al plaats in de diverse onderzoeksprojecten van de werkgroep Onderzoek en Monitoring.

In het rapport moeten vier analyses worden uitgevoerd:

1. het bepalen in historisch perspectief van de waarden in 2009 van indicatoren en bijhorende parameters uit deze evaluatiemethodiek en het beoordelen ervan met behulp van de hiervoor afgeleide kwalitatieve (positieve of negatieve trend) of meer kwantitatieve criteria.
2. het bepalen van trends en trendbreuken in de afzonderlijke indicatoren/parameters en deze, in globale zin met behulp van de schema's (piramides) en bijhorende teksten, relateren aan gekende trends en ontwikkelingen. Simpele voorbeelden hiervan zijn het relateren van veranderingen in het getij aan de zeespiegelstijging of de toename van de zuurstof aan waterzuivering in het bekken. Een complexer voorbeeld is de relatie tussen veranderingen in de parameter zout en de schorvegetatie.
3. het uitvoeren van een ruimtelijke analyse: het relateren van een individuele indicator of parameter in de diverse delen van het estuarium. Een voorbeeld is de relatie tussen de getijparameters in de kuststrook en deze in het estuarium.
4. het met bestaande kennis uitvoeren van een analyse naar mogelijke oorzaken van de geconstateerde trends of trendbreuken.

Tot slot zal de T2009 ook onderzoeksvragen en monitorvragen die voortkomen uit deze analyse signaleren.

1.5.1 Uitvoerbaarheid T2009

In de onderstaande tabel is een overzicht gegeven van alle Communicatie-indicatoren met hun bijbehorende toetsparameters en rekenparameters. Voor elke rekenparameter is aangegeven:

- of de rekenparameter in de T2009 rapportage uitgevoerd kan worden en er reeds een kwantitatief criterium beschikbaar is (kolom E onder T2009)
- of de rekenparameter in de T2009 rapportage uitgevoerd kan worden aan de hand van een data analyse omdat er nog geen kwantitatief criterium beschikbaar is (kolom D onder T2009).
- Beide nog niet het geval is omdat er nog te weinig kennis of data beschikbaar is.

In de laatste kolom is aangegeven welke activiteiten er nog moeten plaatsvinden. Deze activiteiten richten zich voornamelijk op het opstellen van duidelijke kwantitatieve referentiewaarden.

Het verdient aanbeveling om het opstellen van de verschillende kwantitatieve referenties in de komende periode tot aan de systeemevaluatie in 2015 nader en specifiek uit te te

werken in samenwerking met experts van de verschillende kennisinstituten van Nederland en Vlaanderen.

Tabel 1-1: Overzicht van de uitvoerbaarheid in de T2009 voor alle Communicatie-indicatoren met toets- en rekenparameters.

Indicator met toetsparameters	Rekenparameter	T2009		Activiteiten tot aan de systeemevaluatie in 2015
		E ²	T ³	
Veiligheid				
Dynamiek waterbeweging				
Hoogwater	Jaargemiddelde hoogwaterstand	x		
	99-percentiel hoogwaterstand in een jaar	x		
Golven	Jaarlijkse maximale golfhoogte	x		
Toegankelijkheid				
Bevaarbaarheid				
Bevaarbare diepte	Gemiddelde laagwaterstand	x		
	Gemiddelde hoogwaterstand	x		
Baggerinspanning	Onderhoudsbaggervolume geulen en havens	x		
Looptijd getij	Gemiddelde looptijd hoogwater	x		
	Gemiddelde looptijd laagwater	x		
Natuurlijkheid				
Plaat- en geulsysteem				
Monding	Open karakter	x		
Meergeulensysteem	Verhouding areaal intergetijdegebied - Breedte-diepteverhouding	x		evaluatie in samenhang op macroschaal
	Verandering in volume en dimensies geulen	x		
	Bruto sedimenttransportcapaciteit	x		
	Dynamiek kortsluitgeulen-hoofdgeulen	x		
	Dynamiek kortsluitgeulen-intergetijdegebied	x		
Eengeulsysteem	Mate van meandering	x		
	Sedimenttransportcapaciteit		x	
	Oeverbreedte schorhabitats (<i>Leefomgeving</i>)	x		
	zonering schorhabitat (<i>Leefomgeving</i>)	x		
	Helling (<i>Leefomgeving</i>)	x		
Waterkwaliteit				
Zuurstof	Minimum zuurstofconcentratie	x		
	95-percentiel zuurstofconcentratie zomer	x		
	95-percentiel zuurstofconcentratie winter	x		
Nutriënten	Snelle zuurstofvraag stikstof (fastNOD)	x		
	Zuurstofvraag organisch koolstof (BOD-C)	x		
	Jaargemiddeld Totaal anorganisch stikstof (TDIN)	x		
	Jaargemiddeld Totaal fosfaat	x		
	Opgelost silicium (DSi)	x		
	ICEP-TSi			Vrachtberekening binnen estuarium
	ICEP-DSi			Vrachtberekening binnen estuarium
	Jaarvracht anorganisch stikstof (TDINflux)	x		
	Nitrientconcentratie (NO2-)	x		
	Ammoniakconcentratie (NH3)	x		

² In de T2009 rapportage kan de evaluatie uitgevoerd worden inclusief beoordeling

³ In de T2009 kunnen de parameters berekend worden. Echter kan de beoordeling nog niet uitgevoerd worden

Algen	Primaire productie:Biomassa ratio	x		
	Cellendichtheid Phaeocystis	x		
	Cellendichtheid Cyanobacteriën	x		
Toxische stoffen	Chemische waterkwaliteit KRW	x		
	Zwemwaterkwaliteit	x		
	Milieuverontreinigende stoffen in het voedselweb		x	
Leefomgeving				
Oppervlakte	Hoogdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	x		
	Laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)		x	Referentiewaarde per segment
	Ondiep sublitoraal (Zeeschelde)	x		
	Diep sublitoraal (Zeeschelde)		x	Referentiewaarde per segment
	Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)	x		
	Laagdynamisch laaggelegen litoraal		x	Referentiewaarde per segment
	Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal		x	Referentiewaarde per segment
	Laagdynamisch hooggelegen litoraal		x	Referentiewaarde per segment
	Pioniervegetatie	x		
	Schor		x	Referentiewaarde per segment
Kwaliteit	Laagwaterlijn plaat grenzend aan laagdynamisch habitat		x	Referentiewaarde per segment
	Helling litoraal		x	Referentiewaarde per segment
	Helling geheel profiel	x		
	Hoogtegradiënt litoraal	x		
	Zonering schorhabitat	x		
	Oeverbreedte schorhabitat	x		
Turn-over	Gemiddelde turn-over		x	Referentiewaarde per segment
	Turn-over plaat en slikgebied		x	Referentiewaarde per segment
Flora en Fauna				
Vogels broed, niet broed	Intactness Sleutelsoorten Exoten		x	Intactness index bepalen
Vissen				
Benthos				
Zooplankton				
Fytoplankton	Intactness		x	Intactness index bepalen
	Exoten	x		
Zoogdieren	Aantal	x		
	Aantal juli	x		
Ecologisch functioneren				
Macrozoöbenthos	Macrobenthische biomassadichtheid-			
	Primaire productie	x		
	Biomassa benthos	x		
	Filterfunctie mosselbank	x		
	Filterfunctie kokkels	x		
Vissen en Vogels	Trofische efficiëntie	x		

2 Gehanteerde werkwijze evaluatiemethodiek

2.1 Doelstellingen van de herziene evaluatiemethodiek

Uitgaande van de filosofie van de systeembenadering en rekening houdend met de algemene bemerkingen op de fase 1 rapportage en het advies van de Commissie Monitoring Westerschelde, werden volgende doelstellingen geformuleerd voor het opstellen van de evaluatiemethodiek.

- **De kennis uit fase 1 is de basis.** In fase 1 is zeer veel kennis bijeengebracht die noodzakelijk is voor de evaluatiemethodiek.
- **De hoofdfuncties van LTV staan centraal.**
- **Eenduidige kleine set aan indicatoren.** De set aan indicatoren in de fase 1 rapportage was veel te uitgebreid. Een transparante evaluatie heeft nood aan een beperkte set, die aansluit bij de beleidsdoelen van de LTV2030.
- **Vorbereiding voor de Europese aanbesteding van de T2009 rapportage.** De methodiek wordt ontwikkeld voor een zesjaarlijkse evaluatie van het Schelde-estuarium. De evaluatiemethodiek moet echter ook toepasbaar zijn op de uitgangssituatie: T2009. Daarom wordt expliciet aangegeven hoe de methodiek aangewend kan worden in de T2009 rapportage.
- **Toestandsbepaling + trendontwikkeling.** Doelstelling is om de toestand van het estuarium ondubbelzinnig te evalueren op basis van kwantitatieve criteria. Dit is echter niet altijd mogelijk door leemten in de wetenschappelijke kennis of het ontbreken van een duidelijk referentiekader. In zulke gevallen zal daarom de trend geëvalueerd worden, in plaats van de toestand.
- **Systeembeschrijving.** Om oorzaak-gevolg relaties bloot te leggen, volstaan trends en toestandsbeschrijvingen niet. De evaluatie moet het functioneren van het systeem nagaan.
- **Effecten van de huidige maatregelen op het systeem nagaan.** Vanuit het systeemfunctioneren moeten de effecten van de huidige maatregelen blootgelegd worden.
- **Een getrapte aanpak.** In fase 1 was er geen hiërarchie aangebracht in de grote set indicatoren waardoor het niet mogelijk was om tot een eenduidige evaluatie te komen. Een complex systeem als het Schelde-estuarium vraagt om een rangschikking van globale 'communicatie-indicatoren' naar systeem verklarende parameters zodat alle aspecten een duidelijke plek krijgen in de evaluatie.
- **Alle niveaus moeten worden doorlopen.** Enkel wanneer alle onderdelen worden doorlopen is het mogelijk een gewogen evaluatie van het Schelde-estuarium te maken.

Deze aanpak stelt ons in staat om:

- Toe te werken naar een kleine set indicatoren waarmee een kwantitatief onderbouwde uitspraak over de ontwikkeling van het Schelde-estuarium gemaakt kan worden.
- De samenhang tussen de verschillende elementen van het Schelde-estuarium voor een enkele indicator en het Schelde-estuarium als geheel duidelijk in kaart te brengen.
- Een beoordeling uit te voeren zonder de specifieke systeemkenmerken van de verschillende onderdelen van het Schelde-estuarium uit het oog te verliezen.

2.2 Methodiek

De evaluatiemethodiek gaat uit van een getrapte aanpak. Hierbij staan de hoofdfuncties van de langetermijnvisie centraal (Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid). De evaluatiemethodiek beperkt zich tot deze drie functies. Andere nevenfuncties zoals recreatie, zijn niet opgenomen.

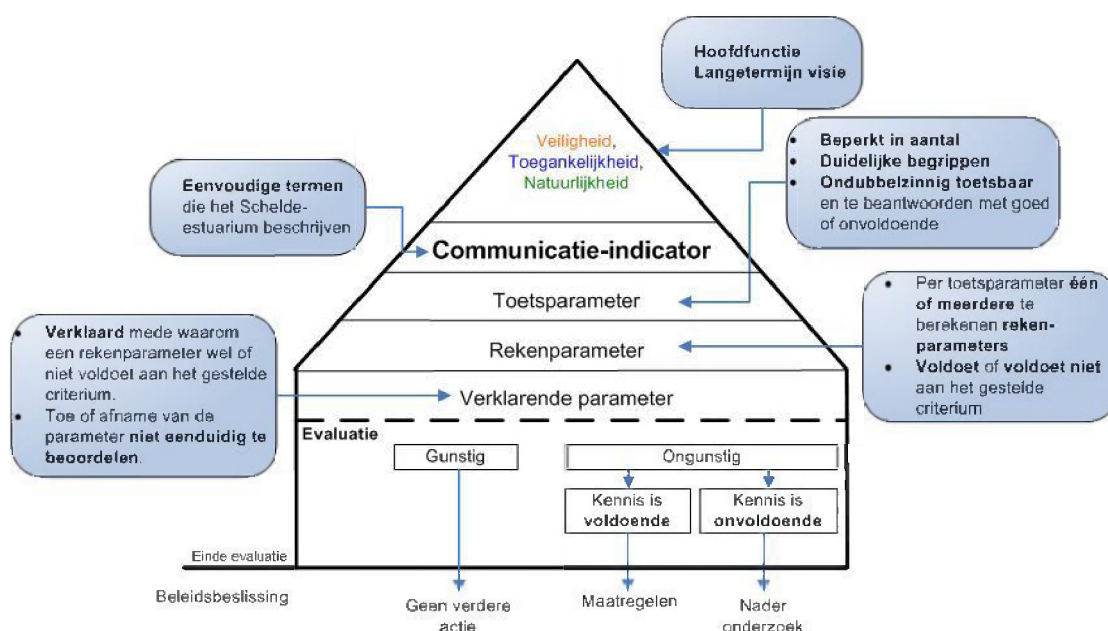
Per hoofdfunctie zijn de belangrijkste aspecten met betrekking tot het functioneren van het systeem in de vorm van **Communicatie-indicatoren** weergegeven. De Communicatie-indicatoren hebben een duidelijke, eenvoudige benaming. Ze moeten immers toelaten om in begrijpbare termen de evoluties in het Schelde-estuarium over te brengen bij een breder publiek.

Niveau 1) Vervolgens wordt met behulp van **toetsparameters** de communicatie-indicator getoetst. Gaat het goed of slecht met het systeem voor deze indicator? De toetsparameters zijn heldere, eenvoudige begrippen en vormen een beperkte, maar volledige set parameters aan de hand waarvan, ondubbelzinnig de toestand of de trend van de Communicatie-indicator geëvalueerd wordt.

Niveau 2) De toetsparameters zijn opgebouwd uit één of meerdere **rekenparameters**. Voor elk van de rekenparameters is een criterium afgeleid. Dit criterium is waar mogelijk een kwantitatieve waarde, zoniet de evaluatie van een trend. Rekenparameters kunnen reeks gemeten waarden of berekende waarden zijn. De term parameter kan dus strikt genomen niet steeds gebruikt worden. Omwille van de eenvoud wordt in de terminologie echter geen onderscheid gemaakt tussen gemeten en berekende waarden. Alle rekenparameters samen bepalen of de ontwikkeling van een toetsparameter gunstig of ongunstig is voor het functioneren van het systeem.

Niveau 3) Tot slot wordt er per Communicatie-indicator een set **verklarende parameters** gegeven. Verklarende parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en minder aan het beoordelen van de ontwikkeling. De verklarende parameters zelf zijn niet onafhankelijk te beoordelen. Ze worden wel altijd meegenomen in de evaluatie, ook al krijgen de bijhorende toetsparameters een positieve beoordeling. Trends in verklarende parameters kunnen immers wijzen op onderliggende problemen die op termijn kunnen leiden tot negatieve ontwikkelingen in een welbepaalde toetsparameter. Zo verbreedt de piramide van een duidelijke doelstelling aan de top naar een brede basis die gestoeld is op het ecosysteemfunctioneren.

Dit geheel van communicatie-indicatoren, toetsparameters, rekenparameters en verklarende parameters resulteert in een getrapte aanpak die visueel weergegeven is doormiddel van een piramide (Figuur 2-1). De top wordt gevormd door de communicatie-indicator waarna elke set parameters op een lager niveau is weergegeven. Er wordt ook wel gesproken van de 'Piramide-aanpak'.



Figuur 2-1: Schematische weergave 'piramide-aanpak'

Bij het uitvoeren van een evaluatie van het Schelde-estuarium moeten altijd alle niveaus van de evaluatiemethodiek worden doorlopen. Pas daarna kan een juiste beoordeling plaatsvinden. Wanneer een van de **toetsparameters** een negatieve evaluatie krijgt, wordt de status van de bovenliggende **communicatie-indicator** als onvoldoende beoordeeld, en wordt de hoofdfunctie uit de LTV onvoldoende bereikt. Via de **verklarende parameters** wordt gezocht naar oorzaken. Deze evaluatie, inclusief interpretatie, staat ten dienste van het beleid om gepaste maatregelen uit te werken. Het formuleren van maatregelen zelf vormt geen onderdeel van de evaluatiemethodiek.

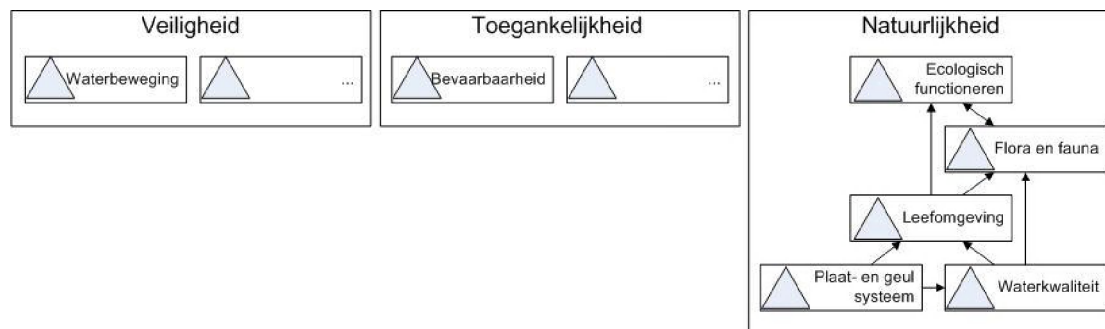
2.2.1 Communicatie-indicatoren

Voor elke van de drie hoofdfuncties zijn de volgende communicatie-indicatoren opgesteld (zie Figuur 2-2). Het toetsen van de Veiligheid en Toegankelijkheid van het Schelde-estuarium vormt geen doel van deze evaluatiemethodiek. Daarvoor bestaan reeds andere kaders. De evaluatiemethodiek bevat enkel een evaluatie van de systeemkenmerken die van invloed kunnen zijn op de veiligheid en toegankelijkheid.

Voor de functie Veiligheid is één communicatie-indicator (piramide) opgesteld, **Dynamiek waterbeweging**. Deze communicatie-indicator weerspiegelt die aspecten van het systeem die van invloed kunnen zijn op de veiligheid. Aspecten zoals de stevigheid van dijken en andere infrastructuur of evaluatie van potentiële overstromingsschade vallen hier niet onder. De methodiek laat het echter wel toe om deze aspecten later als bijkomende communicatie-indicatoren toe te voegen onder de functie veiligheid.

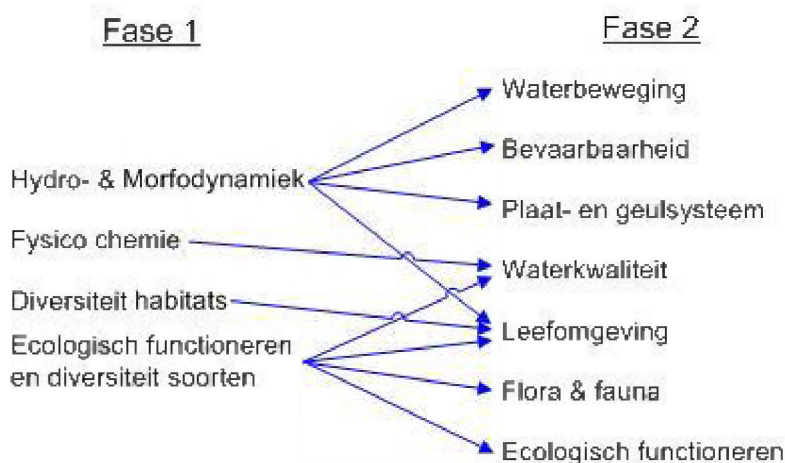
Voor de functie Toegankelijkheid is één communicatie-indicator (piramide) opgesteld, **Bevaarbaarheid**. Deze communicatie-indicator weerspiegelt die aspecten van het systeem die van invloed kunnen zijn op de toegankelijkheid. Aspecten zoals veranderingen in scheepstypes vallen hier niet onder. Vanuit het systeemfunctioneren worden ontwikkelingen in de bevaarbaarheid geëvalueerd die bepalend kunnen zijn voor de toegankelijkheid van de Schelde-havens.

Voor de functie Natuurlijkheid zijn vijf communicatie-indicatoren (piramides) opgesteld, **Plaats- en geulsysteem, Waterkwaliteit, Leefomgeving, Flora en fauna en Ecologisch functioneren**. Wanneer deze vijf communicatie-indicatoren positief beoordeeld worden, functioneert het Schelde-estuarium fysisch en ecologisch gezien goed en krijgt natuurlijkheid een goede evaluatie.



Figuur 2-2: Schematische weergave van de communicatie-indicatoren (piramides) per hoofdfunctie van de langetermijn visie. NB. De functies veiligheid en toegankelijkheid zouden later uitgebreid kunnen worden met communicatie-indicatoren die geen directe relatie hebben met het functioneren van het systeem maar wel van invloed zijn op de functie.

De zeven piramides (Waterbeweging, Bevaarbaarheid, Plaat- en geulsysteem, Leefomgeving, Waterkwaliteit, Flora en fauna en Ecologisch functioneren) vormen de hoofddeling van de evaluatiemethodiek. De thematische indeling uit fase 1 wordt hiermee losgelaten.

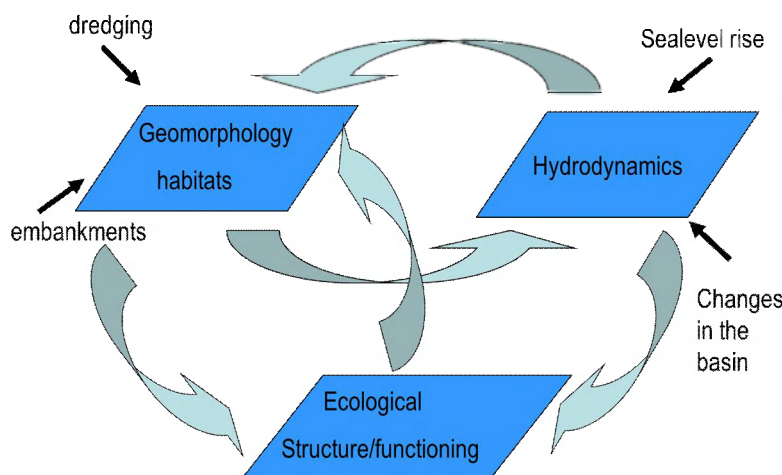


Figuur 2-3: Omzetting hoofdstukken van fase 1 naar fase 2 van de evaluatiemethodiek

2.3 Samenhang indicatoren en parameters

De verschillende piramides van de evaluatiemethodiek zijn als zelfstandige hoofdstukken geschreven. Toch wordt de onderlinge samenhang niet uit het oog verloren. Het estuarium laat zich niet in hokjes opdelen, en de wederzijdse beïnvloeding van de diverse piramides is groot, ook al zijn ze opgesteld met een minimum aan redundantie.

Figuur 2-4 illustreert de verwevenheid van geomorfologie, hydrodynamiek en ecologische structuren binnen een estuarium, met hierbij een aantal belangrijke factoren die inwerken op dit geheel. Baggerwerken hebben bijvoorbeeld een rechtstreekse invloed op de geomorfologie, en vandaar uit een invloed op de hydrodynamiek. Veranderende morfo- en hydrodynamiek beïnvloeden de ecologische structuren.



Figuur 2-4: Verwevenheid van de geomorfologie, hydrodynamiek en het ecologisch functioneren binnen een estuarium

De functies Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid worden allen bepaald door de hydro- en morfodynamiek maar hebben mogelijk verschillende belangen. Wat goed is voor toegankelijkheid, kan nadelig zijn voor veiligheid en/of natuurlijkheid en vice versa. Die onderlinge samenhang tussen de verschillende piramides uit zich in overlap van de toets-, reken en verklarende parameters. Toetsparameters uit de ene piramide, kunnen een verklarende of rekenparameter zijn in een andere. Wanneer dit zich voor doet wordt het belang van de parameter voor het betreffende onderwerp aangegeven echter voor de verdere beschrijving en criteria wordt verwezen naar die piramide waar de parameter als eerste aan bod is gekomen. Zo wordt impliciet de verwevenheid van het estuariene systeem ingebouwd in de methodiek.

De verwevenheid binnen het estuariene systeem zal ook expliciet aan bod kunnen komen bij een risicobenadering of een robuustheidstest (zie Hoofdstuk Robuustheidbenadering). Daarin kunnen (modelmatig) verstoringen of ingrepen opgelegd worden, het resultaat ervan kan in de verschillende piramides geëvalueerd worden.

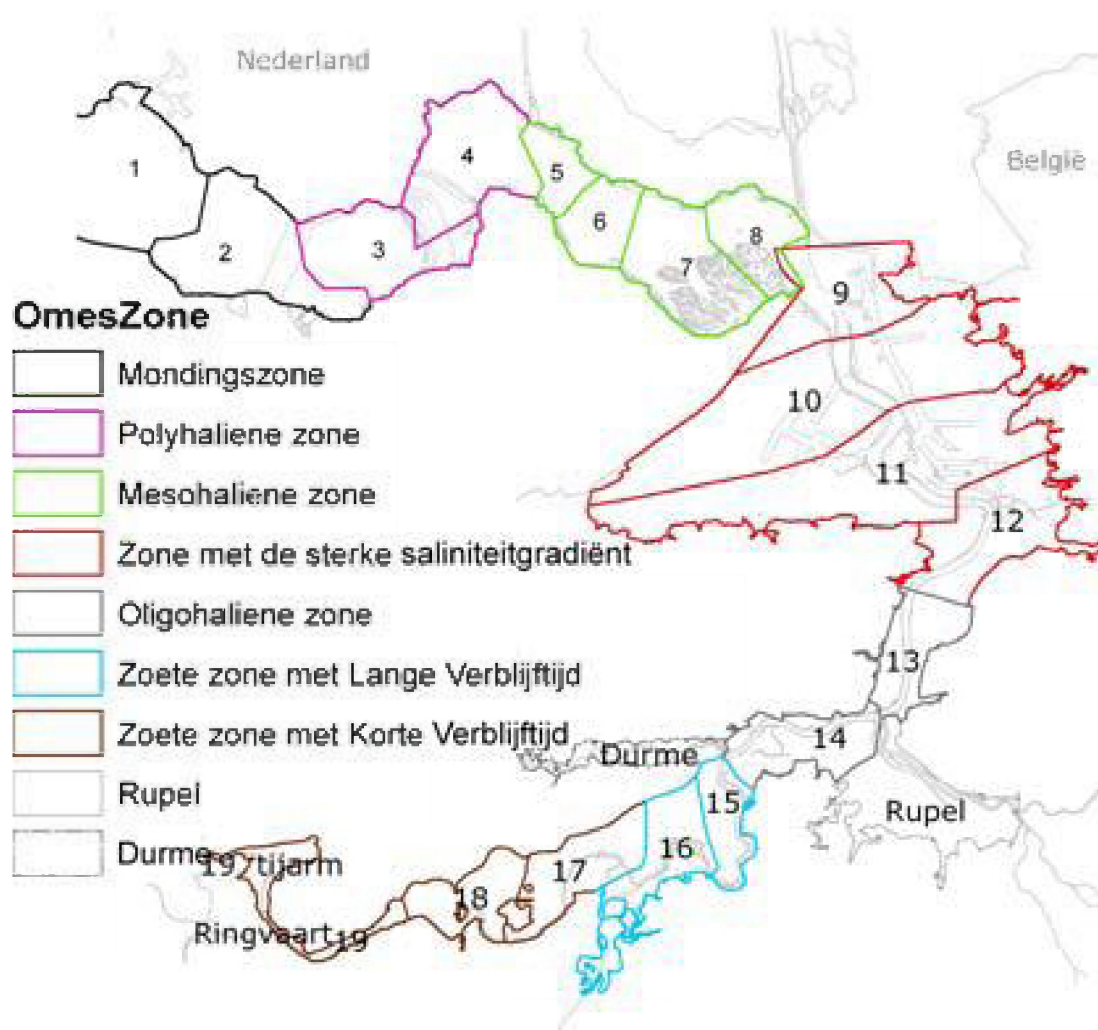
2.4 Ruimtelijke indeling

De ruimtelijke indeling die wordt voorgesteld voor de evaluatiemethodiek is gebaseerd op de indeling in OMES/MOSES-compartimenten op basis van zoutgehalte en verblijftijden. Afhankelijk van het gewenste ruimtelijke detail worden de zones samengenomen of wordt er nader ingezoomd binnen een zone (Figuur 2-5). Zo kunnen de verschillende schaalniveaus onderscheiden worden:

- Niveau 1: Estuarium
- Niveau 2: Westerschelde – Zeeschelde - Zijrivieren
- Niveau 3: Mondingszone – Polyhaliene zone – Mesohaliene zone – Zone met sterke saliniteitsgradiënt – Oligohaliene zone – Zoete zone met lange verblijftijd - Zoete zone met korte verblijftijd - Zijrivieren
- Niveau 4: OMES/MOSES compartiment

niveau	OMES/MOSES-segmenten																						
4	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	R	D		
3	1	2	3			4				5		6		7			8						
2	1								2													3	
1	1																						

Dit wordt per toetsparameter weergegeven.



Figuur 2-5: Weergave OMES/MOSES-compartimenten.

3 Literatuur

Arcadis-Technum, 2004, Strategische Milieueffecten rapportage Ontwikkelingsschets 2010. Schelde-estuarium, i.o.v. Rijkswaterstaat Directie Zeeland en AWZ Afdeling Maritieme Toegang.

Donkers (2007) Monitoringsprogramma Toegankelijkheid; Hoofdrapport. Arcadis Rotterdam, 2 mei 2007

Levin P.S., Fogarty M.J., Murawski S.A. & Fluharty D. 2009 Integrated ecosystem assessments: Developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean. PLoS Biol 7(1): e1000014. doi:10.1371/journal.pbio.1000014

LTV 2030 (2000). Langetermijnvisie Schelde-estuarium. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Zeeland en Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, departement Leefmilieu en Infrastructuur, administratie Waterwegen en Zeewezen, 29 november 2000.

Meire, P. en T. Maris. (2008). MONEOS. Geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

OS2010 (2005). Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium; Besluiten van de Nederlandse en Vlaamse regering. ProSes, Bergen op Zoom, februari 2005

Scheldeverdrag (2005). Verdrag tussen het Koninkrijk der Nederlanden en het Vlaams Gewest betreffende de uitvoering van de ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium (met Bijlagen), Middelburg, 21 december 2005

Dynamiek waterbeweging

1 Inleiding

De waterbeweging in het Schelde-estuarium wordt vooral bepaald door het astronomische getij, dat voortkomt uit de beweging van aarde, maan en zon. De uiteindelijke waterbeweging ontstaat door een wisselwerking met de bathymetrie, geometrie en de randvoorwaarden zoals de rivierafvoer en het getij op de Noordzee. Verticaal uit zich dat in de hoog- en laagwaters van het getij en/of de rivierafvoer; horizontaal in stroomsnelheden en debieten. Wind tenslotte, zorgt voor golven aan het oppervlak en voor extra opstuwing of afwaaiing van het water.

1.1 Achtergrondkader

In de langetermijnvisie zijn streefbeelden voor 2030 gedefinieerd voor de fysieke systeemkenmerken, veiligheid tegen overstromen, de toegankelijkheid van de Scheldehavens en de natuurlijkheid van het estuarium. De streefbeelden uit de langetermijnvisie zijn uitgewerkt in de Ontwikkelingsschets 2010 die in 2005 is opgesteld.

De communicatie-indicator *Dynamiek waterbeweging* richt zich op het inzicht verkrijgen in de horizontale en verticale beweging van het water in het Schelde-estuarium. De dynamiek waterbeweging is voornamelijk gekoppeld aan de hoofdfunctie veiligheid maar is ook van belang voor de hoofdfuncties toegankelijkheid (uitwerking onder de Communicatie-indicator *Bevaarbaarheid*) en natuurlijkheid (waterstand als verklarende parameter voor de Communicatie-indicator *Leefomgeving*).

Zowel in Vlaanderen als in Nederland wordt veiligheid tegen overstromen volgens aparte, wettelijk voorgeschreven kaders getoetst. Het toetsen van de waterkering aan de wettelijke veiligheidsnorm vormt geen onderdeel van de evaluatiemethodiek. Voor deze systeemevaluatie gelden voor de waterbeweging geen normen uit de wet of beleidskaders.

1.2 Werkwijze indicator: Dynamiek waterbeweging

Zoals in de inleiding beschreven, zijn alle indicatoren opgebouwd uit drie niveaus. De indicator *Dynamiek waterbeweging* als een onderdeel van de hoofdfunctie veiligheid is voor de systeemevaluatie uitgewerkt in twee **toetsparameters**, Hoogwater en Golven (zie Figuur 1-2). Beide toetsparameters geven enkel de ontwikkeling weer zonder toetsing aan de veiligheidsnormen.

Voor beide toetsparameters zijn **rekenparameters** gedefinieerd waarvan de trendontwikkeling wordt geëvalueerd. Er zijn geen kwantitatieve criteria opgesteld omdat deze indicator enkel uitspraken doet over de trendontwikkeling zonder hier een waarde oordeel met betrekking tot de veiligheid aan te koppelen. Wel wordt aangegeven of een toename of afname van de trend van uit het systeem gezien positief of negatief is.

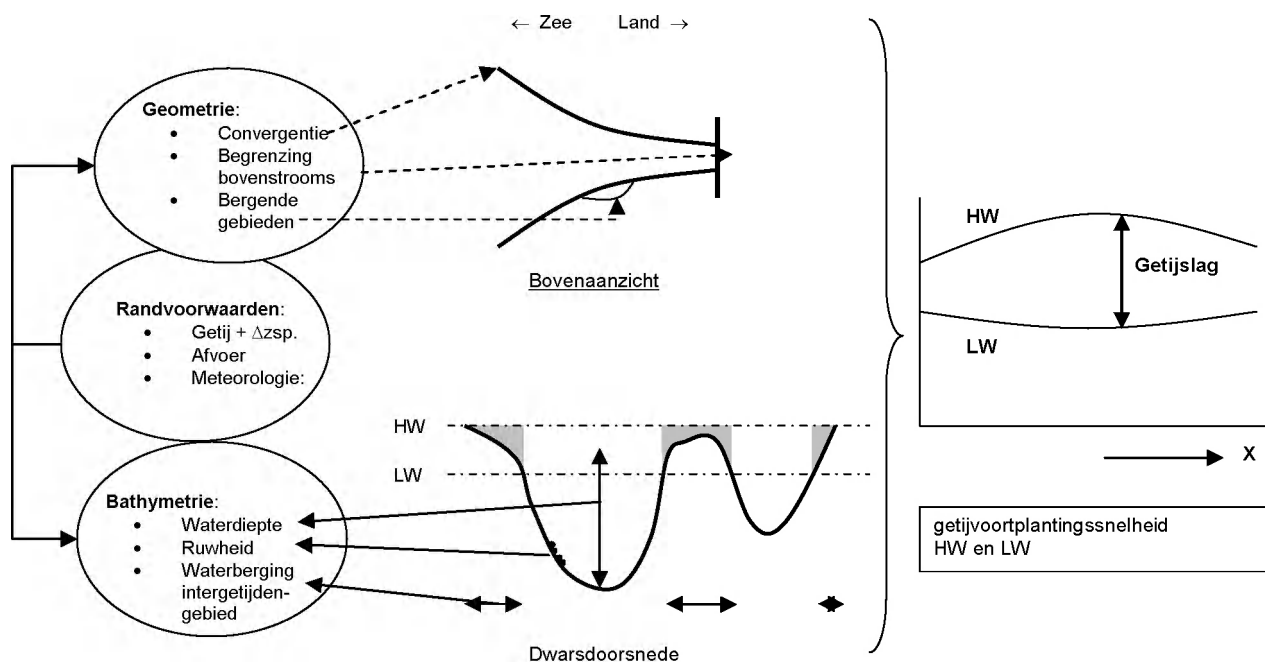
Op het derde niveau worden de **verklarende parameters** weergegeven. Deze parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en geven een onderliggende systeemverklaring.

Verklarende parameters voor veranderingen in de waterbeweging in het estuarium hebben betrekking op (i) de *hydrodynamische randvoorwaarden*, (ii) de *geometrie* (horizontale begrenzing) en (iii) de *bathymetrie* (verticale begrenzing). Eén en ander is schematisch weergegeven in Figuur 1-1.

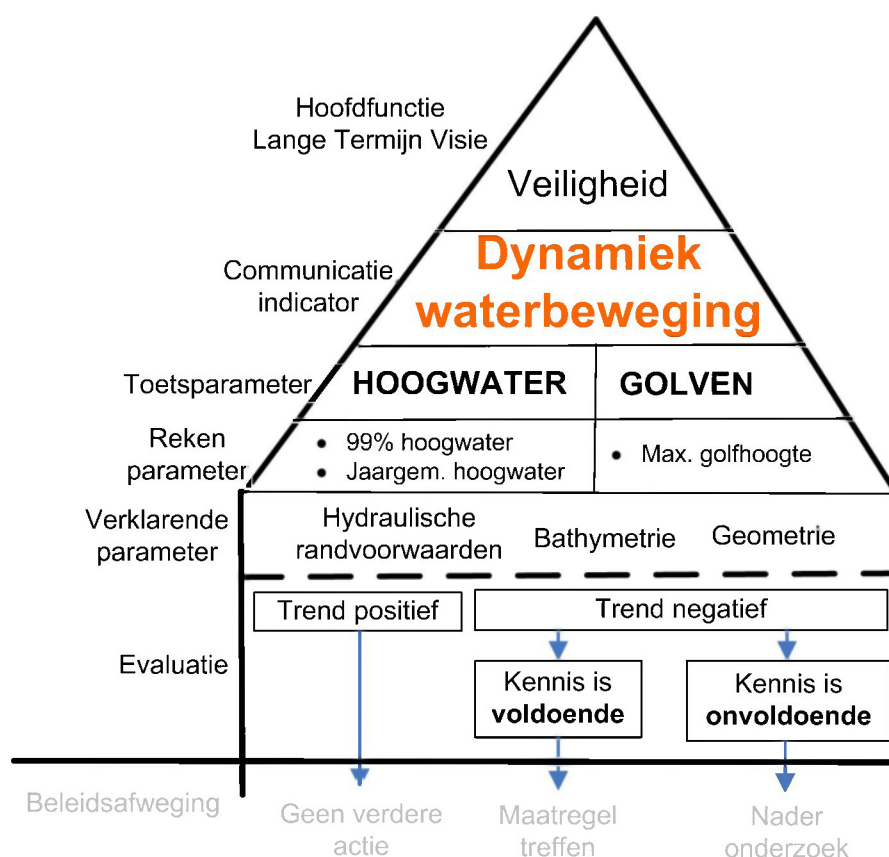
Veranderingen van de hydrodynamische randvoorwaarden representeren de effecten van wijzigingen buiten het Schelde-estuarium, zoals de stijging van de gemiddelde zeespiegel en de toename van de getijslag op de Noordzee, een verandering van het afvoerregime van de Schelde en zijrivieren en veranderingen in de meteorologie (intensiteit en frequentie van stormvloed(en)).

Wijzigingen in de geometrie hebben betrekking op veranderingen van de planvorm van het estuarium (de laterale begrenzing met oevers en dijken en de ligging van geulen en platen), de bovenstroomse begrenzingen en de waterbergende gebieden (in- en ontpolderingen, havens en GOG's).

Wijzigingen in de bathymetrie betreffen in algemene zin veranderingen in de vorm van het dwarsprofiel en in het bijzonder veranderingen van de waterdiepte van de stroomvoerende geul en de waterberging op de intergetijdengebieden. De ruwheid vormt een intrinsieke eigenschap van de bodem, welke kan veranderen als functie van de sedimenteigenschappen (korrelgrootte, slibfractie) en de hydrodynamica (bodenvormen).



Figuur 1-1: Schematische weergave van de beïnvloeding van de hoogwaterstand door externe randvoorwaarden, bathymetrie en de geometrie van het estuarium.



Figuur 1-2: Weergave indicator dynamiek waterbeweging

1.2.1 Stroomsnelheid en overstromingsrisico geen toetsparameter

De stroomsnelheid is ook een belangrijk kenmerk van de waterbeweging maar is niet als toetsparameter gedefinieerd. De reden hiervoor is dat het niet direct duidelijk of een toe- of afnemende trend in de stroomsnelheid positief of negatief is voor het functioneren van het systeem. Ten tweede zijn, vanuit veiligheid gezien, voornamelijk de stroomsnelheden nabij de keringen (voornamelijk onder maatgevende condities) van belang. Een toename van de stroomsnelheid kan immers leiden tot bodemveranderingen en daarmee de stabiliteit van constructies in gevaar brengen. Veelal zal dit betrekking hebben op lokale situaties op de mesoschaal of nog kleiner. Deze lokale stroomsnelheden worden niet gemeten en modellen bieden hier ook (nog) geen uitkomst. De stabiliteit van de waterkering wordt wel visueel door de beheerder gecontroleerd. Dit heeft echter weinig tot geen relatie met de systeemwerking. Daarom wordt stroomsnelheid hier niet opgenomen als toetsparameter.

1.3 Ruimtelijk en temporeel bereik

De toetsparameters hoogwater en golven worden in het gehele Schelde-estuarium bekeken aan de hand van beschikbare meetstations.

2 Toetsparameter: Hoogwater

2.1 Effecten van veranderingen in de hoogwaterstand

De hoogwaterstanden in het estuarium zijn de afgelopen eeuwen gestegen. Sinds eind 19^e eeuw tonen de continue meetregistraties langs het estuarium een trendmatige toename, waarbij de locatie met de maximale hoogwaterstand steeds verder in landwaartse richting verschuift (momenteel gelegen voorbij Schelle).

De toetsparameter Hoogwater wordt bepaald door twee rekenparameters:

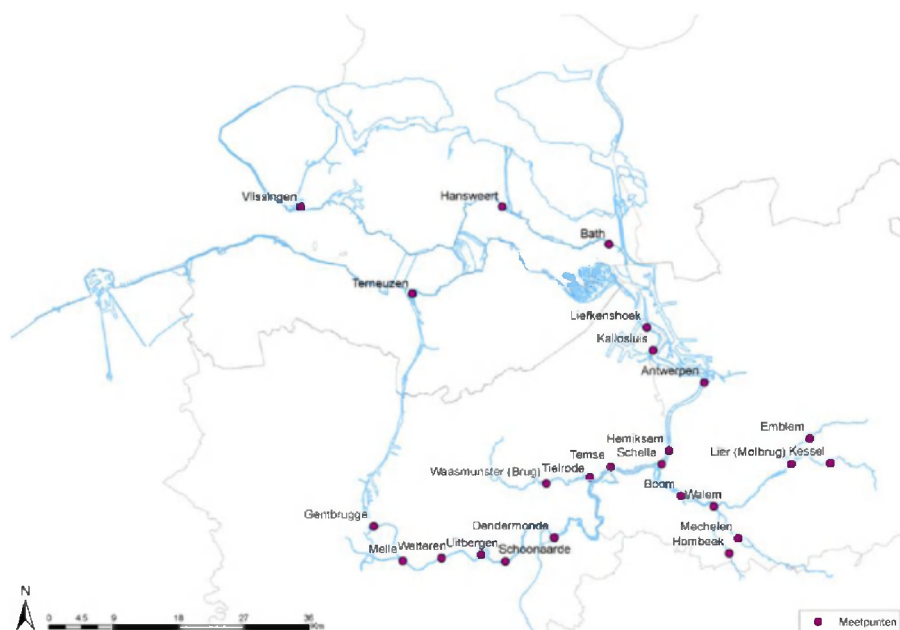
- jaargemiddeld hoogwater
- 99-percentiel hoogwater gedurende het jaar

Het jaargemiddelde hoogwater heeft vooral betrekking op het astronomische getij en vormt een maat voor de evaluatie van de toestand van het systeem in relatie tot de getijvoortplanting. Het 99-percentiel hoogwater gedurende het kalenderjaar is een 'proxy' voor de maximale waterstand en is vooral het gevolg van windopzet in combinatie met het springtij.

2.2 Rekenparameters en criteria

2.2.1 Jaargemiddelde hoogwater

De jaargemiddelde hoogwater wordt bepaald op alle meetstations langs het estuarium, dat wil zeggen tussen Vlissingen en Gent (Figuur 2-1). Op ieder meetstation wordt de jaargemiddelde hoogwater bepaald als het rekenkundig gemiddelde van alle opgetreden hoogwaters in een kalenderjaar. Dit wordt gedaan voor alle beschikbare jaren, te beginnen vanaf 1888. De tijdreeks van 1888-heden wordt vervolgens voor ieder meetstation statistisch geanalyseerd op een trendafwijking.

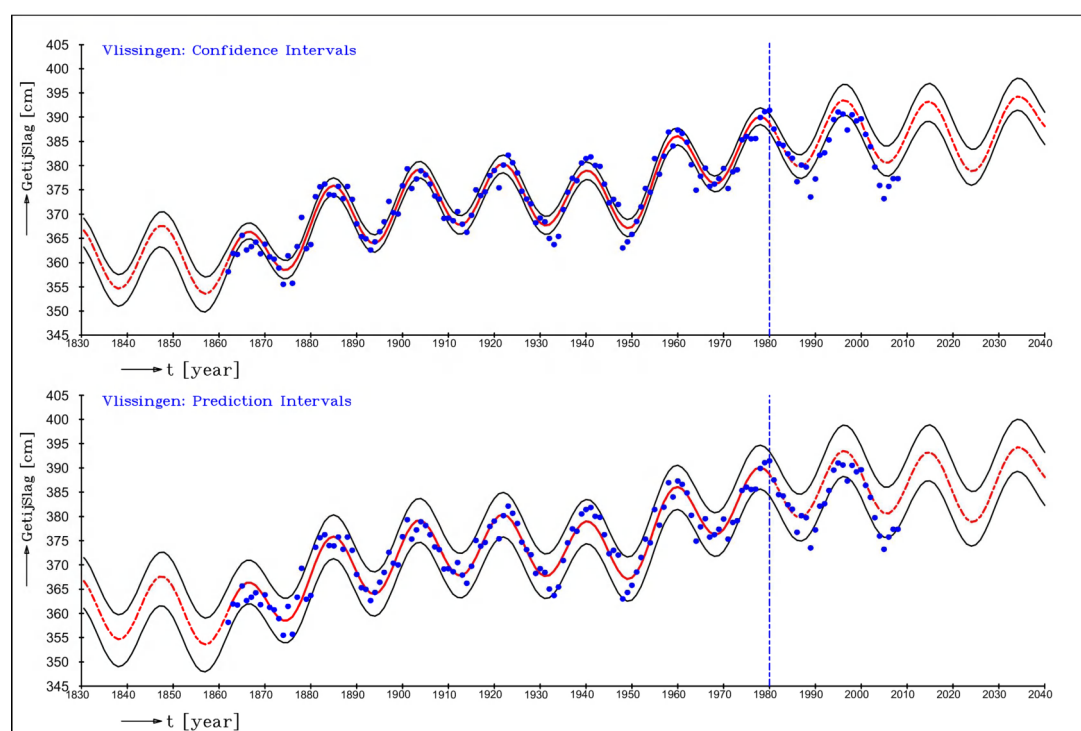


Figuur 2-1: Meetpunten voor getijdata in het Schelde-estuarium (Scheldemonitor.be, Indicator Veiligheid tegen overstromen, januari 2010)

Een regressiemodel wordt toegepast op de tijdreeks zodat onder andere de zeespiegelstijging en de 18,6-jarige periodiciteit in de trendontwikkeling verwerkt zijn. Het regressiemodel levert eveneens een 95-procent onzekerheidsband. Door het regressiemodel op te stellen op de data van bijvoorbeeld 1888-1997 kan vervolgens een voorspelling gemaakt voor de jaren 1998-2030. Hierbij wordt aangenomen dat de trend zich op dezelfde wijze voortzet. Door tenslotte de gemeten jaargemiddelde hoogwaterstand te vergelijken met de voorspelde trend, wordt getoetst of een trendafwijking is opgetreden.

Een trend die boven de verwachte jaargemiddelde hoogwaterstand ligt wordt gezien als een negatieve indicatie voor de systeemontwikkeling. Een trend die lager dan verwachte jaargemiddelde hoogwaterstand ligt wordt gezien als een positieve indicatie voor de systeemontwikkeling. Als trend binnen de verwachting valt wordt dit ook gezien als een positieve indicatie.

Als voorbeeld wordt het regressiemodel getoond dat voor de getijslag bij Vlissingen is opgesteld (Figuur 2-2; Kuijper et al., 2011). Het regressiemodel is gebaseerd op de gegevens tot en met 1980 en een voorspelling is gemaakt tot 2040. Geconcludeerd kan worden dat na 1980 de getijslag vaker dan statistisch verwacht onder de voorspelde trend uitkomt en dat de trend beneden de verwachte trend ligt.



Figuur 2-2: Voorspelde getijslag (m) voor Vlissingen met een regressiemodel gekalibreerd voor de periode 1862-1980. Voorspelde waarden voor de periode 1981-2040

Het jaargemiddeld hoogwater in een aantal meetstations buiten het estuarium (Westkapelle en Cadzand in de monding, Oostende langs de kust en Europlatform op de Noordzee) fungeren als verklarende parameter. Hiermee kan worden vastgesteld of de waargenomen veranderingen in het estuarium hun oorzaak hebben binnen of buiten het estuarium. De berekeningswijze is identiek.

De regressiemodellen per meetstation in de Westerschelde zijn nog niet beschikbaar. Deze zullen eenmalig opgesteld moeten worden. Hierbij zal – waarschijnlijk per meetstation – aandacht gegeven moeten worden aan de keuze van de kalibratieperiode. Voor de meetstations in de Zeeschelde zijn wel reeds regressiemodellen beschikbaar.

2.2.2 99-percentiel van de hoogwaterstand gedurende een jaar

Het 99-percentiel van de hoogwaterstand is de hoogwaterstand die door 99% van alle opgetreden hoogwaters in een kalenderjaar wordt onderschreden. In de praktijk zal het 99-percentiel per kalenderjaar dus door zeven hoogwaters worden overschreden.

De meetstations, de berekeningswijze en de beoordeling van deze rekenparameter zijn identiek aan de rekenparameter jaargemiddeld hoogwater.

Vanwege de te verwachten grotere spreiding in de 99-percentiel hoogwater tussen de kalenderjaren zou de onzekerheidsband dermate groot kunnen zijn dat een trendafwijking niet of nauwelijks geconstateerd kan worden. In dat geval is het te overwegen om de 99-percentiel hoogwater niet per kalenderjaar, maar per drie of zes jaar te bepalen. Een langere periode zal naar verwachting de spreiding reduceren en de bruikbaarheid voor het constateren van een trendafwijking vergroten.

2.3 Samenvatting en evaluatie toetsparameter: Hoogwater

2.3.1 Evaluatie rekenparameters

Tabel 2-1: Evaluatie rekenparameter voor de toetsparameter Hoogwater

Toetsparameter Hoogwater	
Rekenparameter	Evaluatie
Jaargemiddeld hoogwater	<u>Trendontwikkeling</u> : Vanuit het functioneren van het systeem wordt een toename tov de verwachte trendontwikkeling als negatief geëvalueerd.
99-percentiel hoogwater in een kalender jaar	<u>Trendontwikkeling</u> : Vanuit het functioneren van het systeem wordt een toename tov de verwachte trendontwikkeling als negatief geëvalueerd.

2.3.2 Toepassing in de T2009

De toetsparameter *Hoogwater* kan worden geëvalueerd in de T2009. De rekenparameters kunnen worden bepaald aan de hand van meetstations in het estuarium, langs de kust en op de Noordzee. Voor de meeste stations is een lange historische reeks beschikbaar voor de bepaling van de historische trend vanaf ongeveer 1888 t/m 2009.

jaarlijkse golfhoogte van het referentiejaar. Indien de maximale jaarlijkse golfhoogte met is toegenomen wordt de rekenparameter als negatief geëvalueerd. Indien de maximale jaarlijkse golfhoogte is afgenomen wordt de rekenparameter als positief geëvalueerd.

Het referentiejaar waarmee de maximale jaarlijkse golfhoogte wordt vergeleken, moet nog worden vastgesteld. Voorgesteld wordt om de T2009 hiervoor te benutten. Als na meerdere evaluaties een reeks beschikbaar is, kan overwogen worden om een trendontwikkeling in de toetsing te betrekken.

3.4 Samenvatting en evaluatie toetsparameter Golven

3.4.1 Evaluatie rekenparameter

Tabel 3-1: Evaluatie van de toetsparameter Golven aan de hand van de rekenparameter

Toetsparameter Golven	
Rekenparameter	Evaluatie
Maximale golfhoogte	<u>Trendontwikkeling</u> : Vanuit het functioneren van het systeem wordt een toename tov het referentiejaar (T2009) als negatief geëvalueerd.

3.4.2 Toepassing in de T2009

De toetsparameter *Golven* kan worden toegepast in de T2009.

4 Verklarende parameters

4.1 Inleiding

De verklarende parameters als onderdeel van de Communicatie-indicator *Dynamiek Waterbeweging* zijn bestaan uit de hydrodynamische randvoorwaarden de bathymetrie en geometrie. Elk van deze parameters beïnvloedt één of meerdere rekenparameters.

4.2 Hydrodynamische randvoorwaarden

De hydrodynamische randvoorwaarden zijn van invloed op alle toetsparameters. Zonder de deze randvoorwaarden zijn er geen opwekkende krachten, die resulteren in variaties van waterstanden, stroomsnelheden en golven. Dit betekent eveneens, dat veranderingen in de randvoorwaarden, zelfs wanneer de geometrie en bodemligging van het Schelde-estuarium in de tijd onveranderd zou blijven, tot gevolg zullen hebben dat de rekenparameters veranderen.

Daarmee kunnen zij een verklaring vormen voor waargenomen wijzigingen in het estuarium. Feitelijk zijn veranderingen van de randvoorwaarden het resultaat van wijzigingen buiten het estuarium.

4.2.1 Astronomisch getij

De hydrodynamica in het Schelde-estuarium wordt vooral bepaald door het astronomische getij, dat voortkomt uit de beweging van aarde en maan rond de zon, van de maan rond de aarde en de rotatie van de aarde. Hierdoor en door onderlinge interactie van de astronomische componenten variëren in het Schelde-estuarium de waterstanden en snelheden op de volgende tijdschalen: de getijperiode (~ 12,5 uur), de dagelijkse ongelijkheid (~ een dag), de doottij-springtij variatie (~14,5 dagen) en de 18,6 jaar periode.

De dubbeldaagse variatie leidt ertoe, dat ongeveer tweemaal per dag een hoogwater en tweemaal per dag een laagwater optreedt. De hoog- en laagwaters variëren op een tijdschaal van ongeveer 14 dagen, waarbij tijdens springtij het hoogwater maximaal en het laagwater minimaal is. Tijdens doottij zijn de hoogwaters relatief laag en de laagwaters relatief hoog. Het gemiddeld hoogwater tijdens doottij komt ongeveer overeen met de bovengrens van het intergetijdengebied.

Eveneens is er een astronomische variatie op een tijdschaal van 18,6 jaar. Tijdens deze periode varieert de getijslag een paar procent rond een gemiddelde waarde. Er is nog een groot aantal andere periodieke variaties in het getij, die direct te maken hebben met de beweging van de hemellichamen of die hierdoor worden opgewekt (hogere harmonischen). Met een harmonische analyse wordt het gemeten waterstandsverloop ontleed in een aantal sinusoïden (componenten) met opgegeven frequenties. Deze frequenties zijn van oorsprong goed bekend.

In werkelijkheid is de situatie complexer omdat door wisselwerking met de geometrie en bodem hogere harmonischen worden opgewekt met frequenties die een veelvoud zijn van de astronomische getijcomponenten. Ook elk van deze hogere harmonischen kan weer interacteren met de overige componenten resulterend in samengestelde componenten. Met een harmonische analyse worden, gegeven de frequenties, de amplituden en fasen van de sinusoïden bepaald.

Uit waarnemingen volgt dat de gemiddelde waterstand langs de Nederlandse kust toeneemt met ongeveer 0,2 m/eeuw. Deze stijging is van directe invloed op een trendmatige toename van de hoogwaters en laagwaters in het estuarium. Daarnaast lijkt

sprake van een toename van de getijslag ter grootte van enkele procenten per eeuw in de Noordzee wat ook gevolgen kan hebben voor de hoogwaterstanden in het estuarium.

4.2.2 Rivierafvoer

De invloed van de rivierafvoer op de hoogwaters en laagwaters speelt alleen een rol in het bovenstroomse deel van het Schelde-estuarium (Zeeschelde). Deze invloed zal een sterke seizoensafhankelijkheid hebben maar kan ook een trendmatig component hebben of structureel van invloed zijn door ingrepen in het bovenstroomse deel.

De jaargemiddelde afvoer is bepalend voor de invloed op de jaargemiddelde hoogwaterstanden. De jaargemiddelde afvoeren van de Schelde zijn beschikbaar vanaf 1949. Op basis van deze meetreeks kan worden vastgesteld of er sprake is van een trendmatige verandering.

4.2.3 Meteorologie

Meteorologische effecten middels het optreden van stormen hebben tot gevolg dat de gemiddelde waterstand toeneemt en vervolgens weer afneemt gedurende een periode van enkele dagen. Dit gebeurt door opwaaiing en afwaaiing en een extra waterstandverandering in het estuarium als gevolg van de windschuifspanning aan het wateroppervlak. Voor de windgolven geldt, dat deze vooral worden opgewekt op zee en vervolgens het estuarium binnenlopen waar zij geleidelijk uitdempen. De neerslag is verder van invloed op de rivierafvoer. De veranderingen in de gemiddelde waterstand hebben een doorwerking in de hoog- en laagwaterstanden.

Bij een toegenomen waterstand kan de getijvoortplanting van de getijgolf worden beïnvloed (bijvoorbeeld een grotere getijvoortplantingssnelheid bij grotere waterdiepten en een groter vloedvolume tijdens de waterstandverhoging). Deze meteorologische invloeden worden bij de bepaling van de indicatoren impliciet meegenomen. Zij introduceren van jaar op jaar een willekeurige component, die weliswaar grotendeels zal worden uitgemiddeld maar kan bijdragen aan een spreiding in de data.

Omdat de rekenparameters zijn gebaseerd op jaargemiddelde waarden is de invloed van de meteorologie op de rekenparameters beperkt.

4.3 Bathymetrie en geometrie

Een getijgolf in een estuarium ondervindt een wisselwerking met zijn omgeving. In het horizontale vlak (planvorm) is dit de laterale begrenzing van het gebied. Door de convergentie (vernauwing) van het estuarium neemt de getijslag op de Westerschelde en de Beneden-Zeeschelde toe ('shoaling' of 'funneling') in landwaartse richting. Bergende gebieden zorgen in het algemeen voor een demping van het getij en dus tot een verlaging van de hoogwaterstanden en een verhoging van de laagwaterstanden.

In het verticale vlak vormt de bodem de begrenzing. Wrijving met de bodem leidt tot een geleidelijke dissipatie van de getijenergie, waardoor de getijslag gaande in bovenstroomse richting afneemt.

De bodemruwheid bestaat uit korrelruwheid als gevolg van wrijving langs het oppervlak en vormruwheid als gevolg van uitgeoefende drukkrachten op de bodemvormen. Hierdoor is de ruwheid niet constant maar afhankelijk van de hydraulische condities (waterdiepte, stroomsnelheid). De hydraulische condities zijn weer afhankelijk van de bedconfiguratie en de ruwheid. Van Rijn (1993) geeft een aantal ruwheidsvoorspellers, zoals beschikbaar in de literatuur. Geconcludeerd wordt, dat de ruwheid van een estuarium geen intrinsieke eigenschap is, maar dat deze kan variëren als functie van de

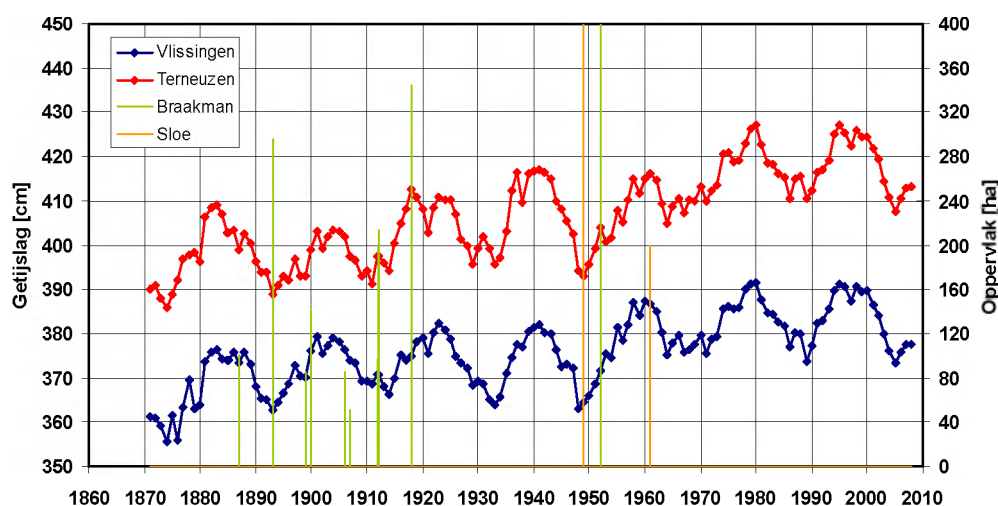
sedimenteigenschappen en de hydro- en morfodynamica. Veranderingen in de ruwheid zijn vervolgens weer van invloed op de hydrodynamica, zoals de hoog- en laagwaters.

Daarnaast kan het gebied in longitudinale richting een beperkte lengte hebben met als gevolg reflectie van de getijgolf. Partiële reflectie treedt op bij obstakels, plotselinge profielveranderingen (bijvoorbeeld waterbergende gebieden) en (scherpe) bochten. De reflectie van de getijgolf tegen de begrenzing van het estuarium bij Gent leidt tot een verhoging van de hoogwaterstand maar dit effect blijft beperkt tot (het bovenstroomse deel van) de Zeeschelde.

Uit waarnemingen volgt, dat de getijslag in het estuarium de afgelopen 100 jaar is toegenomen. Gedurende deze periode is de grootschalige geometrie van het estuarium weinig veranderd. Er is een aantal inpolderingen geweest, maar deze waren beperkt van omvang. Vaak lag de bodem al boven laagwater, zodat het effect van de inpoldering op het kombergend volume klein was.

Figuur 4-1 toont de waargenomen getijslag in Vlissingen en Terneuzen en de momenten van inpolderingen van het Sloe en de Braakman. De grootste inpoldering met een oppervlak van 15 km² was die van de Braakman in 1952. Een *direct* effect van de inpolderingen op de getijslag blijkt niet in de waarnemingen naar voren te komen. De grootte van de inpolderingen was kennelijk te klein voor een direct effect op de getijslag. Indirect is het waarschijnlijk dat deze oppervlakteverandering wel doorwerkt in de geleidelijke veranderingen in de getijvoortplanting.

Getijslag te Vlissingen en Terneuzen en ingepolderd oppervlak Braakman en Sloe



Figuur 4-1: Waargenomen getijslag in Vlissingen en Terneuzen en inpolderingen van het Sloe en de Braakman.

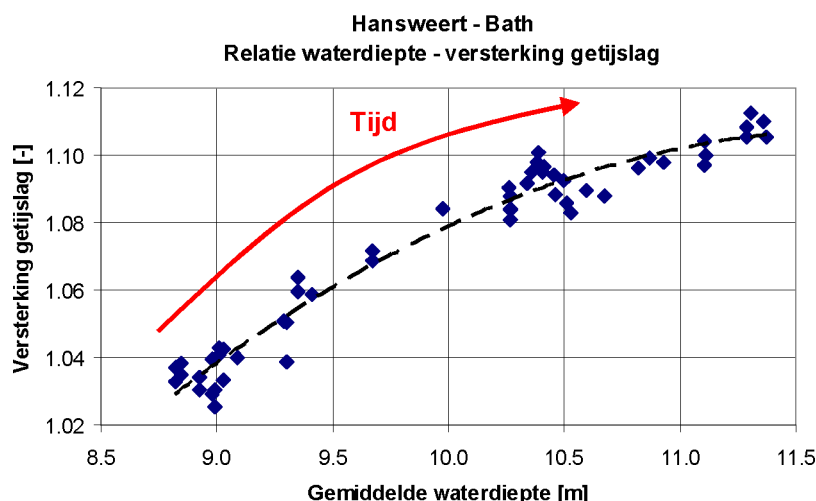
De geometrische en bathymetrische effecten hebben tot gevolg dat de verticale waterstandvariaties, en daarmee eveneens de stroomsnelheden, landwaarts zowel kunnen toenemen als afnemen afhankelijk van de dominantie van de onderliggende processen. In het eerste geval wordt gesproken van amplificatie en in het tweede geval van demping.

4.3.1 Effect van een veranderende waterdiepte

Bodem en geometrie beïnvloeden de indicatoren voor het getij. De bodem wordt gekarakteriseerd met het dwarsprofiel welke in lengterichting varieert. In het dwarsprofiel kan onderscheid worden gemaakt tussen het stroomvoerende oppervlak en het kombergende oppervlak. Voor het stroomvoerende oppervlak is de waterdiepte de bepalende factor met betrekking tot de getijvoortplanting. Een toename van de waterdiepte leidt tot een toename van de getijslag en is daarmee van invloed op de hoog-

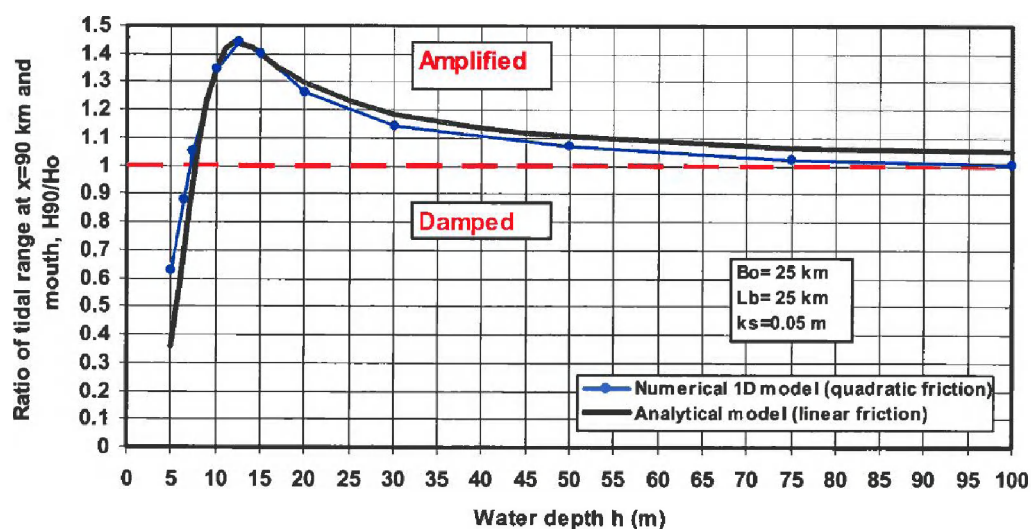
en laagwaterstanden in het estuarium. Pas bij zeer grote waterdiepten is weer sprake van een afname van de getijslag bij toenemende waterdiepte. De berging van water leidt tot een reductie van de getijvoortplantingssnelheid (en dus de looptijd) en de getijslag.

De meest uitgesproken verandering m.b.t. de verandering van de getijslag heeft zich voorgedaan tussen 1970 en 1980 over het traject Hansweert-Bath. Tijdens deze periode is de geul verdiept en is de getijslag over dit traject toegenomen, zie Figuur 4-2.



Figuur 4-2: Relatie toename getijslag vs. gemiddelde waterdiepte tussen voor het traject Hansweert-Bath.

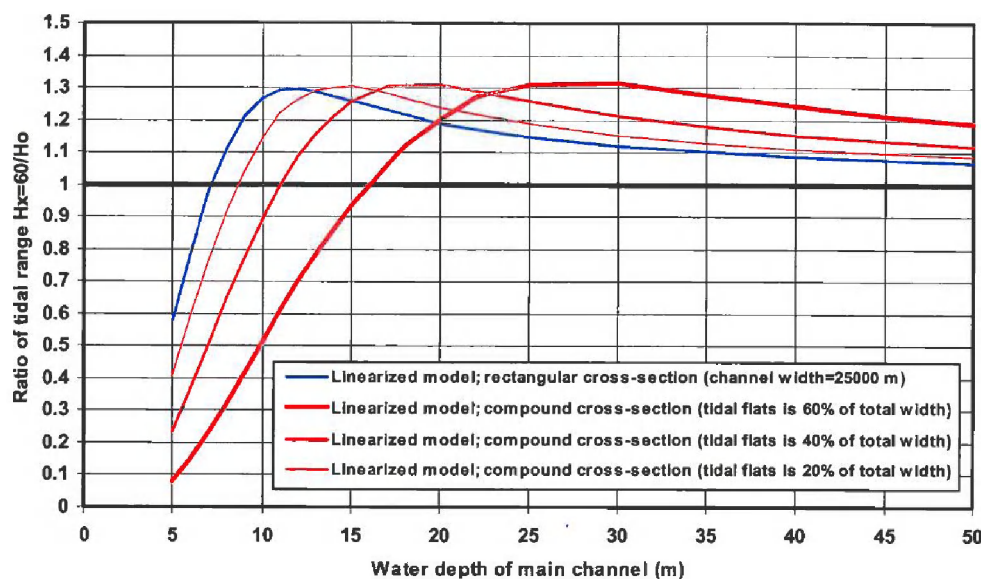
De relatie tussen de toename van de getijslag tussen 2 stations en de waterdiepte wordt eveneens getoond in Figuur 4-3. Hier zijn de resultaten ontleend aan een analytisch en een numeriek 1D model. Bij toenemende waterdiepte neemt de amplificatie van de getijslag (d.i. de verhouding van de getijslag in het landwaartse en zeewaartse station) eerst toe tot een waarde van ongeveer 1,4 en vervolgens bij zeer grote waterdiepten weer af tot 1 (de getijgolf lengte is dan zeer groot en de getijslag in het estuarium is dan gelijk aan die in de monding). De toename van de amplificatie bij kleine waterdiepten is het gevolg van de afnemende invloed van de ruwheid; bij grotere waterdiepten zijn de energieverliezen t.g.v. wrijving langs de bodem kleiner.



Figuur 4-3: Relatie toename getijslag vs. waterdiepte (analytisch en 1D-numeriek model) (Van Rijn, 2011).

De invloed van een geometrische aanpassing als een lokale vergroting van de berging is van invloed op de getijslag en daarmee op de hoog- en laagwaterstanden, zie Figuur 4-4.

Voor de Westerschelde geldt, dat het de breedte van het intergetijdengebied ongeveer 10-20% van de totale breedte bedraagt. Het effect van de berging op de getijslag en dus de waterstanden is daarmee gering voor de Westerschelde.

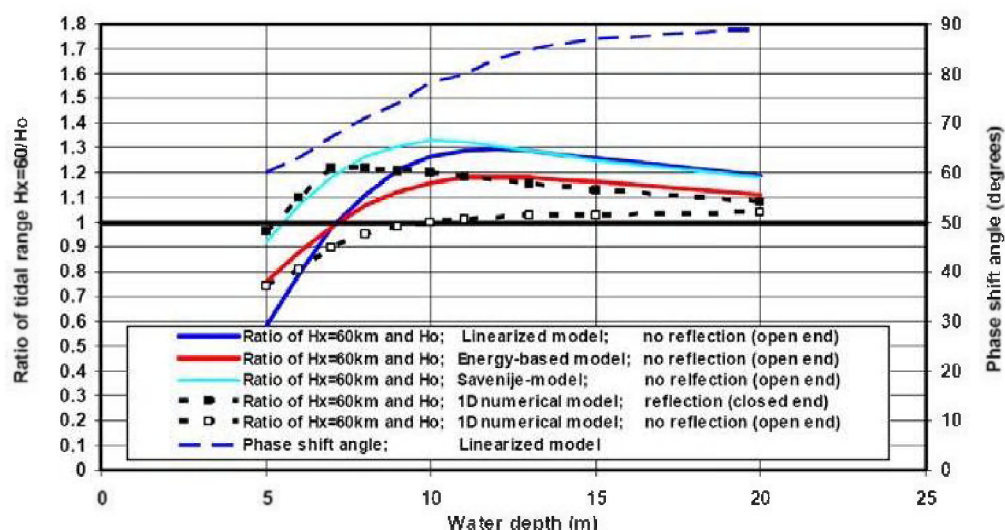


Figuur 4-4: Relatie toename getijslag vs. waterdiepte voor verschillende bijdragen van de berging op de intergetijdengebieden (analytisch model) (Van Rijn, 2010).

Indien de getijvoortplanting tussen twee locaties wordt beschouwd, zal het gemiddelde dwarsprofiel tussen beide locaties bepalend zijn. In dat geval kan worden uitgegaan van een hypsometrische curve, die voor elk niveau het denkbeeldige wateroppervlak specificeert. Uit de hypsometrische curve kan dan het watervolume in de geul en het watervolume op het intergetijdengebied worden afgeleid voor het beschouwde traject. Hierbij dient in de Westerschelde tevens onderscheid te worden gemaakt tussen de vloed- en de ebgeul, omdat ten gevolge van het verschil in waterdiepte in beide geulen de getijgolf zich met verschillende snelheden door het estuarium voortbeweegt. Een verandering in deze verschillende voortplantingssnelheden kan van belang zijn voor de aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen (zie communicatie-indicator *Plaat- en geulsysteem*).

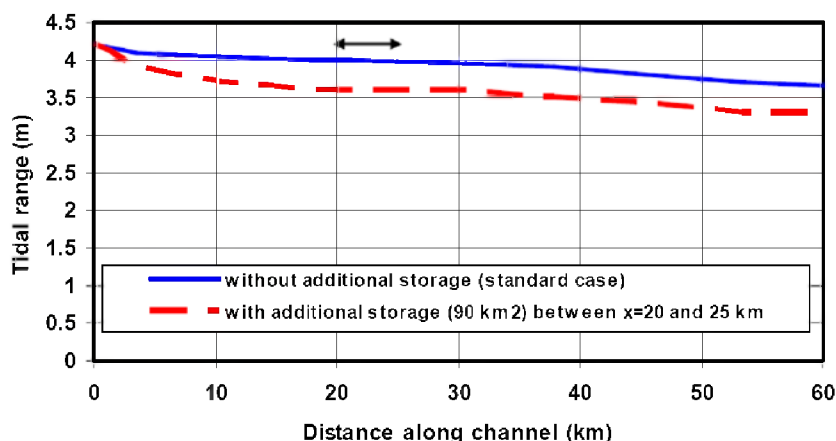
Van Rijn (2010) berekent voor een convergerend estuarium met verschillende analytische en numerieke modellen de verhouding van de getijslag op $x = 60$ km en in de mond. Hierbij is de Westerschelde geschematiseerd met een convergentielengte van 25 km, wat betekent dat de breedte van het estuarium over deze lengte met een factor e ($\approx 2,7$) afneemt. De waterdiepte is gevarieerd tussen 5 en 20 m. Het estuarium is aan de bovenstroomse zijde niet of wel begrensd (resp. geen reflectie en wel reflectie).

Figuur 4-5 geeft de amplificatie van de getijslag tussen $x = 60$ km en de mond ter hoogte van de raai Westkapelle-Cadzand. Hieruit volgt dat de amplificatie eerst toeneemt bij toenemende waterdiepte (in het gehele estuarium) en vervolgens weer afneemt. Vergelijking van de beide numerieke simulaties met resp. open en gesloten bovenstroomse rand (zwarte stippellijnen) toont het effect van de reflectie van de getijgolf. Met reflectie is de amplificatie voor een bepaalde waterdiepte groter dan zonder reflectie. Volgens het lineaire model neemt het faseverschil tussen het verticale en horizontale getij toe van 600 (~ 2 uur) bij een waterdiepte van 5 m tot 900 (~ 3 uur) voor zeer grote waterdiepten (blauwe onderbroken lijn).



Figuur 4-5: Amplificatie getijslag tussen $x = 60$ km en mond voor een convergerend estuarium en faseverschil tussen vertikaal en horizontaal getij als functie van de diepte (Van Rijn, 2010)

De invloed van de vorm van het profiel op de getij karakteristieken is eveneens door Van Rijn (2010) nagegaan. Hierbij is een deel van de breedte alleen beschikbaar voor komberging (90 km^2) halverwege een geschematiseerd estuarium. Figuur 4-6 toont de amplificatie van de getijslag als functie van de waterdiepte van de geul voor verschillende verhoudingen van de bergende breedte en de totale breedte (resp. 0%, 20%, 40%, 60%). Hieruit volgt dat de getijslag met 0,3-0,4 m afneemt in het gehele estuarium. De resultaten voor 0-20% zijn het meest representatief voor de Westerschelde. Voor dit bereik is de invloed van de vorm van het dwarsprofiel, en dus de aanwezigheid van intergetijdengebied, beperkt voor waterdiepten groter dan 10-15 m (20% berging leidt tot een iets grotere amplificatie). Voor waterdiepten kleiner dan 10 m geldt, dat een afname van het intergetijdengebied, en dus berging, langs het gehele estuarium met 20% (gaande van de rode lijn naar de blauwe lijn) resulteert in een toename van de amplificatie met ongeveer 0.2.



Figuur 4-6: Amplificatie getijslag tussen $x = 60$ km en mond voor een convergerend estuarium als functie van de diepte voor verschillende bijdragen van de intergetijdengebieden (Van Rijn, 2010).

De effecten kunnen afhangen van de locatie van het ontpolderde gebied langs het estuarium, afhankelijk van het extra kombergend volume in relatie tot het getijvolume ter plaatse van de ontpoldering. Verder zijn er indirecte effecten op de langere termijn als de bodem zich aanpast aan de nieuwe hydrodynamica (Jeuken, Wang and Keiller, 2008).

De getijslag neemt af als de zijdelingse berging toeneemt. Voor de Westerschelde zijn de effecten van (kleine) inpolderingen gedurende de afgelopen 100 jaar klein gebleven.

5 Literatuur

Jeuken, M.C.J.L., Z.B. Wang, D. Keiller, 2008, Impacts of setbacks on the estuarine morphology. River, Coastal and Estuarine Morphodynamics: RCEM 2007, Dohmen-Janssen en Hulscher (eds), Taylor en Francis Group, London, ISBN 978-0-415-45363-9.

Kuijper, K., en Lescinski, J. (2011). LTV O&M thema Veiligheid; Subproject 1: Data analyses and hypotheses Western Scheldt, Deltares rapport 1200251, CONCEPT, Oktober 2011.

Van Rijn, L.C., 1993, Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas, Amsterdam, Aqua Publications.

Van Rijn, L.C., 2010, Tidal phenomena in the Scheldt Estuary, Report 1202016, Deltares.

Bevaarbaarheid

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en kader

In de langetermijnvisie zijn streefbeelden voor 2030 gedefinieerd voor de fysieke systeemkenmerken, veiligheid tegen overstromen, de toegankelijkheid van de Scheldehavens en de natuurlijkheid van het estuarium. De streefbeelden uit de langetermijnvisie zijn uitgewerkt in de Ontwikkelingsschets 2010. Deze geeft maatregelen om veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid op de middellange termijn te verbeteren. Hierbinnen is door Vlaanderen en Nederland besloten de vaargeul te verruimen, met zo min mogelijk negatieve effecten op de natuur, het milieu en de ruimtelijke structuur. Dit laatste houdt in dat het dynamische karakter van het estuarium behouden moet blijven.

De communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* richt zich op het inzicht verkrijgen in het functioneren van de waterbeweging in relatie tot de hoofdfunctie toegankelijkheid van het Schelde-estuarium. Dit houdt in dat bijvoorbeeld eventuele ontwikkelingen in scheepstypen, geulwandbestortingen, wrakverwijdering, externe veiligheid (vervoer gevaarlijke stoffen, risicocontouren) e.d. buiten beschouwing worden gelaten. Ook het garanderen van een veilige doorvaart voor schepen in het Schelde-estuarium vormt geen onderdeel van de evaluatiemethodiek omdat dit gebeurt door de Gemeenschappelijke Nautische Autoriteit.

1.2 Werkwijze indicator: Bevaarbaarheid

Het uitgangspunt voor de evaluatie van de bevaarbaarheid zijn de systeemaspecten die de bevaarbaarheid mogelijk kunnen beïnvloeden. Hieronder wordt verstaan de ontwikkeling van de waterstand en dan met name de laagwaterstand en de vaargeuldiepte en -breedte. De voortplantingssnelheid van het laag- en hoogwater en de vorm van de getijcurve zijn mede bepalend voor de looptijd van het getij (het tijvenster) ten behoeve van de getijgebonden scheepvaart. Tot slot geeft het volume dat gebaggerd wordt om de vaargeul op diepte te houden geeft ook informatie over eventuele veranderingen in de toegankelijkheid van het estuarium. Dit resulteert in twee **toetsparameters**: Bevaarbare diepte en de Looptijd getij.

Alle indicatoren zijn opgebouwd uit drie niveaus van toetsparameters naar rekenparameters en verklarende parameters (Figuur 1-1). Voor elke toetsparameter zijn **rekenparameters** gedefinieerd. Voor de rekenparameters zijn geen kwantitatieve criteria opgesteld omdat deze indicator enkel uitspraken doet over de trendontwikkeling zonder een waarde oordeel met betrekking tot de toegankelijkheid. Wel wordt aangegeven of een toename of afname van de trend van uit het systeem gezien positief of negatief is.

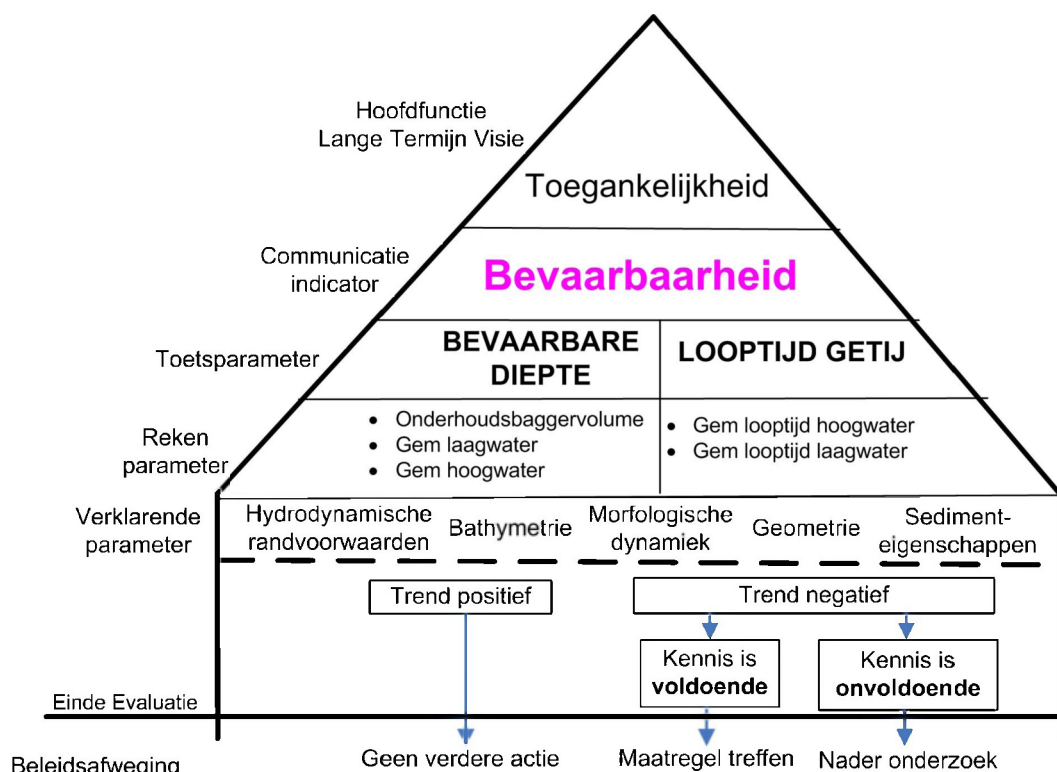
Op het derde niveau worden de **verklarende parameters** weergegeven. Deze parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en geven de onderliggende systeemverklaring voor de veranderingen. Gelijk aan de Communicatie-indicator *Dynamiek waterbeweging* zijn de verklarende parameters voor de Communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* de hydrodynamische randvoorwaarden, de geometrie (horizontale begrenzing) en de bodem (verticale begrenzing). Aangevuld met morfologische dynamiek en sedimenteigenschappen.

1.2.1 Dwarstromingen

Dwarstromingen kunnen hinderlijk zijn voor de scheepvaart. Oostelijk van de Platen van Ossensisse in het Zuidergat kunnen de dwarsstromingen periodiek zo sterk worden dat zij een veilige doorvaart van schepen bemoeilijken. De lokale morfologie en de veranderingen daarin (bijv. de autonome evolutie van de plaat in de richting van de geul) zijn hoogstwaarschijnlijk bepalend voor de ontwikkeling van de dwarsstromingen. De loodsen en verkeerscentrales worden momenteel tijdig gewaarschuwd, zodat kan worden geanticipeerd op het optreden van dit fenomeen.

In het verleden is met een numeriek model onderzoek naar deze problematiek verricht (Decrop, 2009, en Verheyen, 2011). Momenteel wordt in het onderzoek binnen LTV O&M geïnvesteerd in de voorspelkracht van het model en kennis over de invloedsfactoren. Het numerieke model is echter nog niet met voldoende betrouwbaarheid beschikbaar.

Omdat het hier om een zeer lokaal probleem gaat en er onvoldoende metingen en of rekenmodellen beschikbaar zijn, zijn dwarsstromingen niet opgenomen als toetsparameter.



Figuur 1-1: Weergave Communicatie indicator Bevaarbaarheid en onderliggende de toets-, reken en verklarende parameters.

De complete set van toets-, reken- en verklarende parameters stelt ons in staat om de indicator *Bevaarbaarheid* te evalueren en het onderliggende systeem wat het resultaat veroorzaakt te begrijpen.

1.3 Ruimtelijk en temporeel bereik

De toetsindicator *Bevaarbaarheid* wordt voor het gehele estuarium bepaald. Hierbij moeten zowel de hoofd- als de nevengeulen in beschouwing worden genomen.

2 Toetsparameter: Bevaarbare diepte

2.1 Inleiding

Op dit moment, na de derde verdieping, is de toegankelijkheid van de Haven van Antwerpen voor getij-ongebonden vaart 13,1 m. De doorvaart wordt gegarandeerd bij extreem laagwater. Als referentieniveau hiervoor geldt het Gemiddeld Laag Laagwater Spring (GLLWS)⁴. Omdat rekening wordt gehouden met een bruto kielspeling van 12,5% dient de bodem op minimaal 14,7 m beneden GLLWS te liggen, de zgn. interventiediepte. Dit wordt gerealiseerd door het uitvoeren van onderhoudsbaggerwerk ter plaatse van de drempels in het estuarium. Om minder frequent te hoeven baggeren wordt een overdiepte gehanteerd, terwijl additioneel een baggertolerantie is toegestaan. Schepen met een diepgang groter dan 13,1 m (de getijgebonden scheepvaart) kunnen de hogere waterstanden buiten de periode rond laagwater benutten om de drempels veilig te passeren.

De Boven-Zeeschelde is een getijdenrivier en vormt voor de binnenscheepvaart de verbinding van de haven van Antwerpen met het bovenstroomse gebied. De Zeeschelde vormt opwaarts van Antwerpen ook de verbinding tot het Zeekanaal (ook Zeeschepen). De Boven-Zeeschelde is door de EU opgenomen in het Trans Europees Netwerk (TEN) van de waterwegen wat inhoudt dat ze bevaarbaar dient te zijn voor schepen van de klasse IV (1350 ton) geschikt voor containertransport. Op korte termijn zal het varen met 1350 ton onder alle getijomstandigheden in stand gehouden worden. Dit zal enig onderhoudsbaggerwerk vereisen.

Voor de bevaarbaarheid is niet enkel de diepte van belang maar ook moet er een bepaalde breedte gehaald worden.

2.2 Effecten van veranderingen in de bevaarbare diepte

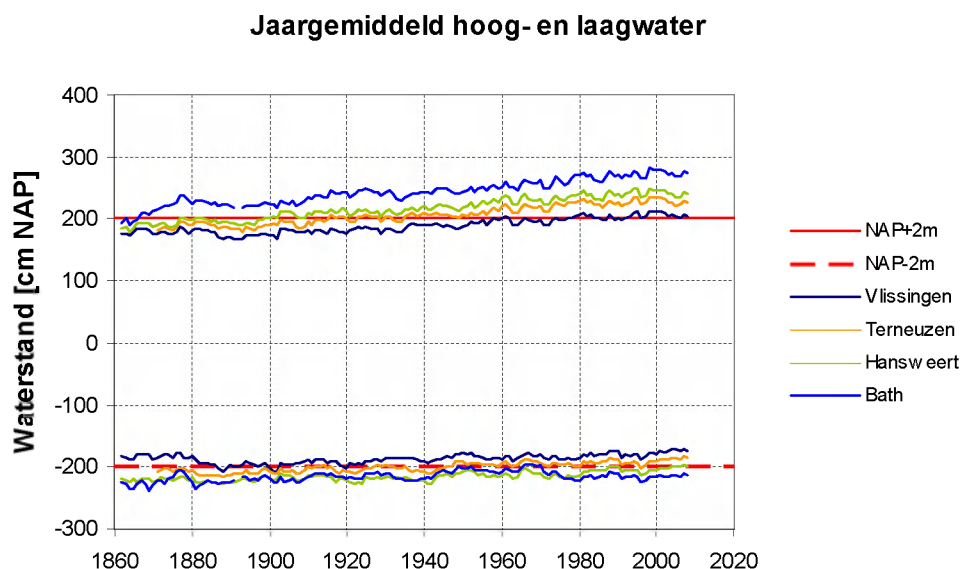
2.2.1 Hoog- en laagwaterstanden

De hoogwaterstanden in het estuarium zijn de afgelopen eeuwen gestegen. Sinds eind 19^e eeuw tonen de continue meetregistraties langs het estuarium een trendmatige toename. De laagwaterstanden in het estuarium zijn sinds eind 19^e eeuw minder veranderd dan de hoogwaterstanden. In de Westerschelde is er sprake geweest van een lichte stijging (hoger laagwater) m.u.v. de laagwaterstand gemeten in Bath waar tussen 1970 en 1980 de laagwaterstand is gedaald. Sinds 1980 lijken de laagwaterstanden gestabiliseerd of er is sprake van een geringe stijging.

In de Beneden-Zeeschelde zijn de laagwaterstanden tussen 1900 en 1970 weinig veranderd. Tussen 1970 en 1980 is sprake van een daling, gevolgd door een periode tot heden met de laagwaterstanden op een min of meer onveranderlijk niveau.

Figuur 2-1 geeft als voorbeeld de jaargemiddelde hoog- en laagwaterstanden in de Westerschelde sinds het einde van de 19^e eeuw. Uit de resultaten volgt, dat de trendmatige toename en de 18,6-jaar variaties (dit laatste is op deze schaal niet goed te zien) zoals die in Vlissingen aanwezig zijn, van invloed zijn op de veranderingen in de Westerschelde.

⁴ GLLWS is het gemiddelde over een periode van vijf jaar van het laagste opgetreden springlaagwater van elke maand.



Figuur 2-1: Jaargemiddelde hoog- en laagwater in de Westerschelde.

De jaargemiddelde hoog- en laagwaters in het estuarium worden beïnvloed door externe factoren met een trendmatige verandering op de tijdschaal van een eeuw en een periodieke variatie op een tijdschaal van 18,6 jaar.

Veranderingen in de **hoog- en laagwaterstand** leiden tot veranderingen in de waterdiepte. De bevaarbare diepte is hier gedefinieerd als de minimale waterdiepte in de vaargeul. Deze is voor de Westerschelde momenteel 14,7 m en treedt op tijdens extreem laagwater ter plaatse van de drempels. Voor de Zeeschelde gelden er ook minimale waterdieptes

2.2.2 Baggerinspanning

De bevaarbare diepte, maar ook breedte, wordt onderhouden door middel van baggeren. De **grootte van de baggerinspanning** geeft een indruk van de samenhangende systeemveranderingen. Wanneer de gewenste vaardiepte niet wijzigt zijn veranderingen in het onderhoudsbaggervolume een indicatie dat er veranderingen optreden in het systeem. Veranderingen in het baggervolume kunnen het gevolg zijn van veranderingen in de hydrodynamica, de bodemligging (de te onderhouden diepte) en de sediment-eigenschappen (verklarende parameters) maar kan ook veroorzaakt worden door de morfologische dynamiek van het systeem (Indicator *Plaat- en geulsysteem*).

Het gebaggerde materiaal bestaat uit zand en slib. In de Beneden-Zeeschelde wordt meer slibrijk sediment gebaggerd dan in de Westerschelde. Het onderscheid tussen zandig en slibrijk sediment moet geregistreerd worden.

Naast het onderhoudsbaggerwerk aan de geulen wordt er ook onderhoudsbaggerwerk in de havens uitgevoerd. De hoeveelheid materiaal dat in de havens terecht komt is ook afhankelijk van het systeemgedrag. Hierbij speelt de slibhuishouding een veel grotere rol dan voor de vaarweg. Deze parameter moet apart bekeken worden

De afgelopen decennia heeft het totale baggervolume in de Westerschelde grote fluctuaties gekend, van enkele miljoenen m³/jaar in 1930 tot maximaal 14 miljoen m³/jaar tijdens de verruiming tusschen 1970 en 1980 en in de tweede helft van de 90-er jaren

(d.i. inclusief het aanlegbaggerwerk)⁵. Een deel van het onderhoudsbaggerwerk had betrekking op het op diepte houden van de drempels en een deel op baggeren elders, zoals langs plaatranden. In 2009 bedroeg het baggervolume in de Westerschelde 7,8 miljoen m³ en in 2010 (het jaar van de derde verruiming) 14,7 miljoen m³.

In de Beneden-Zeeschelde heeft vanaf 1980 het onderhoudsbaggervolume gevarieerd tussen 2,5 en 4 miljoen m³/jaar. Dit heeft vooral betrekking op de baggerwerkzaamheden ter plaatse van de drempels.

2.3 Rekenparameters en criteria

2.3.1 Gemiddeld hoog- en laagwater

Het gemiddelde hoog- en laagwater zijn het rekenkundige gemiddelde van alle opgetreden hoog- en laagwaterstanden in een kalenderjaar in het estuarium. Deze rekengrootheden hebben vooral betrekking op het astronomische getij.

De hoog- en laagwaterstanden in een aantal stations buiten het estuarium (Westkapelle en Cadzand in de monding, Oostende langs de kust en Europlatform op de Noordzee) fungeren als referentie. Op deze wijze kan worden vastgesteld of de waargenomen veranderingen *in* het estuarium hun oorzaak hebben binnen of buiten het estuarium.

Voor de evaluatie van de hoog- en laagwaters wordt gebruik gemaakt van de waarnemingen sinds 1900. Door eerst een 95%-predictie-interval te bepalen kan geëvalueerd worden of de nieuwe waarnemingen binnen deze intervallen liggen.

Bij de evaluatie moet rekening worden gehouden met variaties op de relatief korte termijn als gevolg van de 18,6-jarige cyclus en andere fluctuaties. Daarom wordt niet een absolute afname van het laag- en hoogwater maar een extra afname t.o.v. de historische trend als een ongunstig ontwikkeling gezien. Met behulp van statistische methoden kan worden gesteld of de waargenomen veranderingen significant zijn.

2.3.2 Onderhoudsbaggervolume

Het onderhoudsbaggervolume van de vaarweg is het totale baggervolume, dat jaarlijks nodig is voor het onderhoud van de vaargeul en eventueel de nevengeul. Hierbij wordt zowel zandige als het slibrijke sediment apart geregistreerd.

Tevens moeten eventuele veranderingen in de stortstrategie en of baggertechniek meegenomen worden aangezien dit van invloed kan zijn op het onderhoudsbaggervolume.

Apart hiervan wordt ook de ontwikkeling in het volume aan onderhoudsbaggerwerk in de havens vastgesteld, voor elk havenbekken afzonderlijk.

Voor evaluatie van de baggervolumes wordt gebruik gemaakt van de waarnemingen sinds 2002, d.i. na de tweede verdieping. Ook hier kan gewerkt worden met een 95%-predictie-interval aan de hand waarvan geëvalueerd kan worden of de nieuwe waarnemingen binnen deze intervallen liggen. Echter door de korte historische meetreeks in samenhang met de grote jaarlijkse variaties kan dit resulteren in een grote bandbreedte.

⁵ De eerste verdieping (jaren '70) en de tweede verruiming (1998 – 2001) hebben niet geleid tot een substantieel hoger niveau onderhoudsbaggervolume in de Westerschelde. Wel zijn de variaties groot geweest, onder meer omdat het aanlegbaggerwerk en het onderhoudsbaggerwerk in de data niet kunnen worden onderscheiden.

Een toename van het onderhoudsvolume voor de vaargeul wordt als ongunstig gezien. Hierbij dient de toename te worden vergeleken met jaarlijkse baggervolumes na de tweede verruiming (vanaf 2002) om de jaar-op-jaar variaties bij de analyse te betrekken. Ook een toename van het onderhoudsbaggerwerk in de havens wordt als een ongunstige ontwikkeling gezien.

2.4 Samenvatting en evaluatie Bevaarbare diepte

2.4.1 Bestaande wetgeving en normen

Er is geen wetgeving of norm voor de rekenparameters. Bij een afname van de bevaarbare diepte zal extra worden gebaggerd om de bodem op de gegarandeerde diepte te brengen.

Voor het onderhoudsbaggervolume zelf bestaan strikt genomen geen normen. Wel is de te onderhouden diepte op de drempels aan regels gebonden. Daarnaast is in de vergunning voor het storten van onderhoudsbaggerspecie een aantal voorwaarden opgenomen, waaronder een maximaal te storten volume van 58,5 miljoen m³ in situ bodemmateriaal in de Westerschelde over een periode van vijf jaren. Het onderhoudsbaggervolume in 2009, vlak voor de derde verdieping, lag ruim onder het jaarlijks gemiddelde van het toegestane baggervolume.

2.4.2 Evaluatie rekenparameters

De evaluatie gebeurt op basis van een vergelijking met historische trends voor de rekenparameters.

Tabel 2-1: Evaluatie rekenparameters voor de toetsparameter Bevaarbare diepte

Toetsparameter Bevaarbare diepte	
Rekenparameter	Evaluatie
Onderhoudsbaggervolume	Vergelijking tov de historische trend op basis van waarnemingen sinds 2002, d.i. na de tweede verdieping. Een toename wordt gezien als een ongunstige ontwikkeling.
Gemiddeld hoog- en laagwater	Vergelijking tov de historische trends op basis van waarnemingen sinds 1900 en het opstellen van 95%-predictie-intervallen. Een ontwikkeling waarbij de waarde van het hoog- en/of laagwater buiten de intervallen valt wordt gezien als een ongunstige ontwikkeling.

2.4.3 Toepassing in de T2009

De rekenparameters kunnen zondermeer worden gebruikt in de T2009. De hoog- en laagwater kunnen worden bepaald aan de hand van de gemeten waterstanden in de watermeetstations. Voor deze data is een lange historische reeks beschikbaar voor de bepaling van de historische trend vanaf ongeveer 1900 t/m 2009 (Deltares/Flanders Hydraulics Research, 2010).

Baggervolumes sinds de tweede verruiming zijn eveneens beschikbaar.

3 Toetsparameter: Looptijd getij

3.1 Inleiding

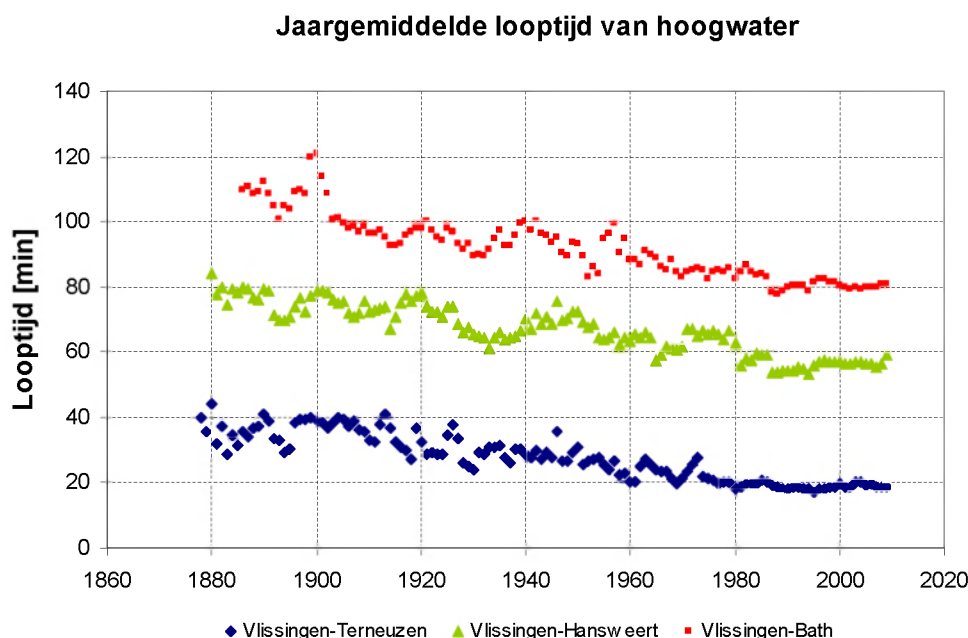
De getijgebonden scheepvaart heeft een waterdiepte nodig, die groter is dan de bevaarbare diepte en die slechts een deel van het getij beschikbaar is, het tijvenster. Naar gelang de diepgang van een schip groter is, is het tijvenster kleiner.

Voor de grootte van het tijvenster is naast de hoog- en laagwaterstanden de voortplantingssnelheid van de hoog- en laagwaterstanden en de vorm van de getijcurve van belang. Een hogere voortplantingssnelheid betekent een kortere looptijd van het getij en een verkleining van het tijvenster voor de getijgebonden scheepvaart. De bevaarbaarheid van het estuarium neemt hierdoor af⁶.

3.2 Effecten van veranderingen in de looptijd

3.2.1 Looptijd van hoog- en laagwaterstand

Uit het verschil van de tijdstippen van hoog- en laagwater tussen twee opvolgende meetstations volgt de looptijd. Indien de voortplantingssnelheden van het hoog- en laagwater verschillend zijn treedt vervorming van de waterstandcurve op. Ook door andere niet-lineaire effecten kan vervorming van de waterstandcurve optreden. Deze getijasymmetrie uit zich door een verschil in duur van het opgaande tij (tijdsverschil tussen hoogwater en het voorafgaande laagwater) en van het afgaande tij (tijdsverschil tussen laagwater en het voorafgaande hoogwater) in een locatie.



Figuur 3-1: Jaargemiddelde looptijd hoogwater.

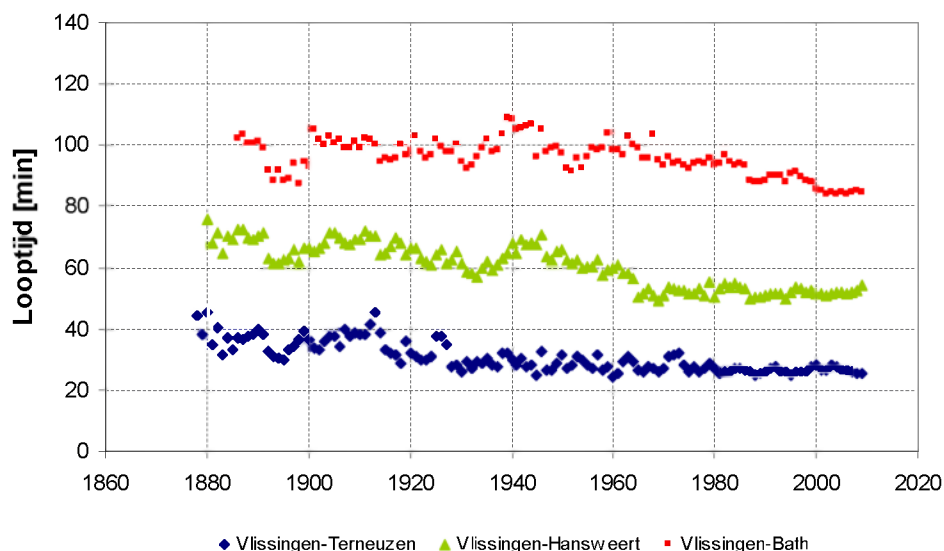
Gedurende de afgelopen eeuw is de looptijd van het hoogwater in de Westerschelde afgenomen doordat de voortplantingssnelheid, vooral over het traject Vlissingen-

⁶ De waargenomen gemiddelde veranderingen per jaar zijn echter klein, zodat significante effecten pas merkbaar worden op de langere termijn.

Terneuzen, is toegenomen (bijna verdubbeld) (Figuur 3-1). Tussen Terneuzen en Bath zijn de veranderingen veel minder groot geweest.

De voortplantingssnelheid van het laagwater is tussen Vlissingen en Hansweert eveneens toegenomen (Figuur 3-2), terwijl tussen Hansweert en Bath de voortplantingssnelheid momenteel niet verschilt van die aan het begin van de 20^e eeuw.

Jaargemiddelde looptijd van laagwater



Figuur 3-2: Jaargemiddelde looptijd laagwater.

Het cumulatieve effect van de veranderingen per sectie heeft ertoe geleid, dat de gemiddelde looptijd van het hoog- en laagwater tussen Antwerpen en Vlissingen gedurende de afgelopen 100 jaar met ongeveer 45 min is afgenomen (~25-30%).

Voor de Beneden-Zeeschelde is vooral de voortplantingssnelheid van het laagwater toegenomen. De voortplantingssnelheid van het hoogwater is niet of in mindere mate groter geworden.

3.3 Rekenparameters en criteria

3.3.1 Looptijd hoog- en laagwater

De looptijd van een hoogwater tussen twee stations wordt bepaald door het tijdstip van optreden van dit hoogwater in het landwaartse station minus het tijdstip van optreden in het zeewaartse station. De looptijden worden bepaald voor alle opgetreden hoog- en laagwaterstanden in een kalenderjaar en vervolgens rekenkundig gemiddeld.

Ook hier kan gewerkt worden met een 95%-predictie-interval aan de hand waarvan geëvalueerd kan worden of de nieuwe waarnemingen binnen deze intervallen liggen. Bij de evaluatie moet ook hier rekening gehouden worden met variaties op de relatief korte termijn als gevolg van de 18,6-jarigecyclus en andere fluctuaties. Daarom zal niet een absolute afname van de looptijden maar een extra afname t.o.v. de historische trend als ongunstige ontwikkeling worden gezien. Met behulp van statistische methoden kan worden vastgesteld of de waargenomen veranderingen significant zijn.

Een afname van de looptijd van het hoog- en laagwater wordt als een ongunstige ontwikkeling voor de bevaarbaarheid gezien, in het bijzonder voor de getijgebonden scheepvaart.

3.4 Samenvatting en evaluatie Looptijd

3.4.1 Bestaande wetgeving en normen

Er is geen wetgeving of norm voor de rekenparameters.

3.4.2 Evaluatie rekenparameters

Tabel 3-1: Evaluatie rekenparameter voor de toetsparameter Looptijd getij

Toetsparameter Looptijd getij		
Rekenparameter		Evaluatie
Looptijd	hoog- en laagwater	Vergelijking tov historische trends op basis van waarnemingen sinds 1900 en het opstellen van 95%-predictie-intervallen. Een ontwikkeling waarbij de waarde van het de looptijden buiten de intervallen valt wordt gezien als een ongunstige ontwikkeling.

3.4.3 Toepassing in de T2009

De rekenparameters kunnen zondermeer worden gebruikt in de T2009. De looptijd van de hoog- en laagwaterstanden kunnen worden bepaald aan de hand van de gemeten waterstanden in de watermeetstations. Voor deze data is een lange historische reeks beschikbaar voor de bepaling van de historische trend vanaf ongeveer 1900 t/m 2009 (Deltares/Flanders Hydraulics Research, 2010).

4 Verklarende parameters

4.1 Inleiding

De verklarende parameters als onderdeel van de Communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* zijn:

- Randvoorwaarden
 - Astronomisch getij (Verklarende parameter *Dynamiek waterbeweging*)
 - Rivierafvoer (Verklarende parameter *Dynamiek waterbeweging*)
 - Meteorologie (Verklarende parameter *Dynamiek waterbeweging*)
- Bathymetrie en geometrie (Verklarende parameter *Dynamiek waterbeweging*)
- Sedimenteigenschappen
- Morfologische dynamiek (*Plaat- en geulsysteem*)

Elk van deze parameters beïnvloedt één of meerdere rekenparameters. In de volgende paragrafen wordt beknopt deze invloed beschreven.

4.2 Sedimenteigenschappen

Het onderhoudsbaggervolume in de vaargeul en in de havens wordt behalve door de lokale hydrodynamiek en de bodemligging ook bepaald door de eigenschappen van het sediment. Het betreft de korrelgrootteverdeling van het sediment en in het bijzonder de fracties zand en slib. Veranderingen in deze verdeling kunnen van invloed zijn op de grootte van het baggervolume. Vooral in de havens, waar het fijne sediment een groot aandeel heeft in de netto sedimentatie, kunnen veranderingen in het aanbod van deze fractie het baggervolume beïnvloeden. Aanbevolen wordt de samenstelling van het gebaggerde materiaal te monitoren.

4.3 Morfologische dynamiek

De netto sedimentatie op de drempels in de vaargeul vindt plaats op de meso schaal als onderdeel van het morfodynamische plaat-geul systeem. Bodemveranderingen op deze schaal zijn van invloed op de hydrodynamiek en daarmee op de sedimentatie en de hoeveelheid te baggeren sediment. Verder is het opschuiven van platen in de richting van de vaargeul van invloed op het onderhoudsbaggerwerk. Deze ontwikkelingen worden verder geëvalueerd als onderdeel van de communicatie-indicator Plaat- en geulsysteem.

5 Literatuur

Arcadis/Technum/WL|Delft Hydraulics, 2007, Milieueffectrapport Verruiming vaargeul Beneden-Zeeschelde en Westerschelde. Basisrapport morfologie.

Decrop B., De Clercq B., Vanlede J., Van Holland G., Ides S., Plancke Y., De Mulder T. en Mostaert F. (2009). Dwarsstromingen Ossenisse-Zuidergat – rapport numeriek modelonderzoek. WL Rapporten 753_07. Waterbouwkundig Laboratorium en IMDC rapport nr. I/RA/11313/09.009/BDC, Antwerpen, België.

Deltares, 2010, LTV O&M thema Veiligheid. Sub project 1: Data analysis and hypothesis Western Scheldt (draft).

Flanders Hydraulics Research, 2010, Werkgroep O&M – Projectgroep Veiligheid. Sub project 1: Data analysis and hypothesis Sea Scheldt (draft).

Jeuken, M.C.J.L., Z.B. Wang, D. Keiller, 2008, Impacts of setbacks on the estuarine morphology. River, Coastal and Estuarine Morphodynamics: RCEM 2007, Dohmen-Janssen en Hulscher (eds), Taylor en Francis Group, London, ISBN 978-0-415-45363-9.

Van Rijn, L.C., 1993, Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas, Amsterdam, Aqua Publications.

Van Rijn, L.C., 2010, Tidal phenomena in the Scheldt Estuary, Report 1202016, Deltares.

Van Rijn, L.C., 2011, Tidal phenomena in the Scheldt Estuary, part 2, Report 1204410, Deltares.

Verheyen B., Vanlede J., Plancke Y. en Mostaert F. (2011). Beheersbaarheid groene boeizijde: scenario onderzoek met het numeriek instrumentarium voor dwarsstromingen Ossenisse-Zuidergat. WL Rapporten 753_14. Waterbouwkundig Laboratorium en IMDC rapport nr. I/RA/11313/11.019/VBA, Antwerpen, België.

Plaat- en geulsysteem

1 Inleiding

1.1 Achtergrondkader

Bij de Communicatie-indicator Plaat- en geulsysteem gaat het om de hydro- en morfodynamische natuurlijkheid⁷ van het Schelde-estuarium. Dit komt overeen met fysieke systeemkenmerken van het Schelde-estuarium zoals benoemd in de eerste van de vier kenmerken van het streefbeeld in de langetermijnvisie 2030:

“De instandhouding van de fysieke systeemkenmerken van het estuarium is uitgangspunt van beheer en beleid”.

Dit is toegelicht als:

“Een open en natuurlijk mondingsgebied, een systeem van hoofd- en nevengeulen met tussenliggende platen en ondiepwatergebieden in de Westerschelde en een riviersysteem met meanderend karakter in de Zeeschelde. Daarnaast treft men een grote diversiteit aan van schorren, slikken en platen in zout, brak en zoet gebied, gecombineerd met natuurvriendelijke oevers. “

1.2 Werkwijze indicator: plaat- en geulsysteem

De indicator *Plaat- en geulsysteem* is een onderdeel van de functie Natuurlijkheid. Alle indicatoren zijn opgebouwd uit drie niveaus (Figuur 1-1). Het uitgangspunt voor de evaluatie is de hydro- en morfodynamiek van de drie systemen in het Schelde-estuarium: de monding, het meergeulensysteem (vooral Westerschelde) en het ééngelensysteem (vooral Zeeschelde). Het ééngelensysteem is vervolgens verdeeld in de Beneden- en Boven-Zeeschelde⁸. Dit geeft drie **toetsparameters**: Monding, Meergeulensysteem en Ééngelensysteem.

Hydro- en morfodynamische natuurlijkheid wordt gekenmerkt door veranderingen van patronen en processen in de tijd (dynamiek) en de ruimte (gradiënten). Voor elk van de toetsparameters resulteert dit in de volgende tijd- en ruimteschalen:

4. **Grootschalige dynamiek**: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van de toetsparameters als geheel;
5. **Macroschaal dynamiek**: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van de toetsparameters van individuele grote geulen;
6. **Mesoschaal dynamiek**: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van de toetsparameters van kleinere morfologische elementen.

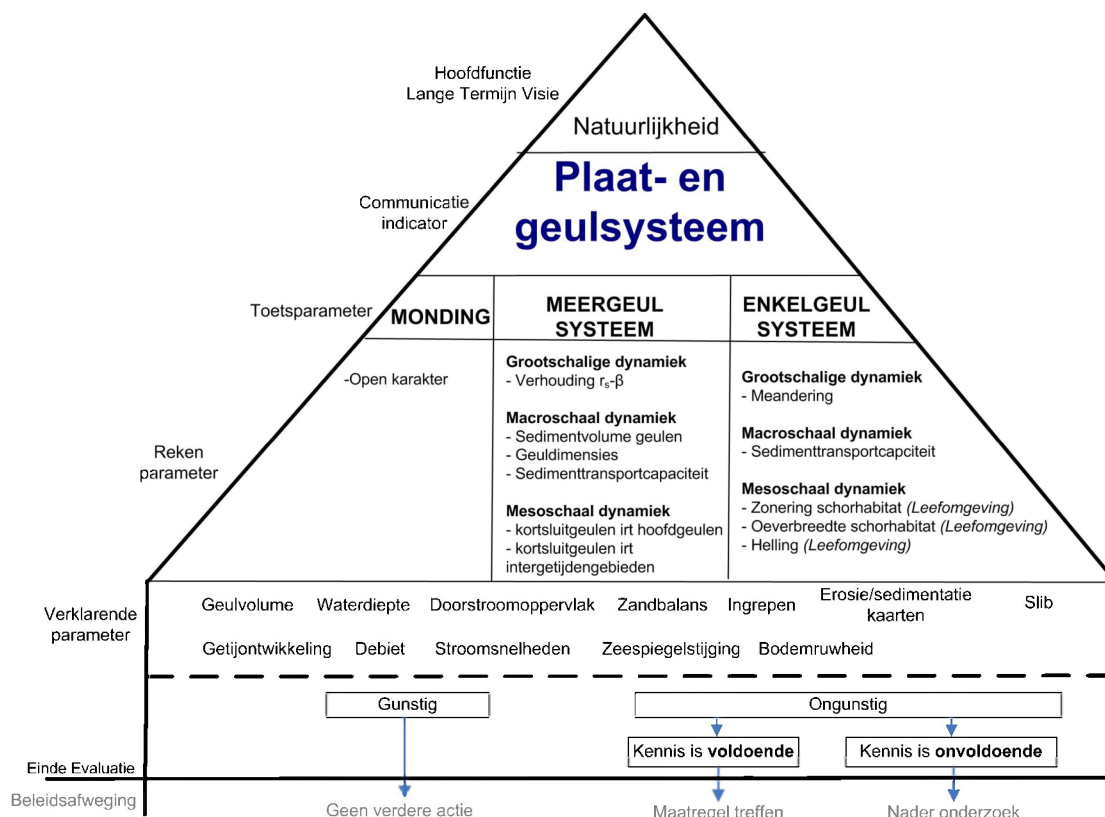
Hierbij wordt consistent het woord ‘dynamiek’ gebruikt waar dit feitelijk om patronen in tijd en ruimte gaat (dus ook over gradiënten).

Voor elke toetsparameter resulteert dit in een set **rekenparameters** voor elk van de drie tijd- en ruimteschalen. Voor de monding is dit echter niet nuttig. Hier bestaat de rekenparameter uit een kwalitatieve toets op de vraag of er nog steeds sprake is van een open karakter.

⁷ De morfologische ontwikkeling van het systeem wordt altijd samen met de bijbehorende hydrodynamica beschouwd.

⁸ Ze zijn beiden deel van het ééngelensysteem, maar kennen zeer verschillend beheer, gebruik en natuurwaarden

Op het derde niveau worden de **verklarende parameters** weergegeven. Deze parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en geven de onderliggende systeemverklaring voor de veranderingen.



Figuur 1-1: Weergave Communicatie indicator Plaat- en geulsysteem en onderliggen de toets-, reken- en verklarende parameters.

1.2.1 Afstemming met de communicatie-indicator *Leefomgeving*

Veel monitoringdata en verklarende parameters zijn zowel nodig voor de indicator *Plaat- en geulsysteem* als voor *Leefomgeving*. Er is echter bewust voor gekozen deze twee communicatie-indicatoren los van elkaar te beschouwen. *Plaat- en geulsysteem* weerspiegelt de abiotiek van platen, geulen en slikken als geheel, vaak op langere tijdschalen. *Leefomgeving* beschouwt de ontwikkeling van de habitats die voorkomen op de platen, slikken en geulen met onderscheid naar specifieke kwaliteitskenmerken zoals hoog- en laagdynamisch gebieden (stroomsnelheden), hoog- en laaggelegen gebieden (overstromingsduur) en de ligging langs de zoet/zoutgradiënt.

1.2.2 Beoordeling rekenparameters enkel in samenhang op macroschaal

Voor evaluatie en beoordeling van de indicator *Plaat- en geulsysteem* moeten de rekenparameters op de verschillende schaalniveaus in samenhang beoordeeld worden. Zo zal bijvoorbeeld de ontwikkeling in het 'Middelgat' altijd in het licht beschouwd moeten worden van de functiewisseling die heeft plaatsgevonden met de Overloop van Hansweert. Er zijn geen generieke, kwantitatieve normen beschikbaar wat wel en niet gunstig is voor het plaat- en geulsysteem op de schaal van het estuarium. Het is wel mogelijk om waargenomen ontwikkelingen per gebied (macroschaal) te classificeren als gunstig of ongunstig vanuit het oogpunt van 'hydro- en morfodynamische natuurlijkheid'. Dit is een ruimtelijk niveau lager dan de schaal van het gehele meergeulensysteem en het ééngesysteem. De gebieden op macroschaal hebben elk een eigen referentie voor morfologische natuurlijkheid nodig. Dit maakt goede kennis van het gebied een vereiste.

De referenties op macroschaal voor alle gebieden zijn nog niet beschikbaar. In paragraaf 3.4.5 is hiervoor een systematiek opgezet. Deze systematiek gaat uit van het in samenhang kijken naar trends en het op basis daarvan ontwikkelen van een kader dat gewenste en niet-gewenste ontwikkelingen (scenario's) onderscheidt. Voor de beoordeling van de morfologische natuurlijkheid van de monding is de systematiek (nu) niet nodig.

1.3 Relatie met het flexibel storten

De projectgroep flexibel storten⁹ heeft onder meer als taken om de verruimings- en onderhoudswerken op te volgen met monitoringsgegevens en deze te toetsen aan het "Protocol flexibel storten–Kwaliteitsparameters". Aan de hand hiervan kan de stortstrategie bijgestuurd worden binnen de randvoorwaarden van de vergunning. Op basis van een 'waarschuwingfase' wordt gezien welke mogelijkheden er zijn voor het bijsturen door middel van het 'flexibel storten'.

De kwaliteitsparameters uit het protocol zijn gezamenlijk opgesteld door Vlaanderen en Nederland en zijn bedoeld om aan te geven op welke wijze de resultaten van monitoring gebruikt zullen worden om ongewenste effecten tegen te gaan. Er zijn drie doelen voor het 'flexibel storten' vastgesteld en uitgewerkt in een beoordelingskader¹⁰. Deze doelen zijn kort samengevat.

Doel	Beoordelingskader
1. Instandhouding meergeulenstelsel	• Watervolume in de nevengeul (per macrocel, 5 jaar)¹¹
2. Ecologische winst plaatrandstortingen	• Stabiliteit plaatrandstortingen (percentage gestorte specie per jaar nog aanwezig) • Ontwikkeling laagdynamisch gebied (oppervlakte eenmaal per twee jaar afgeleid uit de ecotopenkaart)
3. Behoud oppervlak ecologisch waardevol gebied	• Hoogte slikken en platen • Stroomsnelheid plaatranden • Sedimentsamenstelling • Schorranderosie • Trendontwikkeling op basis van Ecotopenkaart

De communicatie-indicator *Plaat- en geulsysteem* overlapt met het doel 'instandhouding meergeulenstelsel' binnen flexibel storten. De parameter *watervolume in de nevengeul* is onderdeel van het dynamisch evenwicht in het meergeulensysteem. Merk op dat de parameters vanuit 'flexibel storten' ook overlapt vertoont met de communicatie-indicator *Leefomgeving*.

Aanbevolen wordt om tijdens de uitvoering van de T2009 na te gaan of de opvolging van de kwaliteitsparameters in het kader van flexibel storten en de rekenparameters van de evaluatiemethodiek verder op elkaar afgestemd moeten worden.

1.4 Ruimtelijk en temporeel bereik

Alle rekenparameters van de Communicatie-indicator *Plaat- en geulsysteem* worden voor het gehele estuarium bepaald binnen de drie tijd- en ruimteschalen. Vervolgens worden ze in onderlinge samenhang beoordeeld.

⁹ <http://vnsc.eu/vnsc/werkgroepen/onderzoek-en-monitoring/voortgang/projectgroep-flexibel-storten>

¹⁰ Zie voor toelichting bijvoorbeeld het Statusrapport na start verdiepingsstorten-jaar 1 (IMDC)

¹¹ Uitwerking beschreven in rapport 7210A/MMGW-2011-08 (RWS-DZL).

De temporele dekking is bijvoorkeur op basis van jaarlijkse gegevens. De analyse vindt plaats op een tijdschaal van jaren tot decennia. Voor morfologisch dynamische gebieden zoals migrerende kortsluitgeulen wordt een fenomenologische aanpak voorgesteld waar aanvullende visuele waarnemingen (luchtfoto's etc) een waardevolle uitbreiding zijn.

2 Toetsparameter: Mondingsgebied

2.1 Inleiding

De monding bepaald in grote mate de randvoorwaarden voor bijvoorbeeld de getijdoordringing en sedimentuitwisseling naar de rest van het Schelde-estuarium. Dit komt vooral tot uiting in hydrodynamische en morfologische verklarende parameters (w.o. getijslag, zandbalans).

Voor de evaluatie van de hydro- en morfodynamische natuurlijkheid van de monding is het streefbeeld van de langetermijnvisie het startpunt. De gewenste situatie voor 2030 voor de monding wordt als volgt beschreven:

- Weidsheid en openheid van het gebied
- Het fungeert als overgangsgebied tussen Westerschelde en Noordzee.
- In 2030 is duidelijk welke rol het mondingsgebied speelt bij het instandhouden van de morfologische dynamiek van de Westerschelde.
- Het beheer van het mondingsgebied is op natuur gericht: open, natuurlijk en veerkrachtig. Ingrepen die de natuurlijke morfologie van het mondingsgebied aantasten zijn niet uitgevoerd.
- Aanwezigheid van de westelijke vaargeul (Scheur en Wielingen) voor grote containerschepen en het Oostgat en de Sardijnegeul voor de kleinere scheepvaart

Opgemerkt wordt dat geconstateerd is dat kennis van de rol van de monding in morfologische zin vergroot moet worden. In de 'situatieschets korte termijn' van de langetermijnvisie is dit verduidelijkt. Bedoeld worden (i) de gevolgen van bagger- en stortactiviteiten en (ii) de sedimentuitwisseling tussen Westerschelde en monding. In het kader van de langetermijnvisie wordt hier onderzoek naar gedaan.

2.2 Effecten van veranderingen in de monding

In de afgelopen twee eeuwen is het geulenstelsel in de monding veranderd. In het begin van de 19e eeuw waren nog 3 kenmerkende geulen in de monding aanwezig. Tegenwoordig zijn er nog 2 dominante geulen, namelijk de Scheur/Wielingen en het Oostgat. De derde geul (Deurloo) is veranderd in 2 minder duidelijke doorgangen die gescheiden worden door een bank (Kornman et al., 2000). Echter kan men nog steeds spreken van een open karakter.

De langetermijnvisie spreekt zich, net als de ontwikkelingsschets 2010, uit tegen (grootschalig) ingrijpen in de monding. Er zijn tot op heden geen specifiekere indicatoren vastgesteld dan een kwalitatieve toets op het **open karakter**. Deze kwalitatieve toets wordt voortgezet in de evaluatiemethodiek tot dat de randvoorwaarden van een 'open karakter' duidelijker zijn vastgesteld.

2.3 Rekenparameters en criteria

2.3.1 Open karakter

Voor de kwalitatieve toets op het open karakter wordt gekeken of:

- er sprake is van een verandering in weidsheid en openheid van het gebied
- de rol als overgangsgebied wordt belemmerd
- er geen ingrepen zijn uitgevoerd die de natuurlijke morfologie van het mondingsgebied aantasten.

Wanneer in voldaan is aan de gewenste kennistoename van de morfologische rol van de monding kan het open karakter nader gekwantificeerd.

2.4 Samenvatting en evaluatie van de monding

Het oordeel is kwalitatief: zijn er wel of geen grote ingrepen geweest? De beoordeling wordt op basis van een overzicht van ingrepen in de monding uitgevoerd. Een precieze norm wanneer een ingreep wel of niet groot genoemd wordt is niet gegeven. In het gebruik van de methodiek zal een norm zich moeten ontwikkelen.

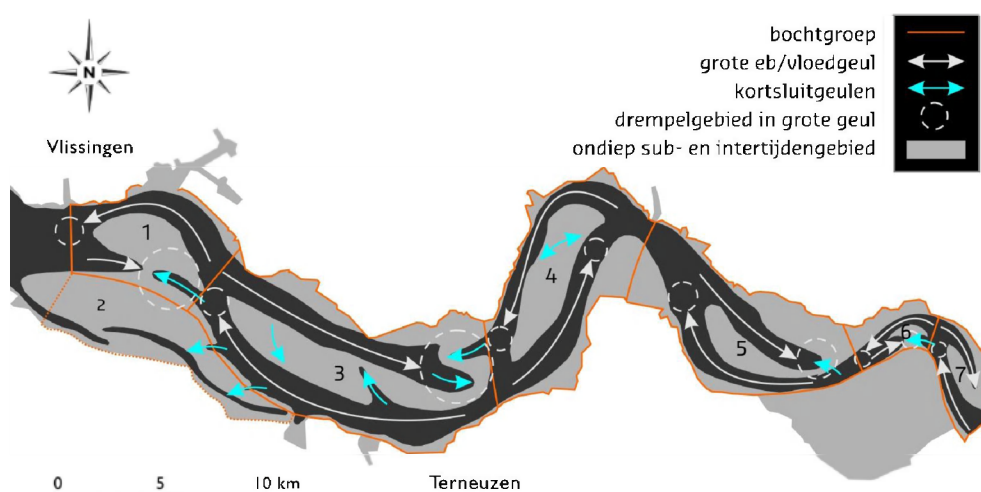
2.4.1 Toepassing in de T2009

In de T2009 wordt beschreven welke ingrepen er plaatsvinden of hebben gevonden, voor zover ze ingrijpen op de morfologie. Dit betekent in ieder geval het geven van overzicht van de uitgevoerde bagger- en stortactiviteiten.

3 Toetsparameter: Meergeulensysteem

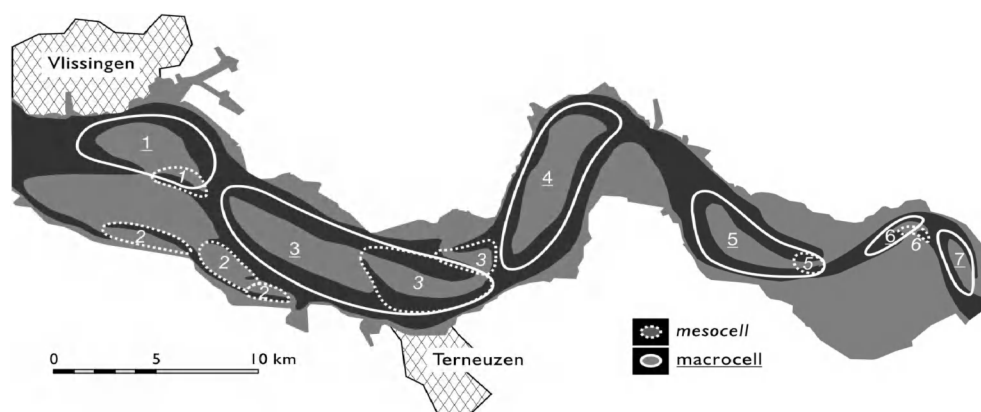
3.1 Inleiding

Het meergeulensysteem wordt gekenmerkt door een stelsel van meerdere geulen met geleidelijke overgangen naar en de intergetijdegebieden (platen en slikken). Dit stelsel van geulen en platen manifesteert zich in een regelmatig patroon (Van Veen, 1950) van zes zogenoemde bochtgroepen (Jeuken, 2000, zie Figuur 3-1). Iedere bochtgroep bestaat uit een grote gekromde ebgeul met daarnaast een rechte vloedgeul, gescheiden door langgestrekte intergetijdegebieden en verbonden door kortsluitgeulen. De vloedgeulen eindigen landwaarts in een relatief ondiepe zone, een drempel. De ebgeulen hebben zeewaarts een drempel. De kleinere kortsluitgeulen vormen dynamische verbindingen tussen de grote eb- en vloedgeul. Het 'huidige' (sinds circa 1990) meergeulensysteem kent ongeveer 10 tot 14 kortsluitgeulen.



Figuur 3-1: Schematisatie van het meergeulensysteem (gebaseerd op Van Veen 1950 en Jeuken, 2000). Het gebied 2 is een nevengeulengebied gerelateerd aan het verlanden en inpolderen van voormalig intergetijdsgebied rondom de huidige Braakman haven en het ontstaan van bochtgroep 1 tussen 1800 en 1865.

In het kader van de langetermijnvisie is het systeem van bochtgroepen verder geschematiseerd als een ketting van zogenoemde macrocellen en mesocellen (Winterwerp et al, 2001; Jeuken en Wang, 2010, zie Figuur 3-2). De macrocellen worden gevormd door de grote gekromde ebgeulen en rechte vloedgeulen. De kortsluitgeulen vormen de mesocellen.



Figuur 3-2: Schematisatie van het meergeulensysteem in macro- en mesocellen (ontleend aan Jeuken en Wang, 2010).

Hoewel interacties tussen de bochtgroepen optreden, vertoont iedere bochtgroep een eigen morfologisch gedrag. Dit betekent dat de bochtgroep als een dynamische morfologische eenheid kan worden beschouwd en geëvalueerd (Jeuken, 2000).

In het streefbeeld 2030 wordt het belang van de instandhouding van het meergeulensysteem met zijn kenmerkende geleidelijke overgangen tussen platen, slikken, geulen en ondiep water onderstreept. Vooral een verandering van een meergeulensysteem naar een één geulsysteem is ongewenst. Dit vanwege de verwachting dat de gevolgen voor de hoofdfuncties van het systeem, Veiligheid, Toegankelijk en Natuurlijkheid niet verenigbaar zijn in de vorm van een ééngeulsysteem. Een voorbeeld van een gedegenereerd systeem is de Seine.

Een verandering van een meergeulensysteem in een ééngeulsysteem verloopt weliswaar geleidelijk in de tijd en vraagt veel sediment, maar als een de ontwikkelingstendens eenmaal in gang is gezet is deze naar verwachting moeilijk omkeerbaar. Daarom is een vroegtijdige signalering van belang. Daarnaast draagt een uitgekiend bagger- en stortbeleid bij aan de instandhouding van het meergeulensysteem.

3.1.1 Het belang van het meergeulensysteem

Het bestaande systeem van hoofd- en nevengeulen draagt bij aan de optimalisatie van de vaarweg en daarmee de toegankelijkheid van het estuarium. De grote zeescheepvaart maakt gebruik van het vaargeultracé in de grote hoofdgeul (overwegend de ebgeulen, Figuur 3-1). De kleine scheepvaart maakt gebruik van de nevengeulen (overwegend de vloedgeulen en grotere kortsluitgeulen). Deze scheiding van scheepvaart draagt bij aan de verkeersveiligheid op het water.

Het meergeulensysteem draagt ook bij aan de bescherming tegen overstromingen, de veiligheid. Vooral de intergetijdengebieden spelen hierin een rol, zowel lokaal (minder belasting van waterkeringen) als op systeem niveau (minder getijdoordringing). De intergetijdengebieden aan de voorkant van een waterkering dempen op natuurlijke wijze de hydrodynamische energie waardoor de hydrodynamische belasting van de waterkering kleiner is dan in een situatie zonder intergetijdengebieden. Op systeem niveau beïnvloeden de (kombergende) intergetijdengebieden de veiligheid tegen overstroming via de getijdoordringing. Een systeem met veel intergetijdengebied kent een kleinere getijdoordringing en lagere hoogwaterstanden dan een systeem met weinig intergetijdengebieden.

Het systeem van geulen platen en slikken in combinatie met de heersende hydrodynamiek draagt bij aan de natuurlijkheid. Het biedt een divers leefgebied voor verschillende flora en fauna en daarmee een basis voor het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium. In de communicatie-indicatoren *Leefomgeving* en *Flora en fauna* en *Ecologisch functioneren* zijn deze onderwerpen nader uitgewerkt.

3.2 Effecten van veranderingen in het meergeulensysteem

3.2.1 Morfologische samenhang van het meergeulensysteem

De morfologische configuratie en ontwikkeling van de grote geulen, kortsluitgeulen en intergetijdengebieden in een bochtgroep hangen nauw met elkaar samen. De grote ebgeul en vloedgeul verschillen in lengte en diepte. Door deze geometrische verschillen is de voortplanting van de getijgolf door beide geulen niet gelijk en ontstaat er een verhang tussen eb- en vloedgeul. Dit verhang is de motor achter het ontstaan van kortsluitgeulen (Van Veen, 1955, Van den Berg et.al, 1996, Jeuken 2000, Cleveringa, 1997, Swinkels et al, 2009). In de Westerschelde zijn deze verhangen het grootst in de drempelgebieden van de grote vloedgeulen (zie Figuur 3-1), waar de meeste kortsluitgeulen ontstaan en voorkomen. Kortsluitgeulen vertonen een quasi cyclisch

gedrag waarbij de geulen ontstaan, groter worden, zich lateraal verplaatsen (migreren) en uiteindelijk degenereren op een tijdschaal van jaren tot decennia.

De morfologische dynamiek van het meergeulensysteem manifesteert zich op verschillende tijdschalen (maanden, jaren, decennia, eeuwen) onder invloed van natuurlijke processen en menselijke ingrepen. Op een tijdschaal van enkele eeuwen is het estuarium veranderd van een vertakt getijdensysteem in een trechtervormig estuarium met huidige patroon van bochtgroepen. Grootschalige inpolderingen hebben dit proces versterkt/versneld (Van der Spek, 1997). Vanaf begin 1900 wordt de ontwikkeling van het meergeulensysteem naast inpolderingen (tot in de jaren vijftig), in toenemende mate beïnvloed door zandwinning, verruiming en onderhoud van de vaargeul.

Het identificeren en kwantificeren van de invloed van menselijke ingrepen op de morfologische dynamiek is niet evident doordat morfologische aanpassingen langzaam verlopen en door cumulatie van effecten van verschillende ingrepen. Een evaluatie moet hier zo goed mogelijk rekening mee houden.

3.2.2 Grootschalige dynamiek - de bochtgroep als geheel

De nadruk ligt op de veranderingen in globale dimensies en het patroon van platen en geulen in relatie tot de grootschalige systeemrandvoorwaarden. Onder de globale dimensies wordt de breedte, diepte, lengte en sedimentverdeling van de bochtgroep verstaan. De grootschalige systeemrandvoorwaarden voor de bochtgroep als geheel bestaan uit de relatieve areaalverdeling in relatie tot de grootschalige breedte-diepte verhouding en de zandbalans.

Om te bepalen of de morfologische natuurlijkheid van een bochtgroep als geheel toe of af neemt is het van belang om na te gaan in hoeverre het patroon van één of meer geulen, platen en slikken en hun gedrag behouden blijft. De historische ontwikkeling van deze patronen en dimensies en samenhang zijn hierbij van groot belang.

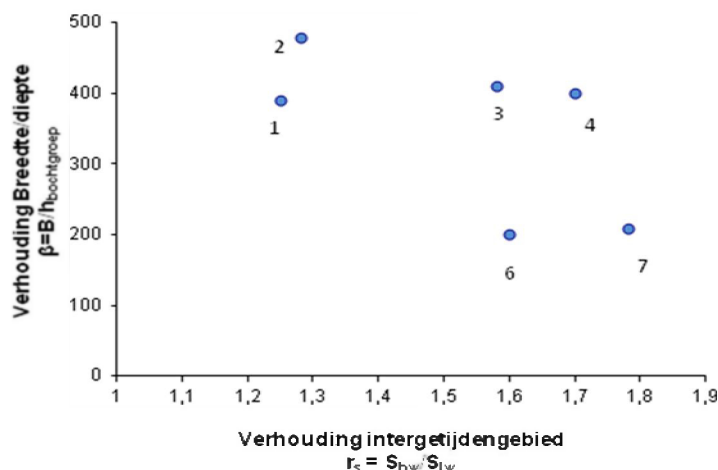
3.2.2.1 Areaal intergetijdengebied vs breedte-diepte verhouding

Een meergeulensysteem kan ontstaan wanneer een estuarium bepaalde dimensies en verhoudingen heeft. Allersma (1994) suggereert op basis van veldwaarnemingen dat wanneer de dwarsdoorsnede van een onbelemmerde geul groter wordt dan ca 25.000m² deze de neiging krijgt zich te splitsen in meerdere geulen. Toffolon en Crosato (2007) hebben een kwantitatieve analyse van de dimensies en verhoudingen van de geulen in de Westerschelde gemaakt op basis van de dieptekaart van 1996 (zie Figuur 3-3). Op basis hiervan is de volgende rekenparameter opgesteld.

De verhouding tussen **het wateroppervlak op hoogwater en laagwater (r_s)**, als karakterisering van het (relatieve) areaal intergetijdengebied van de bochtgroep, en de **breedte-diepte verhouding van een bochtgroep (β)** ten opzichte van gemiddeld zeeniveau.

De parameters zijn af te leiden uit hypsometrische curves. Grenswaarden zijn niet expliciet gegeven, het gaat om het waarnemen van de trend per bochtgroep te tonen. Deze kan vervolgens vanuit het historische perspectief geïnterpreteerd worden en beoordeeld.

Figuur 3-6 toont de samenhang van beide parameters voor de bochtgroepen bepaald op basis van de diepte kaart van 1996. De figuur toont alleen de ruimtelijke variaties op macroschaal voor de situatie van 1996.



Figuur 3-3: Karakterisering van de morfologie van het meergeulensysteem in 1996 (gebaseerd op Toffolon en Crosato, 2007). Breedte-diepte verhouding en het relatieve plaatareaal voor de verschillende delen van het meergeulensysteem. Opgemerkt wordt dat de nummers 1 t/m 7 niet helemaal samenvallen met de bochtgroepen. 1 komt ongeveer overeen met bochtgroep 1 + gebied 2 in figuur 1.

3.2.2.2 Zandhuishouding van een bochtgroep

Naast een karakterisering van de veranderingen in de dimensies van de bochtgroep is inzicht in de veranderingen in de **zandbalans van de bochtgroep** nodig (verklarende parameter). Erodeert het gebied systematisch of is er juist sprake van sedimentatie. Of verandert er weinig op een tijdschaal van jaren tot decennia? Wat is de rol van ingrepen hierin? Deze vragen kunnen worden beantwoord door op de schaal van een bochtgroep de volumeveranderingen in de geul volgens de sedimentbalans systematiek te bepalen. In Haecon (2006) is de zandbalans van de gehele Westerschelde en per de bochtgroepen bepaald¹².

3.2.3 Dynamiek op macroschaal - de grote eb- en voedgeul

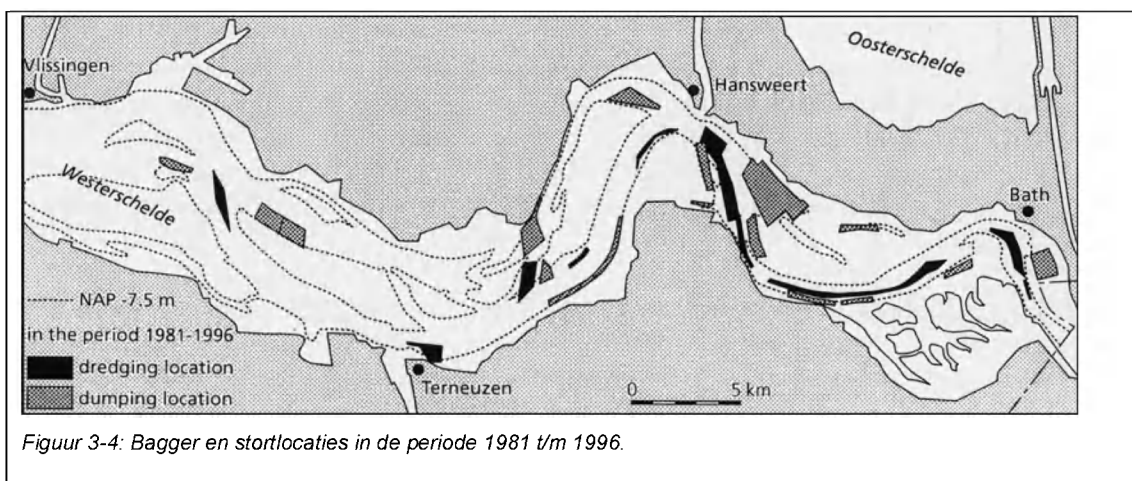
De grote eb- en vloedgeul vormen samen de ruggengraat van een bochtgroep. De dynamiek van deze geulen, individueel en als geulenpaar, beïnvloeden de dynamiek van kortsluitgeulen en intergetijdgebieden. Tegelijkertijd zijn het deze geulen waar het merendeel van de bagger- en stortactiviteiten plaats vindt (zie intermezzo Baggeren en storten in de grote geulen).

Intermezzo - Baggeren en storten in de grote geulen

Het vaargeultracé wordt grotendeels gevormd door de grote ebgeulen (uitgezonderd in bochtgroep 4, Figuur 3-1). Baggerwerkzaamheden vinden plaats op de zeewaarts (in geval van ebgeul) gelegen drempels van deze geulen en op de geulwanden langs platen. Waarnemingen van bochtgroep 4 (Valkenisse) tijdens en na de eerste verdieping suggereren dat lokaal verdiepen en onderhouden van drempels leidt tot erosie van de aangrenzende geuldelen (Pieters, 2010) ten koste van ondiepe gebieden en de vloedgeul.

De baggerspecie die vrijkomt bij verdiepingen en onderhoud is tot en met 2009 meestal gestort in een nevengeul (die ook als nevenvaarwater voor de scheepvaart fungeert). Uit eerdere studies is gebleken dat een systeem van twee grote geulen kan degenereren naar een ééngesysteem als de stortcapaciteit van het systeem langdurig wordt overschreden en er voldoende sediment beschikbaar is (Winterwerp et al., 2001; Wang en Winterwerp, 2001; Jeuken en Wang, 2010).

¹² Bij gebruik van zandbalansen mag niet uit het oog worden verloren dat de zandbalans niet individueel beoordeeld kan worden. Het resultaat moet dus in licht van andere trends worden bekeken. Daarnaast zijn de begrenzingen van de vakken waarvoor de balans is gemaakt meestal te 'vast' zijn om directe conclusies te kunnen trekken voor migrerende, dynamische morfologische elementen.



Voor een evaluatie van de morfologische dynamiek van de grote eb- en vloedgeul is het van belang om te weten hoe het dynamische evenwicht van de geulen onder invloed van baggeren en/of storten verandert en wat dit betekent voor de ontwikkeling van het systeem en de mogelijkheid om in de geulen te storten (de stortcapaciteit¹³).

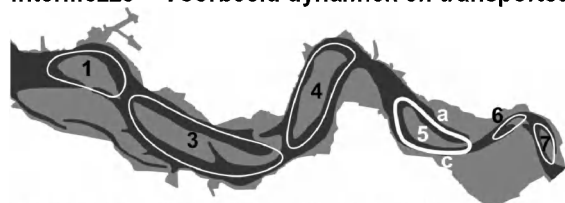
Voor het beantwoorden van deze vragen zijn twee rekenparameters opgesteld:

- **Veranderingen in het volume en dimensie van de geulen**
- De **bruto sedimenttransportcapaciteit** in aanvulling op de sedimentverdeling van de bochtgroep om de ruimte voor storten van sediment in de geulen, de stortcapaciteit, te kunnen bepalen.

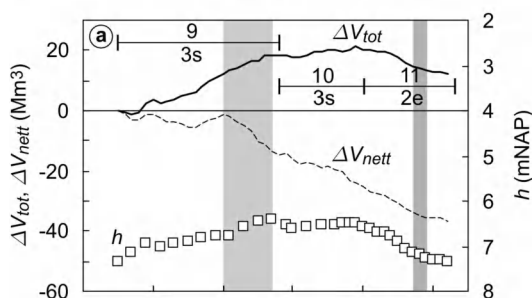
3.2.3.1 Veranderingen volume en dimensie van geulen

Voor het evalueren van veranderingen in het dynamische evenwicht van de grote eb- en vloedgeulen wordt gekeken naar de veranderingen in het volume van deze geulen (ΔV_{tot}) welke verandert onder invloed van menselijke ingrepen zoals het baggeren, storten en zandwinning en de waterbeweging (ΔV_i) en de gemiddelde geuldimensies (ΔV_{net}) (zie ook het Intermezzo 'Voorbeeld dynamiek en transportcapaciteit hoofdgeulen')

Intermezzo – Voorbeeld dynamiek en transportcapaciteit hoofdgeulen



Geulensysteem Valkenisse gebied (Cel 4)

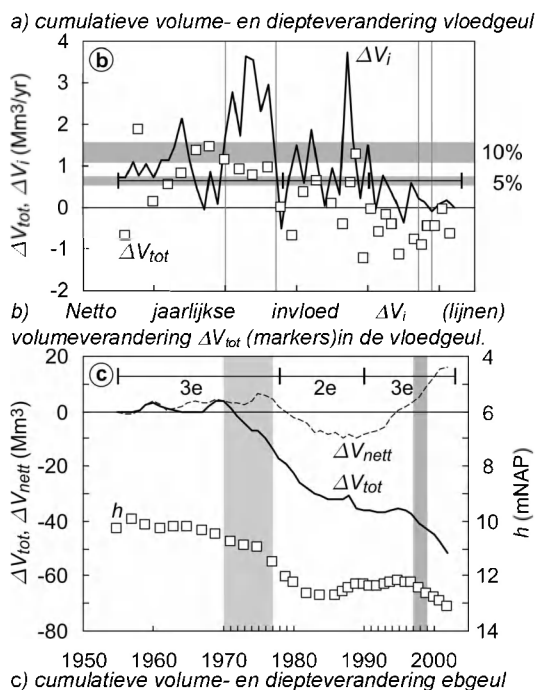


In de naastgelegen figuur is de morfologische ontwikkeling van de geulen in het Valkenissegebied (bochtgroep 5), onder invloed van storten en baggeren weergegeven.

De evolutie van het geulensysteem in het Valkenisse gebied bestaat uit een langetermijn erosie en verdieping van de ebgeul. Sedimentatie van de vloedgeul vond plaats tot 1990, waarna erosie van de geul optrad.

Van oudsher wordt de vloedgeul gebruikt als stortplek voor sediment. De grotendeels tegengestelde trends van de cumulatieve volumeveranderingen ΔV_{tot} en ΔV_{net} in deze geul tot 1990, geven aan dat de sedimentatie en de afname van de geuldiepte in deze periode grotendeels werden veroorzaakt door het storten van sediment (Figuur a).

¹³ Het is aan te bevelen het begrip 'stortcapaciteit' zo veel als mogelijk te vermijden, aangezien het niet vanzelfsprekend is dat veranderingen in de combinatie van transportcapaciteit en geulvolumes veroorzaakt zijn door bagger- en stortbeleid. Dit is b.v. voor 'het Middelgat' zeker een discussie.



Figuur 3-5: Geulontwikkeling van het Valkenisse gebied. (naar Jeuken en Wang, 2010)

De erosie van de ebgeul impliceert een criterium van 5% voor het storten van sediment in de vloedgeul.

Het jaarlijks storten van sediment, waarbij gedurende het grootste deel van de tijd de theoretische kritische waarde werd overschreden, kan worden gerelateerd aan de verzanding van de geul, vooral gedurende de eerste verdieping van de vaargeul (Figuur b).

Rond 1990 verandert deze trend in de geulontwikkeling. De cumulatieve volumeveranderingen in de vloedgeul (Figuur a) laten gelijke trends zien voor ΔV_{tot} en ΔV_{net} , wat duidt op een min of meer natuurlijke erosie van de vloedgeul, welke werd verzwakt door het storten. Binnen een periode van 10 jaar nam de gemiddelde geuldiepte toe met ongeveer 1 m. Deze verandering in de geulontwikkeling is waarschijnlijk gerelateerd aan een structurele afname van de gemiddelde jaarlijkse storthoeveelheid (minder dan 0.5 miljoen m³/jr). De geleidelijke rotatie met de klok mee van de vloedgeul sinds 1960 en het ontstaan van nieuwe kortsluitgeulen sinds 1990, hebben waarschijnlijk bijgedragen aan deze verandering in de geulontwikkeling.

De ebgeul erodeert sinds 1970 onder invloed van netto baggeren. Tussen 1976 en 1990 erodeert de geul 'van nature'. Deze erosie, die zich manifesteerde in de geuldelen tussen de gebaggerde drempels, is waarschijnlijk veroorzaakt door een samenspel van processen: i) het verondiepen van de vloedgeul (meer debiet naar ebgeul), ii) het tijdelijk verdwijnen van kortsluitgeulen, iii) een toename van de getijslag en vermoedelijk een geringe toename van de getijvolumina landwaarts van deze bochtgroep, iv) het continue onderhoudsbaggerwerk op de drempels (retourstroom). De erosie tijdens en na de tweede verdieping hangt samen met een kunstmatige (gebaggerd) verbreding van de vaargeul.

De verhouding tussen *getijvolume* en *doorstroomoppervlak* kan als aanvullende verklarende parameter worden gebruikt. In een van nature veranderend systeem is deze verhouding min of meer constant. In een systeem dat erodeert als gevolg van baggeren neemt deze af ('te ruim'), terwijl deze toeneemt in een systeem dat sedimenteert als gevolg van storten.

3.2.3.2 Volumeveranderingen en bruto sedimenttransportcapaciteit.

De ruimte om sediment in de geulen te kunnen storten, de *stortcapaciteit* SC_m , is een functie van de bruto sedimenttransportcapaciteit en het dynamische evenwicht van de geulen. De maximale capaciteit van een geulsysteem in evenwicht (geen verandering) bedraagt 5-10% van de bruto sedimenttransportcapaciteit, afhankelijk van waar er gestort en gebaggerd wordt. In een van 'van nature' eroderende geul is de werkelijke capaciteit groter, terwijl die in een 'van nature' sedimenterende geul juist kleiner is (voor richtlijnen zie Jeuken en Wang, 2010).

3.2.4 Dynamiek op mesoschaal - de kortsluitgeulen

Kortsluitgeulen kunnen bestaan door de aanwezigheid en geometrie van de grote eb- en vloedgeul in de bochtgroep en het daaruit volgende verhang op mesoschaal. Door deze afhankelijkheid en hun kortere responstijd kunnen veranderingen in de dynamiek van kortsluitgeulen een signaal zijn voor veranderingen in de grotere geulen die wellicht nog niet goed meetbaar zijn.

Met dynamiek van kortsluitgeulen wordt bedoeld de aanwezigheid van kortsluitgeulen (omvang, patroon) en het gedrag (wel of niet quasi-cylisch met geulmigratie).

Er worden drie verschillende typen kortsluitgeulen onderscheiden (Jeuken, 2000). Het meest bekende type kortsluitgeul, waaronder de Zuid-Everingen in bochtgroep 3 (Figuur 3-1), doorsnijdt de langgerekte intergetijdegebieden tussen de grote eb en vloedgeul. Daarnaast komt een tweede type kortsluitgeul voor in het landwaarts gelegen ondiepe deel (drempel) van de vloedgeulen (de zogenaamde drempelgeulen). Een derde type kortsluitgeul verbindt een hoofdgeul in de bochtgroep met een nevengeul buiten de bochtgroep (gebied 2, Figuur 3-1).

Voor de dynamiek op mesoschaal is het van belang om te weten hoe de aanwezigheid en eventueel het patroon van kortsluitgeulen in relatie tot veranderingen in het dynamische evenwicht van de twee hoofdgeulen verandert. Tevens moet de samenhang tussen de dynamiek van de kortsluitgeulen en de dynamiek van de intergetijdegebieden bekend zijn.

Voor de beantwoording van deze vragen zijn er twee rekenparameters met betrekking tot de kortsluitgeulen opgesteld:

- De **dynamiek van kortsluitgeulen in relatie tot de hoofdgeulen.**
- De **dynamiek van kortsluitgeulen in relatie tot de intergetijdegebieden**

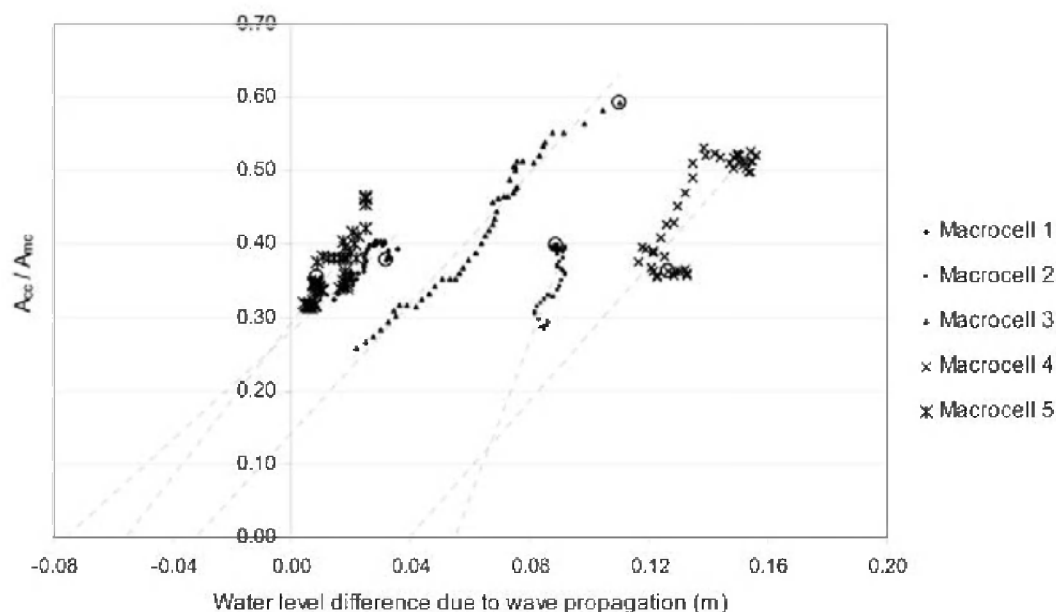
3.2.4.1 *Dynamiek kortsluitgeulen in relatie tot hoofdgeulen*

De drijvende kracht achter de *aanwezigheid* en *dynamiek* van kortsluitgeulen is het verhang tussen de eb- en vloedgeul van een bochtgroep. Dit verhang wordt veroorzaakt door drie fysische mechanismen die samenhangen met de afmetingen en geometrie van de grote eb- en vloedgeul: i) het verschil in looptijd van de getijgolf, ii) de bochtwerking en iii) de coriolis kracht. Het verschil in looptijd van de getijgolf is het meest dominante mechanisme in de meeste bochtgroepen (zie Van den Berg, et al., 1996 en Swinkels, et.al., 2009).

De dynamiek van de kortsluitgeulen is gebaseerd op de empirische relatie tussen het totale relatieve doorstroomoppervlak van de kortsluitgeulen (A_{cc}/A_{mc})¹⁴ en het looptijdverval tussen de eb- en vloedgeul. Uit deze empirische relatie blijkt dat het totale relatieve doorstroomoppervlak van de kortsluitgeulen (A_{cc} / A_{mc}) afneemt als het verval ten gevolge van verschillen in looptijd van de getijgolf door de eb- en vloedgeul, afneemt en vice versa (zie Figuur 3-6).

De bovengrens wordt gevormd door een bochtafsnijding van de grote ebgeul (zoals opgetreden bij Hansweert, bochtgroep 3. De ondergrens wordt gevormd door het verdwijnen van kortsluitgeulen doordat de ebgeul verdiept ten opzichte van de vloedgeul. Een ruwe indicatie van het minimum verval dat nodig is om kortsluitgeulen in stand te houden, is het snijpunt van de gefitte lijn met de x-as (Figuur 3-6). De ondergrens zou wel kunnen worden bereikt als gevolg van een verdieping. Hoe steiler de gefitte lijn, des te gevoeliger is de aanwezigheid van de kortsluitgeul voor veranderingen in het verhang.

¹⁴ het doorstroomoppervlak van de kortsluitgeulen A_{cc} ten opzichte van het doorstroomoppervlak van de bochtgroep A_{mc}



Figuur 3-6: Empirische relatie tussen het 'looptijden-verval' en de relatieve dimensie/aanwezigheid van kortsluitgeulen (Swinkels et al., 2009).

3.2.4.2 Dynamiek kortsluitgeulen in relatie tot de intergetijdengebieden

Naast de empirische relatie tussen de dimensies van de kortsluitgeulen en de hoofdgeulen zijn er twee empirische relaties tussen de dynamiek van de kortsluitgeulen en de intergetijdengebieden.

Het patroon van kortsluitgeulen in relatie tot de lengte van de laagwaterlijn.

De lengte van de laagwaterlijn wordt bepaald binnen de indicator *Leefomgeving*. Hierbij wordt wel onderscheid gemaakt naar de mate van hydrodynamiek aanwezig langs de laagwaterlijn. In het kader van de indicator *Plaat- en geulsysteem* wordt met patroon het aantal kortsluitgeulen, het type kortsluitgeul en de dimensies van de kortsluitgeulen bedoeld. Zijn er meerdere kleine kortsluitgeulen of enkele grote kortsluitgeulen? Hebben de kortsluitgeulen een eb- dan wel vloed gedomineerd karakter?

Het quasi-cyclisch gedrag

Kortsluitgeulen kunnen op een tijdschaal van enkele jaren tot enkele decennia een quasi-cyclisch gedrag vertonen. Het quasi-cyclische gedrag hangt samen met het patroon en de areaalverdeling van geul en het intergetijdengebied. Kortsluitgeulen ontstaan, worden groter en migreren om vervolgens te degenereren waarbij elders weer een nieuwe kortsluitgeul ontstaat. Vooral ebgedomineerde kortsluitgeulen (uiterlijke kenmerken vergelijkbaar met grote ebgeul) vertonen een dergelijk gedrag. Het zijn dan ook vooral deze migrerende kortsluitgeulen die zorgen voor regeneratie van intergetijdengebied. Kleinere kortsluitgeulen migreren vaak sneller dan grotere kortsluitgeulen (minder sedimentvolume) waardoor de regeneratie van het intergetijdengebied sneller verloopt. Deze regeneratie komt vooral tot uitdrukking de turn-over van plaatgebied (litoraal) in water (sublitoraal) en de turn-over van laagdynamisch plaatgebied in hoogdynamisch plaatgebied. Turn-over is een van de toetsparameters van de communicatie indicator *Leefomgeving*.

3.3 Rekenparameters en criteria voor het meergeulensysteem

3.3.1 Grootschalige dynamiek: Verhouding r_s - β

De relatie tussen het wateroppervlak op hoog- en laagwater en de breedte-diepte-verhouding van de bochtgroep (r_s - β) wordt als volgt bepaald. De verhouding tussen het wateroppervlak op hoog- en laagwater (r_s) als karakterisering van het (relatieve) areaal intergetijdengebied op macroschaal:

$$r_s = \frac{S_{hw}}{S_{lw}} \quad (1)$$

Met S_{hw} , het wateroppervlak van de bochtgroep bij hoogwater en S_{lw} het wateroppervlak van de bochtgroep bij laagwater.

De breedte/diepte verhouding van een bochtgroep (β) ten opzichte van gemiddeld zeeniveau:

$$\beta = \frac{B}{h_{\text{bochtgroep}}} \quad (2)$$

Met B de gemiddelde breedte van de bochtgroep is en $h_{\text{bochtgroep}}$ de gemiddelde diepte van de bochtgroep ten opzicht van gemiddeld zeeniveau of NAP (keuze nader bepalen, Toffolon en Crosato, 2007 gebruiken gemiddeld zeeniveau).

De gemiddelde breedte van de bochtgroep (B):

$$B = \frac{S}{L} \quad (3)$$

Met S het wateroppervlak van de bochtgroep is t.o.v. NAP of gemiddeld zeeniveau. L is de representatieve lengte van de bochtgroep. In eerste instantie kan hiervoor de gemiddelde lengte van de eb- en vloedgeul worden gehanteerd.

De gemiddelde diepte van de bochtgroep ($h_{\text{bochtgroep}}$):

$$h_{\text{macro}} = \frac{V}{S} \quad (4)$$

Met V het watervolume is en S het wateroppervlak, t.o.v. een nader te bepalen referentieniveau (NAP of gemiddeld zeeniveau).

3.3.2 Macroschaal dynamiek: Sedimentvolume geulen

Veranderingen in de totale sedimentbalans (ΔV_{tot}) zijn het gevolg van volumeveranderingen onder invloed van menselijke ingrepen (ΔV_i) zoals het baggeren, storten en zandwinning en de waterbeweging (ΔV_{net}). Deze volumeveranderingen worden als volgt berekend:

De totale jaarlijkse erosie/sedimentatie van een bochtgroep beneden het referentieniveau van NAP+3.5m, ΔV_{tot} :

$$\Delta V_{tot} = \frac{(V_{water,t1} - V_{water,t2})}{\Delta t} \quad (5)$$

Hierin is $V_{water,t1}$ het watervolume beneden NAP+3,5m op tijdstip $t1$ en $V_{water,t2}$ het watervolume op tijdstip $t2$, Δt is het tijdsinterval tussen de twee tijdstippen (in jaren). Een negatieve waarde van ΔV_{tot} betekent erosie, een positieve waarde duidt op sedimentatie.

Het jaarlijkse netto in situ zandvolume dat gebaggerd, gestort en gewonnen wordt, ΔV_i , wordt als volgt bepaald. Nadat de beunkuubs zijn gecorrigeerd voor uitlevering (Bray et al., 1997), worden de jaarlijkse waarden voor baggeren en zandwinning (negatief = onttrekking) en storten (positief = toevoeging van sediment) per geul bij elkaar op geteld. Een negatieve waarde van ΔV_i betekent dat er in totaal meer onttrokken is dan gestort. Een positieve waarde betekent het omgekeerde.

De netto jaarlijkse erosie/sedimentatie van een geul, ΔV_{net} , geeft een schatting van het door de waterbeweging verplaatste sedimentvolume, ook wel aanduid als de 'natuurlijke' volumeverandering. ΔV_{net} wordt bepaald als het verschil tussen ΔV_{tot} en ΔV_i :

$$\Delta V_{net} = \Delta V_{tot} - \Delta V_i \quad (6)$$

Een negatieve waarde betekent een natuurlijke erosie, een positieve waarde een natuurlijke sedimentatie.

3.3.3 Macroschaal dynamiek: Veranderingen in volume en dimensies geulen

Het volume van de geulen (ΔV_{tot}) verandert onder invloed van menselijke ingrepen (ΔV_i) zoals het baggeren, storten en zandwinning en de waterbeweging (ΔV_{net}). Deze volumeveranderingen worden op eenzelfde manier bepaald als de volumeveranderingen voor de sedimentbalans. Het enige verschil is het gehanteerde referentieniveau. Waar voor de sedimentbalans een vast niveau van NAP+3.5m (boven hoogwater spring) wordt voor de analyse van de geulen het niveau van NAP-2m gekozen.

Aanvullend wordt de gemiddelde van een geul diepte, h bepaald beneden het referentieniveau van NAP-2m en uitgedrukt in een diepte t.o.v. NAP:

$$h = \frac{V_w}{S_w} + 2 \quad (7)$$

Hierin is V_w het watervolume onder NAP-2m en S_w het wateroppervlak op NAP -2m.

3.3.4 Macroschaal dynamiek: Bruto sedimenttransportcapaciteit

In de praktijk is het vaak niet mogelijk om de transportcapaciteit van een geul in strikte evenwichtstoestand (S_e) te bepalen, omdat de geulen al sinds lange tijd onderhevig zijn aan menselijke invloeden. In die gevallen moet het evenwichtstransport S_e worden benaderd door het bruto transport voor een gegeven situatie S , bij voorkeur met onzekerheidsmarge.

De bruto sedimenttransportcapaciteit S is als volgt gedefinieerd:

$$S = \frac{1}{T} \int_0^T (|S_1| + |S_2|) dt \quad (8)$$

Hierin is T de morfologisch representatieve getijperiode (volgens Latteux, 1995). S_1 en S_2 zijn de sedimenttransporten door de ebgeul en de vloedgeul van de bochtgroep gedurende de periode T.

3.3.5 Mesoschaal dynamiek: Kortsluitgeulen i.r.t. hoofdgeulen

De verhangindicator is de relatie tussen de het totale relatieve doorstroomoppervlak en het looptijd-verval in de bochtgroep. Het totale relatieve doorstroomoppervlak van de kortsluitgeul (A_{cc}/A_{mc}) in een bochtgroep wordt als volgt bepaald:

$$\frac{A_{cc}}{A_{mc}} = \frac{A_{cc}}{A_{C,eb} + A_{C,vloed}} \quad (9)$$

Met A_{cc} de som van het gemiddelde doorstroomoppervlak van de individuele kortsluitgeulen beneden het referentieniveau (-2m NAP). A_{mc} is het totale gemiddelde doorstroomoppervlak van de grote eb- en vloedgeul samen.

$$A_{cc} = \frac{V_{nap-2m}}{L} \quad (10)$$

Met V het totale geulvolume beneden NAP -2m is en L de lengte van de kortsluitgeul. Het gemiddelde doorstroomoppervlak van de grote eb-en vloedgeul kan op een vergelijkbare wijze worden bepaald.

Het looptijd-verval Δh_{LT} wordt als volgt bepaald:

$$\Delta h_{lt} = \frac{A \cdot \Delta t \cdot 2h}{T} \quad (11)$$

Met A de getijamplitude (in m), T de getijperiode (in s) en Δt en verschil in looptijd van de getijgolf door de ebgeul en de vloedgeul berekend als:

$$\Delta t = \left(\frac{L}{C} \right)_{eg} - \left(\frac{L}{C} \right)_{vg} \quad (12)$$

Met L de lengte van de eb- respectievelijk vloedgeul en C de voortplantingssnelheid van de getijgolf gedefinieerd als $C = (gh)^{0.5}$, waarbij h de gemiddelde waterdiepte van de geul tijdens maximum vloedstroom (dat is circa 1 uur voor hoogwater).

3.3.6 Mesoschaal dynamiek: kortsluitgeulen i.r.t. intergetijdengebieden

De dynamiek van de kortsluitgeulen wordt gekarakteriseerd met de volgende parameters. Waarbij de kwantitatieve analyse van de kombergingsgrafieken per geul en per jaar (verklarende parameter) het vertrekpunt zijn (Jeuken, 2000). Vooral voor de migrerende kortsluitgeulen zijn deze analyses arbeidsintensief doordat de begrenzing en lengte in de tijd verandert.

- *Aantal geulen per type kortsluitgeul en het karakter van de geul.*

Het aantal, type en karakter van de kortsluitgeulen kan direct uit dieptekaarten worden afgeleid. De locatie van de drempel in de kortsluitgeul bepaalt of het een ebgeul (zeewaarts gelegen) of vloedgeul is (landwaarts gelegen). Een serie dieptekaarten en verschilkaarten geeft al snel een beeld van eventueel quasi-cyclische gedrag.

- *Dimensies*

Het ruimtelijk gemiddelde doorstroomoppervlak (A) per geul wordt bepaald volgens vergelijking 10. De gemiddelde diepte (h) wordt bepaald volgens vergelijking 7. Ook hier geldt dat er in plaats van NAP-2m een referentieniveau kan worden gekozen dat beter aansluit op de ecologische analyses (bijv. laagwaterniveau).

- *Migratiesnelheden en eventueel de sedimentomwerking*

De migratiedynamiek, die direct in het oog springt in de erosie-sedimentatiekaarten (verklarende parameter) kan worden gekwantificeerd met de ruimtelijk gemiddelde *migratiesnelheid*. Deze wordt berekend als het oppervlak opgespannen door de geulas op t_1 en t_2 te delen door het product van de gemiddelde geullengte en het tijdsinterval (in jaren).

De totale *sedimentomwerking* door de migratie van kortsluitgeulen ΔV_{gem} is gedefinieerd als de gemiddelde som van het geërodeerde V_e en aangegroeide volume V_d in de kortsluitgeulen (Jeuken, 2000):

$$\Delta V_{\text{gem}} = 0,5 \cdot (|V_e| + |V_d|) \quad (13)$$

Met V_e en V_d uit het verschil in bodemligging in de geulen (vanaf NAP-2m) tussen twee verschillende tijdstippen. De gemiddelde diepte van de kortsluitgeulen (conform vergelijking 2) kan als aanvulling (verklarende parameter) op de verandering in het doorstroomoppervlak worden gebruikt voor het identificeren en kwantificeren van het quasi-cylische gedrag.

- *Areaalverdeling intergetijdgebieden en ondiepwatergebieden.*

Voor de relatie met *ondiepe gebieden* zijn in eerste het areaal van deze gebieden en de totale lengte van de laagwaterlijn in de bochtgroep van belang. De precieze definitie dient zoveel als mogelijk te worden afgestemd (qua referentieniveau) met de analyses voor de indicator *Leefomgeving*.

Vooralsnog wordt voor het areaal intergetijdgebieden uitgegaan van de definitie volgens vergelijking 1 die eventueel absoluut kan worden gemaakt door het verschil tussen het wateroppervlak op hoog- en laagwater (r_s) te bepalen als zijnde het areaal intergetijdgebied. Aanvullend kan het zinvol zijn om de verandering van de gemiddelde plaathoogte als verklarende parameter te beschouwen.

3.4 Samenvatting en evaluatie van het meergeulensysteem

3.4.1 Bestaande wetgeving en normen

Er gelden geen specifieke normen voor de morfologische ontwikkeling van het meergeulensysteem. Wel is de in de bagger- en stortvergunningen (Wet beheer rijkswaterstaatswerken en de natuurbeschermingswet) een het 'protocol kwaliteitsparameters flexibel storten' als opgenomen. Dit vormt echter geen onderdeel van de evaluatiemethodiek

3.4.2 Evaluatie grootschalige dynamiek – bochtgroep als geheel

De criteria hebben vooral betrekking op het kwalificeren van de ontwikkeltendensen op de schaal van de totale bochtgroep en dienen als opstap naar een beoordeling. De interpretatie van de rekenparameters voor de bochtgroep als geheel wordt hieronder toegelicht.

Tabel 3-1: Interpretatie grootschalige dynamiek bochtgroep als geheel

Rekenparameter		Ontwikkeling van het ondiep-watergebied en intergetijdengebied
Relatief areaal intergetijdengebied (r_s)	Breedte/diepte verhouding (β)	
Toename	Afname (vernuwing)	Waarschijnlijk een afname
Afname	Afname (vernuwing)	Onzeker: toename / afname
Toename	Toename (verbreding)	Onzeker: toename / afname
Afname	Toename (verbreding)	Waarschijnlijk een toename

De waargenomen ontwikkelingen in de zandbalans (over periode van minimaal 5 jaar), kan, in navolging van de systematiek voor de hoofdgeulen, worden gekwalificeerd volgens onderstaande tabel

Tabel 3-2: Interpretatie grootschalige dynamiek van een bochtgroep als geheel op basis van de zandbalans

Rekenparameter	Ontwikkeling zandbalans dynamiek
Volmeveranderingen	
ΔV_{tot} en $\Delta V_{net} < 0$, $\Delta V_i \neq 0$	Natuurlijke Erosie al dan niet versterkt door Baggeren of verzwakt door Storten (NE, NEB, NES)
ΔV_{tot} en $\Delta V_{net} > 0$, $\Delta V_i \neq 0$	Natuurlijke Sedimentatie al dan niet versterkt door Storten of verzwakt door Baggeren. (NS, NSS, NSB)
$\Delta V_{tot} < 0$ en $\Delta V_{net} > 0$, $\Delta V_i < 0$	Erosie grotendeels bepaald door Baggeren (EB)
$\Delta V_{tot} > 0$ en $\Delta V_{net} < 0$, $\Delta V_i > 0$	Sedimentatie grotendeels bepaald door Storten (SS)
$\Delta V_{tot} \approx 0$ en $\Delta V_{net} < 0$, $\Delta V_i < 0$ of $\Delta V_{net} > 0$, $\Delta V_i > 0$	Geen wezenlijke Verandering al dan niet in combinatie met Baggeren of Storten (GV, GVB, GVS)

Voor de uiteindelijke beoordeling van de morfologische natuurlijkheid van de bochtgroep moeten de resultaten voor deze rekenparameters worden gecombineerd met de rekenparameters voor de andere ruimte schalen

3.4.3 Evaluatie macroschaal dynamiek – hoofd eb- en vloedgeul

Op basis van de set parameters voor dynamisch evenwicht is het mogelijk om de waargenomen dynamiek van de geulen en eventueel de stortcapaciteit te interpreteren en kwalificeren volgens onderstaande tabel.

Tabel 3-3: Interpretatie macroschaal dynamiek op basis van de volume veranderingen in de geulen en de strotcapaciteit van de geul

Morfologische dynamiek	Rekenparameter	
	Volume verandering	Stortcapaciteit
Natuurlijke tendens tot erosie versterkt door baggeren (NEB)	$\Delta V_{tot}, \Delta V_{net} \neq 0$ en beide positief of negatief $h \neq \text{constant}$	SC = α S- ΔV_{tot}
Natuurlijke tendens tot erosie verzwakt door storten (NES)		
Natuurlijke tendens tot sedimentatie verzwakt door baggeren (NSB)	$\Delta V_{tot}, \Delta V_{net} \neq 0$ en beide positief of negatief $h \neq \text{constant}$	SC = α S- ΔV_{tot}
Natuurlijke tendens tot sedimentatie versterkt door storten (NSS)		
Erosie grotendeels bepaald door baggeren (EB)	$\Delta V_{tot}, \Delta_{net} \neq 0$ en ongelijk van teken $h \neq \text{constant}$	
Sedimentatie grotendeels bepaald door storten (SS)	$\Delta V_{tot}, \Delta_{net} \neq 0$ en ongelijk van teken $h \neq \text{constant}$	SC < 0,05 S Door storten bepaald
Geen verandering ondanks storten	$\Delta V_{tot} \approx 0$	SC = $\Delta V_{tot} = \alpha$ S

(GVS)		
Geen verandering ondanks baggeren (GVB)		
Geen verandering en geen directe ingrepen (GV)	$\Delta V_{tot} = \Delta V_{net} = 0$ $h = \text{constant}$	SC = α S

ΔV_{tot} = Totale volume verandering

ΔV_{net} = netto of natuurlijke volume verandering

ΔV_i = Volumeverandering ten gevolge van de ingrepen

h = waterdiepte

S = morfologisch representatieve bruto sedimenttransport door de bochtgroep.

$\alpha = 0,05$ in geval er in de andere geul wordt gebaggerd of deze van nature verdiept.

$\alpha = 0,1$ wanneer de andere geul ook in evenwicht is of verondiept.

3.4.4 Evaluatie mesoschaal dynamiek - kortsluitgeulen

Tabel 3-4: Interpretatie mesoschaal dynamiek van kortsluitgeulen

Rekenparameter		Ontwikkeling	
Looptijd-verval	Aanwezigheid Kortsluitgeul	Patroon en gedrag kortsluitgeul	Ontwikkeling ondiepe gebieden
Toename	Toename	Versnelde expansie van geulen. Enkele grotere kortsluitgeulen die weinig of relatief langzaam migreren. Meerdere kleine kortsluitgeulen die niet of juist relatief snel migreren	• Versterkte regeneratie van intergetijdengebieden bij migratie. • Toename lengte laagwaterlijn (grootst bij veel kleine geulen). • Toename areaal hoogdynamisch gebied.
Afname	Afname	Afname van geuldimensies, degeneratie	• Versterkte plaatopbouw ten koste van het areaal geul. • Afname lengte laagwaterlijn. • Toename areaal laagdynamisch gebied.

3.4.5 Evaluatie meergeulensysteem

Voor de evaluatie is een kwantitatief toestandsconcept gedefinieerd met de bochtgroep als elementaire bouwsteen van het meergeulensysteem. Dit toestandsconcept onderscheidt drie relevante ruimteschalen met rekenparameters. Omdat er voor het merendeel van de rekenparameters geen kwalitatieve normen bestaan, zijn er per ruimteschaal ontwikkelingsrichtingen geïdentificeerd die dienen als basis voor een beoordeling.

De bedoelde ontwikkelingen (scenario's) kunnen verkregen worden door combinaties van rekenparameters door te redeneren op het niveau van systeemfunctioneren. Dat levert aanknopingspunten op of er positief of negatief geëvalueerd moet worden. In het onderzoek binnen LTV O&M worden de (on)gewenste combinaties van rekenparameters per macrocel en OMES-segment op dit moment onderzocht. Het is goed denkbaar dat een samenspel van trends in rekenparameters voor de ene macrocel acceptabeler is dan de andere.

De evaluatie en beoordeling van de morfologische natuurlijkheid van het meergeulensysteem moet antwoord geven op de volgende vragen:

1. In hoeverre blijven de globale configuratie en aanwezigheid van karakteristieke morfologische elementen en hun gedrag op het niveau van de bochtgroepen behouden?
2. Hoe veranderen de rekenparameters per ruimteschaal in de tijd (rekening houdend met het verleden) en hoe hangen deze veranderingen met elkaar samen?

3. Wat betekent dit voor de morfologische natuurlijkheid van de bochtgroepen in het meergeulensysteem: neemt deze toe, af of blijft dit gelijk?

De mate/vorm waarin de verschillende morfologische elementen binnen een bochtgroep aanwezig zijn verschilt per bochtgroep en in de tijd. Daarnaast heeft iedere bochtgroep een specifieke historische ontwikkeling. Wat voor de ene bochtgroep toename van de morfologische natuurlijkheid is kan voor de andere bochtgroep een stilstand zijn. Hierdoor is het nodig om per bochtgroep kwalitatief, in vorm van ontwikkelingsschetsen en de samenhang daarin, aan te geven welke ontwikkelingen de natuurlijkheid van de bochtgroep hebben versterkt (gunstig) en welke juist niet (ongunstig).

In eerdere studies is de volgende samenhangende cascade van ontwikkelingen als ongunstig beoordeeld:

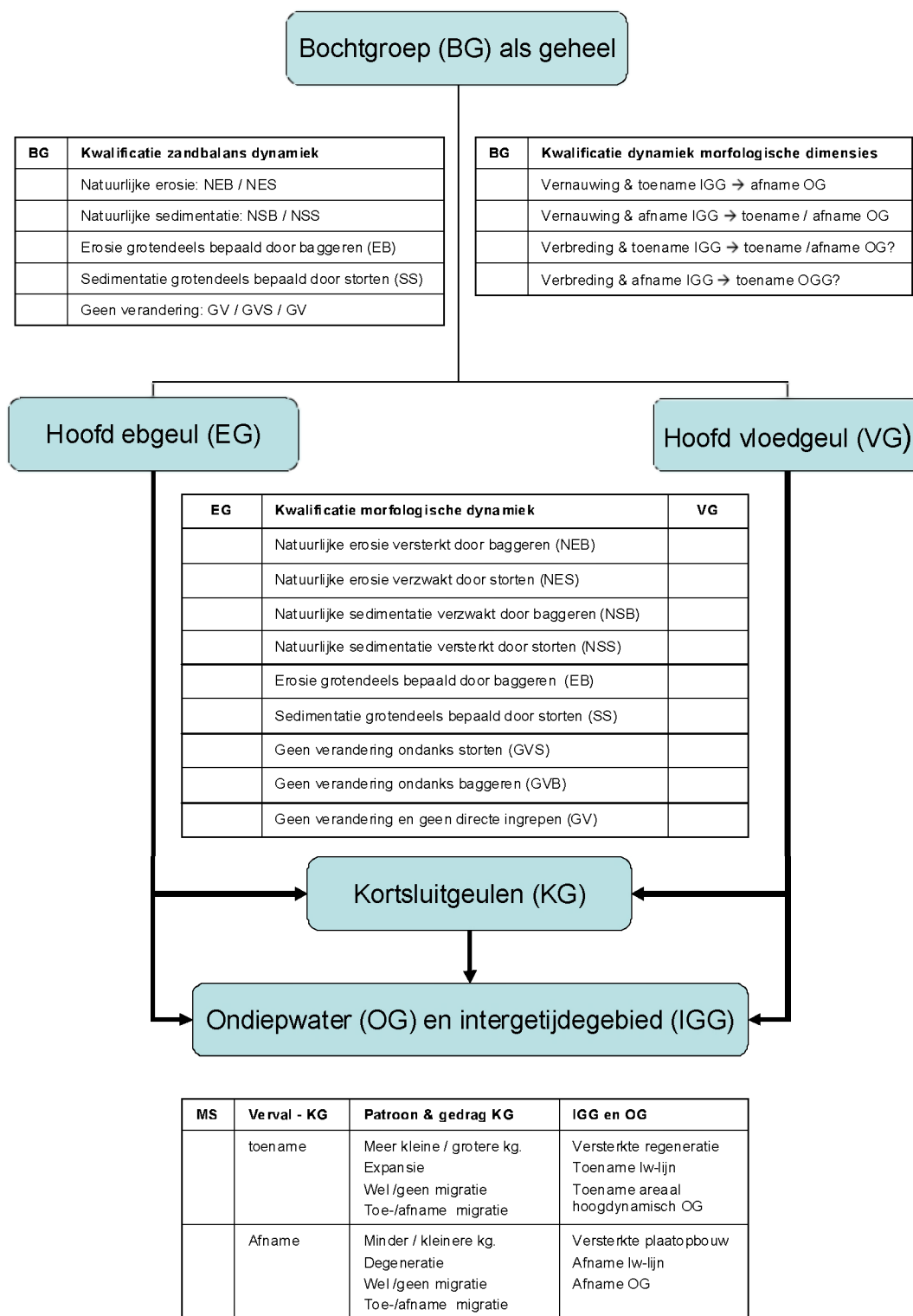
- Een verandering in de plaat- en geuldimensies via een structurele trend van afname van (i) de verhouding oppervlakte op hoog- en laagwater en/of (ii) de breedte-diepteverhouding van een bochtgroep;
- Een langdurige (decennia) ontwikkeling van het geulsysteem met een sterke afname van het relatieve belang van de nevengeul;
- Een overschrijding van het stortcriterium. Zolang dit niet wordt overschreden is de verwachting dat er is sprake van een dynamisch evenwicht waarin ruimte bestaat voor baggeren en storten;
- Een afname van het verval tussen de hoofd- en nevengeul, leidend tot afname van morfologische dynamiek van en via kortsluitgeulen;
- Versteiling van slikken, schorren en plaatranden;
- Afname van omtrek van platen en lengte van oevers;
- Areaal intergetijdengebied (verder behandeld in diversiteit leefomgeving).

Dit is een tendens waarbij een meergeulensysteem op lange termijn zich zou kunnen ontwikkelen richten een ééngeulensysteem.

De andere kant van het (ongunstige) spectrum is een bochtgroep die 'verdrinkt':

- Een structureel verlies van sediment (erosie) van de bochtgroep als geheel, zeker wanneer dit: voor meerdere bochtgroepen geldt, nauw samenhangt met ingrepen en tot uitdrukking komt in de sedimentdeling binnen het meergeulensysteem.
- Het verdwijnen van intergetijdengebieden; een omzetting in (hoogdynamisch) ondiepwatergebied en geul.

Ook hiervoor geldt dat deze tendensen moeten worden beschouwd in het licht van de dynamiek die kenmerkend is voor een specifieke bochtgroep.



Figuur 3-7: Template voor het synthetiseren van de waargenomen ontwikkelingen in een individuele bochtgroep.

Een beoordeling van de morfologische natuurlijkheid van een individuele bochtgroep impliceert de volgende stappen:

1. Samenvatten van de dynamiek van de verschillende morfologische elementen zoals in de vorige paragraaf uiteengezet. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van een template zoals weergegeven in Figuur 3-7.
2. Nagaan welke waargenomen ontwikkelingen er waarschijnlijk met elkaar samenhangen.

3. In het licht van de waargenomen langere termijn ontwikkelingstendens en het Streefbeeld 2030 nagaan of en hoe morfologische natuurlijkheid van de bochtgroep is veranderd (toename, afname, gelijk).

Na de beoordeling van afzonderlijke bochtgroepen is het nodig om een beoordeling van het geheel van bochtgroepen te maken. In beginsel kan dit zuiver morfologisch en zeer pragmatisch zijn:

1. Op basis van de huidige situatie (T2009) en de aanwezigheid van karakteristieke morfologische elementen in ieder bochtgroep, een rangorde toekennen van meest tot minst morfologisch natuurlijke bochtgroep.
2. Op basis hiervan wegingsfactoren definiëren en toekennen.
3. Aan de kwalitatieve beoordeling van de verandering in morfologisch natuurlijkheid een waarde toekennen. Bijvoorbeeld: toename =1, afname =-1 en gelijk is nul.
4. Per bochtgroep de wegingsfactor vermenigvuldigen met de waarde voor de verandering in morfologische natuurlijkheid. De som van de producten geeft het waarde oordeel voor het gehele meergeulensysteem gedurende een bepaalde evaluatieperiode. Deze moet worden vergeleken een referentieperiode.

Een verbetering van de aanpak is denkbaar waarbij meer rekening wordt gehouden met wat gunstig is voor het ecologisch functioneren.

Resultaten van een beoordeling van het meergeulensysteem als geheel kunnen in een tabel worden samengevat:

Bochtgroep	'Nu'		Evaluatie trend Toename, gelijk, afname	Oordeel Gunstig/ ongunstig
	Historisch Wel/geen trend (toename, afname), gelijk	Toestand nu in licht van historisch		
1				
3				
4				
5				
6				
7				
Geheel				

3.4.6 Toepassing in de T2009

In de T2009 kunnen de rekenparameters in principe worden bepaald. Per bochtgroep kan in beeld worden gebracht:

- Hoe de areaalverdeling en de sedimentbalans veranderen;
- Hoe het dynamisch evenwicht van de grote geulen verandert onder invloed van ingrepen.
- Hoe de dynamiek van kortsluitgeulen in relatie tot de hoofdgeulen verandert.
- Hoe de dynamiek van de kortsluitgeulen in relatie tot de ondiepe gebieden verandert.
- Hoe deze ontwikkelingen al dan niet met elkaar samenhangen en op welke tijdschalen dat het geval is.

Hierbij moeten de volgende kanttekeningen worden geplaatst:

- De laatste drie analyses vragen meer specifieke systeemkennis dan de eerste twee analyses.
- Voordat de ontwikkelingen kunnen worden beoordeeld is het nodig om voor iedere bochtgroep een historische referentie (T0) te identificeren en te kwantificeren als basis voor een beoordeling in een T2009 of toekomstige evaluatie. Die referentie kan (zal) per bochtgroep verschillen.

Het verdient sterke aanbeveling om referentieniveaus voor de bepaling van volumeveranderingen en dimensies van geulen en intergetijdengebieden op hoofdlijnen af te stemmen met de rekenparameters voor de indicator *Leefomgeving*.

Voor de morfologie wordt/werd veelal gewerkt met referentieniveaus die vast lagen in ruimte en tijd, i.e. NAP-2m lijn als overgang van geul naar plaat. De voorkeur heeft om referentievlakken te gebruiken die gekoppeld zijn aan de waterstanden. Belangrijk hierbij is dat vastgesteld is welke hoog- en laagwaterstanden gebruikt worden? Een dergelijke afstemming en verkenning van referentieniveaus kan binnen de T2009 worden uitgevoerd.

4 Toetsparameter: Eéngesysteem

4.1 Inleiding

Voor de evaluatie van de 'hydro- en morfodynamische natuurlijkheid' van het ééngesysteem is het streefbeeld van de langetermijnvisie het startpunt. In de beschrijving van de gewenste situatie 2030 is het volgende te vinden:

“De Boven-Zeeschelde is van nature een meanderende rivier en dat bochtige karakter is in 2030 behouden. De daarbij behorende afwisseling van steile en flauwe oevers is in ruime mate aanwezig. De rivier heeft voldoende “ruimte” om grotere getijndringing en hoogwatergolven moeiteloos te verwerken. Bij het onderhoud van de vaarweg wordt hier scherp op gelet.”

Het ééngesysteem wordt voornamelijk gevormd door de Zeeschelde, het Belgische deel van de Schelde waar de getijden nog merkbaar zijn. In de zijrivieren van de Zeeschelde, zoals de Durme, Rupel, Nete en de Zenne, zijn er metershoge verschillen tussen hoog en laag tij. Bij Gent is dit verschil ongeveer twee meter. Bovenstrooms van Gent zorgt het stuwcomplex ervoor dat er in de bovenloop van de Schelde geen getij meer is. De Zeeschelde is een unieke getijdenrivier, met kenmerkende slikken en schorren.

Voor het ééngesysteem zijn de ontwikkeling van de geometrie (meanderend karakter) het sedimenttransport en de oevers in samenspel met de grootschalige hydrodynamica van belang.

De geometrie kan goed worden beschreven door het aantal bochten, rivier- of oeverlengte en de getijkarakteristieken. Het belang van een bochtige karakter is in de langetermijn visie vastgelegd. Naast een historisch/ landschappelijke waarde, zijn de vele bochten ook belangrijk voor het functioneren van het estuariene systeem. Tevens is het meanderende karakter van belang voor de getijdoordringing, de afvoersnelheid en de omvang van het intergetijdengebied. Meandering zorgt voor wrijving, en dissipeert daardoor energie. Dit heeft invloed op zowel een hoogwaterstand (veiligheid) als de laagwaterstand (toegankelijkheid). Veranderingen in de morfologie van het systeem werken door over grote tijd en ruimteschalen. Nu nog neemt het getij in de Zeeschelde toe, vermoedelijk ten gevolge van ingrepen van eeuwen en decennia geleden.

Het functioneren van de meanders is moeilijk te kwantificeren. Maar dat ze een waarde hebben voor het ecologisch functioneren staat vast. In de evaluatiemethodiek wordt een eerste aanzet gegeven voor de evaluatie hiervan. Het verdient een sterke aanbeveling dit in de komende periode tot aan de systeemevaluatie in 2015 nader en specifiek uit te werken.

4.2 Effecten van veranderingen in het ééngesysteem

4.2.1 Grootschalige dynamiek – bochten ééngesysteem

Het ééngesysteem heeft tussen 1850 en 1950 belangrijke veranderingen ondergaan die geleid hebben tot een 'ingesnoerd' karakter. Inpolderingen leidden tot verlies aan intergetijdengebieden, bochten werden rechtgetrokken en verkorten de lengte van de rivier, oevers zijn vastgelegd (Van Braeckel et al 2006).

Het meanderende karakter is een belangrijk element voor van de grootschalige dynamiek van het ééngesysteem. Het aantal bochten en de lengte van de talweg vormen de

mate van de meandering. Dit is de rekenparameter aan de hand waarvan de grootschalige dynamiek van het ééngesysteem wordt beschreven.

4.2.2 Dynamiek macroschaal – sedimenttransport ééngesysteem

Meer recentelijk zijn er zorgen over de indringing van de getij-energie. De maximale getijslag is steeds verder stroomopwaarts komen te liggen en steeds groter geworden. Deze evolutie gaat nog steeds door. Dit is te zien in de stijgende amplitude tot ca 1 cm per jaar op sommige opwaartse locaties en in grote mate ook in een verdere daling van de laagwaterstanden. Vermoedelijk het na-ijlen van het systeem op de grote morfologische veranderingen meer stroomafwaarts, met als belangrijkste ingrepen de grote inpolderingen en meer recent de verdiepingen. Ook is de getij-asymmetrie toegenomen waardoor sediment zeer effectief stroomopwaarts wordt gebracht. Deze ontwikkeling kan worden gevolgd met behulp van de **sedimenttransportcapaciteit**, getijvolume en getij-asymmetrie.

4.2.3 Dynamiek mesoschaal – oevers ééngesysteem

Over het algemeen stijgt de geulbreedte van een rivier in stroomafwaartse richting sneller dan de geuldiepte, de breedte-diepte-verhouding neemt dus toe. Dit is van belang voor de natuurlijke ontwikkeling van leefgebieden voor flora en fauna. Van nature doorlopen intergetijdengebieden steeds een cyclus van ontwikkeling en degeneratie. Hun bestaan wordt bepaald door een dynamische wisselwerking van sedimentatie en erosie. De zijdelingse ruimte die een natuurlijk estuarium nodig heeft om dit dynamisch evenwicht te onderhouden neemt toe met een stijgende getij-amplitude

In de Beneden-Zeeschelde is de breedte-diepte-verhouding beïnvloed door de verdiepingen van de vaarweg. In 1930 is nog een duidelijk golvend patroon aanwezig dat de afwisseling van drempels en diepere delen weerspiegelt. In 1950 blijft dit patroon nog grotendeels aanwezig in OMES-segmenten 12 en 13 maar verder stroomafwaarts is het minder uitgesproken geworden door de toegenomen baggerinspanningen ter hoogte van de drempels.

De vrijheid om de zijdelings ruimte in te nemen bepaalt in grote mate de kwaliteit van leefgebied dat zich ontwikkelt tussen de geul en de oever. Het ééngesysteem van de Zeeschelde beschikt niet over de vrijheid om meer ruimte in te nemen naarmate de hoogwaterstanden toenemen. Dit heeft zijn oorzaak onder meer in het vastgelegd zijn van de oevers. De ontwikkeling van de breedte-diepte-verhouding komt dus voornamelijk tot uitdrukking in de ontwikkeling van de habitats (zoneringschorren, oeverbreedte schorren, helling) welke onder de indicator *Leefomgeving* zijn uitgewerkt.

4.3 Rekenparameters en criteria voor het ééngesysteem

4.3.1 Mate van meandering

De mate van meandering wordt bepaald door het aantal bochten, de lengte van de talweg (stroomvoerende geulen) en de lengte van de vallei. Door Van Braeckel et al (2006) is de mate van meandering als volgt beschreven.

Als parameter voor het meanderend karakter van de rivierdelen is de sinuositeit of kronkelfactor *S* gebruikt. Sinuositeit wordt gedefinieerd als de verhouding van de lengte van de rivier tot de lengte van de vallei. Op basis van de sinuositeit kunnen waterlopen in 3 typen worden ingedeeld: een rivier wordt als recht geklasseerd indien de sinuositeit kleiner is dan 1.1, kronkelend indien de waarde tussen 1.1 en 1.5 ligt en meanderend indien groter dan 1.5 (Leopold & Wolman, 1957).

We kunnen dus stellen dat de Durme een kronkelende rivier gebleven is, ondanks een sterke afname van de sinuositeit. De Rupel was en is nog steeds een rechte rivier. De mesohaliene Zeeschelde behoudt haar kronkelend karakter. De oligohaliene Zeeschelde is een rechte waterloop. Het zoete deel met lange verblijftijd heeft een opvallend hoge sinuositeit door de uitgestrekte meander van Moerzeke/Baasrode en kan als meanderend gedefinieerd worden. De belangrijkste wijziging zien we in het zoete gedeelte met korte verblijftijd, dat is overgegaan van een kronkelende rivier in 1850 tot een rechte rivier nu (Van Braeckel et al 2006).

S is dus gelijk aan de verhouding tussen de werkelijke rivierlengte (RL) en de valleilengte (VL), gemeten volgens de vallei-as.

$$S = \frac{RL}{VL} \quad (1)$$

Voor de bepaling van de vallei-as is uitgegaan van de afbakening van het valleigebied op basis van de natuurlijke overstroomde zones van de Zeeschelde, de 5m TAW hoogtegrens van het DTM Vlaanderen en aangevuld met gekarteerde overstroomde gebieden uit deze studie (1850, 1930,...). Voor het valleigebied is een centrale lijn bepaald op gelijke afstand van beide valleigrenzen aan weerszijden van de rivier d.m.v. een allocatieprocedure in ARCGIS Spatial Analyst 9.2.

Een afname van de mate van meandering ten opzichte van de huidige ontwikkeling wordt als ongunstig gezien.

4.3.2 Sedimenttransportcapaciteit

De beoordeling van importerend gedrag gebeurt op basis van de sedimenttransportcapaciteit. Deze wordt, behalve door de sedimentsamenstelling (over het algemeen veel fijner sediment dan in het meergeulensysteem van de Westerschelde, maar lokaal komt er zeer grof zand voor), bepaald door getijvolume en getij-asymmetrie.

Een toename van de sedimenttransportcapaciteit wordt als ongunstig voor het systeemfunctioneren beoordeeld.

4.4 Samenvatting en evaluatie van het ééngesysteem

4.4.1 Bestaande wetgeving en normen

Vanuit bestaande wet en regelgeving zijn er vooralsnog geen normen geformuleerd voor de fysische kenmerken van het ééngesysteem.

4.4.2 Evaluatie ééngesysteem

Tabel 4-1: Interpretatie van de rekenparameters voor het Eéngesysteem

Rekenparameter	Evaluatie
Mate van meandering	<u>Trendontwikkeling:</u> Een afname ten opzichte van de huidige trend wordt gezien als ongunstig voor het systeemfunctioneren.
Sedimenttransportcapaciteit	<u>Trendontwikkeling:</u> Een toename ten opzichte van de huidige trend wordt gezien als ongunstig voor het systeemfunctioneren.
Zonering schorhabitat (Leefomgeving)	Aandeel van iedere zone (pionier, laag-schor, middelhoog schor en hoog-schor) binnen het

	schorhabitat per segment is minimaal 5% en maximaal 40%. Het aandeel climaxvegetatie binnen een zone van het schorhabitat is niet meer dan 50 %.
Oeverbreedte schorhabitat (Leefomgeving)	Minimaal 75-100 meter
Helling (Leefomgeving)	Versteiling van het gehele profiel binnen een segment is ongunstig. Beneden-Zeeschelde > 2.8 %, Boven-Zeeschelde, zijrivieren en bovenlopen > 5%

4.4.3 Toepassing in de T2009

In de T2009 kunnen de rekenparameters zonder problemen worden toegepast. Er wordt beschreven:

- of er veranderingen zijn in de mate van meandering;
- wat de ontwikkelingen zijn in de sedimenttransportcapaciteit, af te leiden uit getijvolume en getij-asymmetrie (hydrodynamische parameters). Er wordt vooralsnog uitgegaan van een gelijkblijvende sedimentsamenstelling. Wanneer metingen over (veranderingen in) sedimentsamenstelling ook voldoende beschikbaar komen dienen deze ook te worden beschreven.
- Wat de helling, oeverbreedte en zonering van het schor is aan de hand van bathymetrische kaarten en de vegetatiekaarten.

Een evaluatie ten opzichte van vaste criteria voor de mate meandering is nog niet mogelijk aangezien het referentie kader hiervoor nog onvoldoende is uitgekristaliseerd. De trend kan wel beschreven en beoordeeld worden. Dit referentiekader is een verder invulling van de evaluatiemethodiek en zal in de periode t/m 2015 uitgewerkt moeten worden.

5 Verklarende parameters

5.1 Diepte- en erosie/sedimentatie kaarten

Van beschouwde jaren en perioden is het nodig om diepte- en verschilkaarten te maken van opeenvolgende jaren als eerste kwalitatieve indruk van de morfologische dynamiek op de diverse schalen. Filmpje met tijdbalk zijn ideaal en illustratief.

5.2 Uitgevoerde ingrepen

Jaarlijks gebaggerde/gewonnen en gestorte sedimentvolumina per eenheid op macro- en mesoschaal element (in beunkuubs en insitu m³) zijn nodig als basis data set.

5.3 Kombergingsgrafieken

Kombergingsgrafieken beschrijven het watervolume en wateroppervlak als functie van de diepte per eb- en vloedgeul per macroschaaleenheid en per (beschikbaar) jaar. Voor de Westerschelde kan bijvoorbeeld de basis vakindeling worden gebruikt waarbij de kombergingsgrafieken van verschillende vakken worden geaggregeerd tot de benodigde eenheden op macro en mesoschaal.

5.4 Dynamisch evenwicht van geulen

De tijdreeks van de ratio tussen het dominantvolume (DV) en het doorstroomoppervlak (A_c) van een bochtgroep geeft inzicht in hoeverre geulen in evenwicht zijn. Het dominante getijvolume is het grootste volume bij eb (EV) of vloed (FV) door het bijbehorende doorstroomoppervlak (A_c).

Het dynamisch evenwicht wordt bepaald door:

$$\text{Evenwicht} = \frac{DV}{A_c}$$

Het gemiddelde doorstroomoppervlak van de bochtgroep bij het grootste volume bij eb of vloed A_c :

$$A_c = \frac{V}{L}$$

Waarbij V het volume van de bochtgroep en L de lengte van de bochtgroep is.

6 Literatuur

Allersma, E. (1994). Geulen in estuaria, 1D modellering van evenwijdige geulen. Rapportnummer H1828, WL|Delft Hydraulics, Delft. In opdracht van Rijkswaterstaat, Directie Zeeland en Dienst Getijdewateren.

Bruens, A. et al., 2007. Milieueffectrapport verruiming vaargeul Beneden-Zeeschelde en Westerschelde. Basisrapport Morfologie.

Donkers, M. et al., 2007, Monitoringprogramma voor de toegankelijkheidsprojecten Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium (MONEOS-T)

Cleveringa, J., 2007. Milieueffectrapport verruiming vaargeul Beneden-Zeeschelde en Westerschelde. Achtergronddocument Morfologische ontwikkeling Westerschelde.

Dronkers, J., 2005, Dynamics of Coastal Systems. Advanced Series on Ocean Engineering, Volume 25. World Scientific.

Haecon, 2006. Actualisatie van de zandbalans van de Zee- en Westerschelde. Haecon rapport 124976008/lvp.

Jeuken, M.C.J.L., 2000, On the morphologic behaviour of tidal channels in the Westerschelde estuary, PhD-thesis, University of Utrecht.

Jeuken, M.C.J.L, Wang, B. en Ruessink, G. 2002. Adviezen voor het maken van een gezamenlijke zandbalans voor de Westerschelde en monding. Deltares rapport Z3213

Jeuken, M.C.J.L. Tanczos, I en Wang, Z.B., 2003, Evaluatie van het Huidige Bagger-, Stort- en Zandwinbeleid met behulp van het Onderbouwde Cellenconcept Westerschelde. WL | Delft Hydraulics.

Jeuken, M.C.J.L., Z.B. Wang, 2010, Impact of dredging and dumping on the stability of ebb-flood channel systems. Coastal Engineering vol. 57 pp. 553-566.

Leopold, L.B. & Wolman, M.G. (1957). River channel patterns - Braided, Meandering and Straight. United States Geological Survey, Professional paper 282B.

Kornman, B., A. Arends en D. Dunsbergen (2000). Westerscheldemonnd 1970 - 2020 een morfologische blik op de toekomst. Middelburg, Rijksinstituut voor Kust en Zee.

Pieters, T., 2010, Gevolgen van verruiming van de hoofdvaargeul voor arealen en kwaliteit van de karakteristieke elementen van het meergeulensysteem en van de ecologisch belangrijke, ondiepe gebieden in het Schelde-estuarium. Notitie BGW-03103. Bureau Getijdewateren. Vlissingen.

Rijkswaterstaat (1998), Milieuaspectenstudie Baggerspeciastort Westerschelde. Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Middelburg.

Savenije, H.G., 2005. Salinity and Tides in Alluvial Estuaries, Elsevier.

Swinkels, C., et al, 2009, Presence of Connecting Channels in the Western Scheldt, Journal of Coastal Research, Vol. 25, No. 3, pp. 627-640.

Swinkels, C.M., M.C.J.L. Jeuken, Z.B. Wang en R. J. Nichols, 2009. Presence of Connecting Channels in the Western Scheldt Estuary. *Journal of Coastal Research*, Vol. 25, 3. p627-640.

Toffolon, M., Crosato, A., 2007, Developing Macroscale Indicators for Estuarine Morphology: The Case of the Scheldt Estuary, *Journal of Coastal Research*, Vol. 23, No. 1, pp. 195-212.

Van Braeckel A., Piesschaert F., Van den Bergh E., 2006, Historische analyse van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren (19de eeuw tot heden), INBO.R.2006.29

Van den Berg, J.H., Jeuken, M.C.J.L. en Van der Spek, A.J.F., 1996, Hydraulic processes affecting the morphology and evolution of the Westerschelde estuary. In: *Estuarine shores: evolution, environments and human alterations*, K.F. Nordstrom en C.T. Roman (red), John Wiley en Sons Ltd, Pag. 157-184.

Van der Spek, A.J.F (1997). Tidal asymmetry and longterm evolution of Holocene tidal basis in The Netherlands: simulation of paleotides in the Schelde estuary. *Marine geology*, pp. 7190.

Van Rijn, L., 1990, Principles of fluid flow and surface waves in rivers, estuaries, seas and oceans. University of Utrecht and Delft Hydraulics. Aqua Publications.

Van Rijn, 2010, Tidal phenomena in the Scheldt Estuary, Deltares report 1202016-00.

Van Veen, J. (1950). Eb en vloed-systeem in de Nederlandse Getijdenwateren. *Tijdschrift Koninklijk Aardrijkskundige Genootschap*, pp. 303-325

Voorsmit, O.V., 2006, Het meergeulenstelsel van de Westerschelde en de relatie met de functies van de langetermijnvisie. Een kritische analyse van het beleidsuitgangspunt 'Instandhouding van het meergeulenstelsel van de Westerschelde'.

Wang Z.B., M.B. de Vries, R.J. Fokkink, A. Langerak, 1995. Stability of river bifurcations in 1D morphodynamic models. *Journal of Hydraulic research*, Vol 33, No 6.

Wang Z.B., P.M.C. Thoolen, R.J. Fokkink, 1997, Studie naar de morfologische effecten van storten en baggeren in de Westerschelde. Ten behoeve van Milieueffectenrapport storten gebaggerd materiaal. Delft, WL | Delft Hydraulics. Rapportnr Z2310.

Wang, Z.B., C. Jeuken, H.J. de Vriend, 1999, Tidal asymmetry and residual sediment transport in estuaries. A literature study and application to the Western Scheldt, Report Z2749, WL|Delft Hydraulics.

Wang Z.B., J.C. Winterwerp, 2001, Impact of dredging and dumping on the stability of ebb-flood channel systems. In *Proceedings of 2nd IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics*, Sept. 2001, Obihiro, Japan, pp. 515-524.

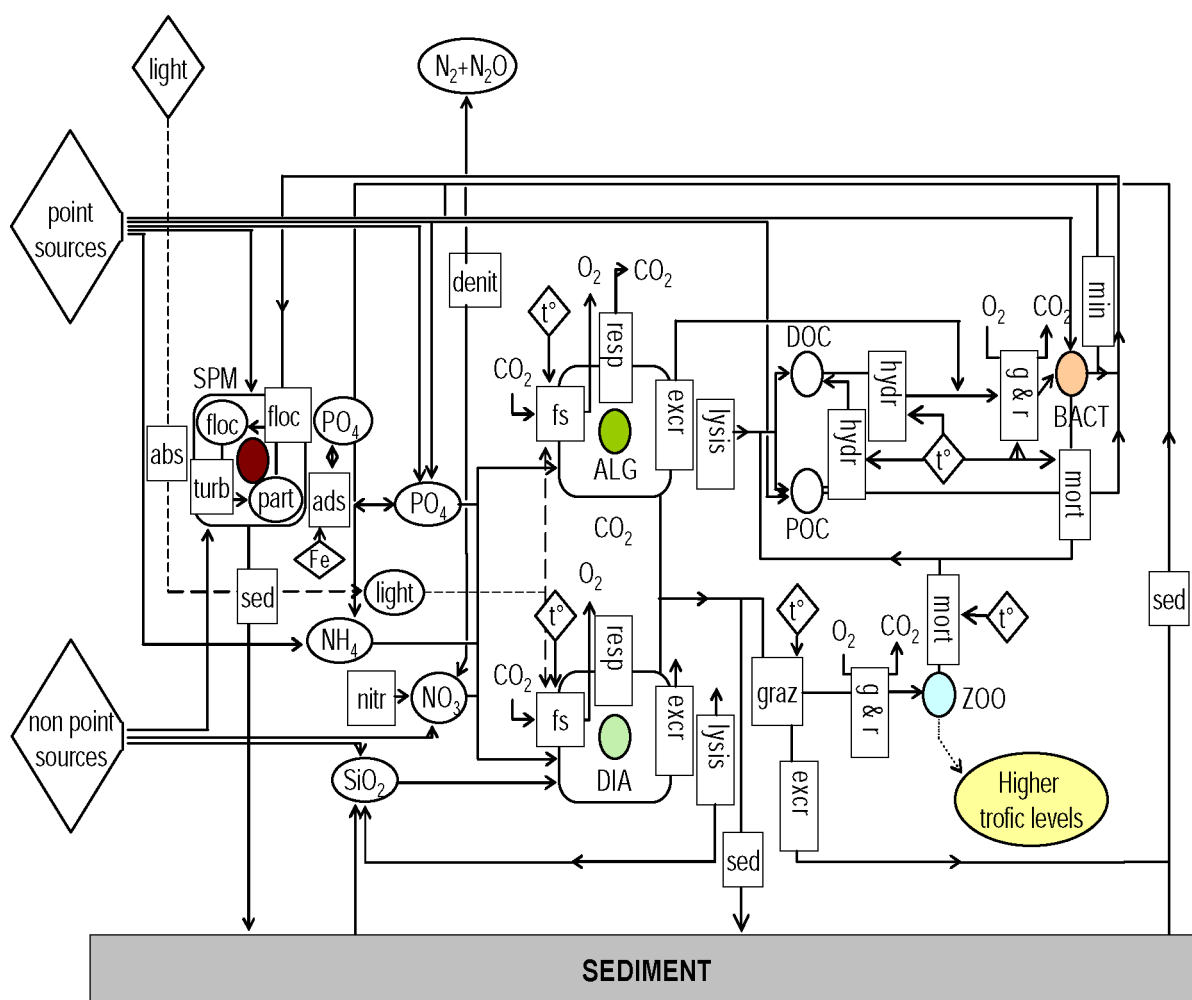
Winterwerp, J.C et al., 2001, A new morphological schematization of the Western Scheldt Estuary. The Netherlands. In *Proceedings of 2nd IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics*, Sept. 2001, Obihiro, Japan, pp. 525-533.

Waterkwaliteit

1 Inleiding

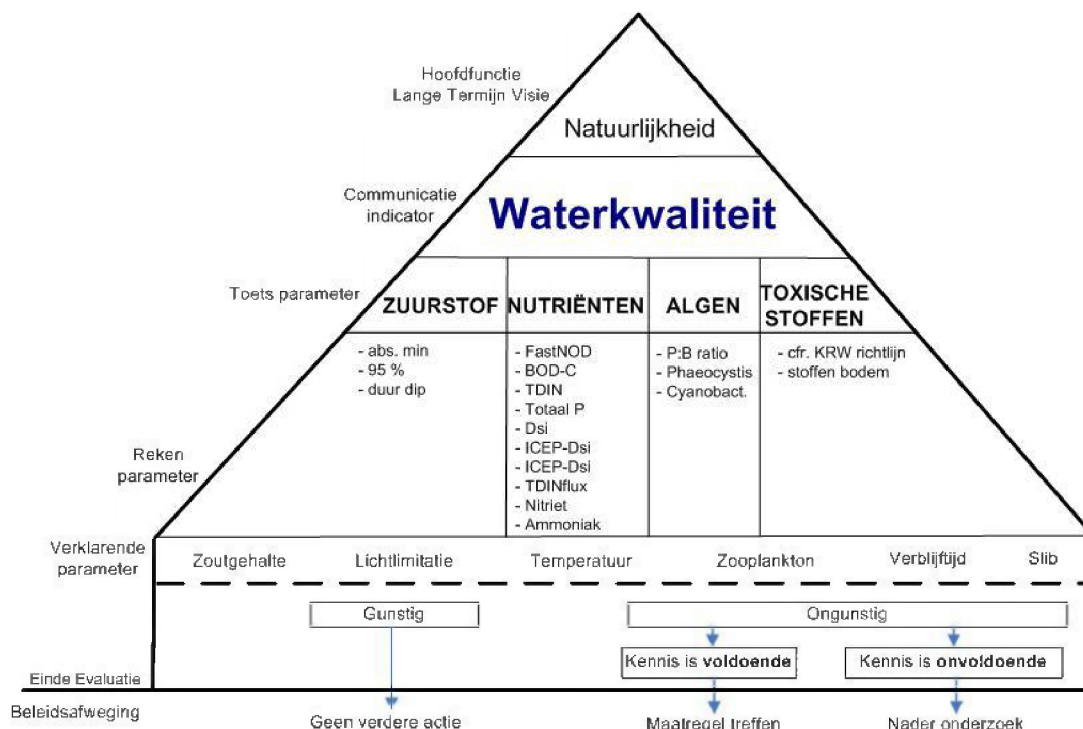
De communicatie-indicator **Waterkwaliteit** moet de status weergeven van de klassieke fysico-chemie (chemische waterkwaliteit) in de waterkolom, aangevuld met informatie over de algenpopulatie (biologische waterkwaliteit). Bij het opstellen van de voorliggende evaluatiemethodiek wordt de lijn van de geïntegreerde systeemmonitoring van het Schelde-estuarium doorgetrokken: de evaluatie is gestoeld op het ecosysteem functioneren. Voor fysico-chemie is dit de meest logische keuze: evaluatie van de fysico-chemie is immers geen doel op zich, maar staat ten dienste van de evaluatie van het globale functioneren van het ecosysteem. Ze mag zeker niet gelden als een surrogaat voor een evaluatie van het ecosysteem. De evaluatie moet bovendien toelaten te kunnen discrimineren tussen de verschillende beïnvloedende factoren.

1.1 Werkwijze indicator: Waterkwaliteit



Figuur 1-1: Belangrijkste stofstromen in het estuarium. Omkaderd staan processen (abs: absorptie; floc: flocculatie; sed: sedimentatie; ads: adsorptie; nitr: nitrificatie; denitr: denitrificatie; fs: fotosynthese; resp: respiratie; excr: excretie; hydr: hydrolyse; g&r: groei en respiratie; mort: afsterven; min: mineralisatie), omcirkeld zijn toestandsvariabelen (PO_4 : fosfaten, NH_4 : ammonium; NO_3 : nitraat; SiO_2 : silicaat; DOC: opgeloste organische koolstof, POC: particulier

Figuur 1-1 toont de belangrijkste stofstromen in het estuarium. Het is niet wenselijk en ook niet mogelijk om alle onderdelen van dit complexe schema af te toetsen om de waterkwaliteit te beoordelen. Hoewel elk onderdeel van dit schema determinerend kan zijn voor het goed functioneren van het pelagiale ecosysteem, worden voor de communicatie-indicator “waterkwaliteit” slechts 3 toetsparameters geselecteerd: **zuurstof**, **nutriënten** en **algenbloei** (Figuur 1-2). Dit trio wordt vervolledigd met een 4^{de} toetsindicator, **toxische stoffen**, welke kunnen interfereren met verschillende pelagiale processen of rechtstreeks een invloed kunnen hebben op hogere trofische niveaus, waardoor ze determinerend kunnen zijn voor de globale kwaliteit van het ecosysteem.



Figuur 1-2: Schematische weergave Communicatie-indicator waterkwaliteit

Een evaluatie van deze vier toetsparameters moet uitsluitend geven over de waterkwaliteit. Voor de beoordeling van deze pelagiale kwaliteit zal het estuarium niet vergeleken worden met een pristiene referentiesituatie. De Schelde is immers een dermate door de mens gewijzigd systeem, dat historische of ongerepte referenties niet van toepassing kunnen zijn.

De pelagiale kwaliteit zal positief beoordeeld worden als ze een goede ondersteuning vormt voor het globale ecologisch functioneren. Dat ze afwijkt van pristiene situaties vormt geen probleem, zolang dit geen hypotheek legt op het bereiken van een goede ecologische status in de Schelde. De indicator waterkwaliteit moet met andere woorden een positieve evaluatie voor andere communicatie-indicatoren ondersteunen.

De 4 toetsparameters zijn determinerend voor de kwaliteit van het pelagiale ecosysteem. De indicator waterkwaliteit kan daarom pas positief beoordeeld worden als de 4 toetsparameters elk een gunstige evaluatie krijgen. Voor deze 4 toetsparameters worden werkbare rekenparameters opgesteld met duidelijke toetsingscriteria. De uitdaging voor een goede evaluatiemethodiek is het vinden van de grenzen waarbinnen de toetsparameters mogen fluctueren zodat het ecosysteem goed kan functioneren. De gemeten of berekende waarden voor elke indicator zullen getoetst worden aan de criteria. De implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water gaf aanleiding tot diverse recente publicaties (onder andere: Devlin et al., 2007, Dauvin et al., 2007) over het gebruik van indicatoren en criteria. Voor de KRW moet immers ook de ecologische status van elk waterlichaam bepaald worden. Voor estuaria is dit een complexe materie, omdat

estuaria van nature sterk onderhevig zijn aan grote variaties en stress, onder andere ten gevolge van de input van zowel zout als zoet water. Vele organismen, bijvoorbeeld macrobenthos, hebben zich weten aan te passen aan grote temporele verschillen in fysisch-chemische parameters. Het is dus niet evident om criteria voor fysisch-chemische waterkwaliteit op te stellen, gebaseerd op een pristiene referentie. Een afwijking van de pristiene situatie staat immers niet per definitie een goed ecologisch functioneren in de weg. Bovendien, het reconstrueren van de historische evolutie van het ecosysteem Schelde is geen voor de hand liggende opdracht. Het is een puzzel met veel ontbrekende stukjes, en zal voor een groot deel giswerk blijven. Maar zelfs mocht het mogelijk zijn om de ecologische geschiedenis van het estuarium te beschrijven, dan nog stelt zich de vraag welke historische situatie als wenselijke toestand naar voor geschoven kan worden. Is dat de toestand van voor er menselijke bewoning was? Is dat de toestand van voor de menselijke bewoning significante invloed begon uit te oefenen door bv. landbouw, boskap, etc.? Is dat de toestand van voor er significante industriële ontwikkeling in het bekken plaatsvond? De keuze voor deze of gene historische toestand zou sowieso een politieke en maatschappelijke keuze zijn, en geen technisch-wetenschappelijke. Bovendien zijn vele ontwikkelingen zo goed als onomkeerbaar. Een historische referentiesituatie geeft daarom weinig houvast om ecologische doelstellingen en evaluatiecriteria voor het estuariene ecosysteem te formuleren. Dauvin en Ruellet (2009) stellen zich ook de vraag of het wel mogelijk is om voor deze van nature variabele en sterk antropogeen verstoorde systemen een ecologische status te definiëren. Daarom wordt er sinds de opstelling van de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium (Meire en Maris, 2008) voluit de kaart van het ecosysteem functioneren gekozen.

Naast de 4 toetsparameters, kunnen ook andere factoren determinerend zijn voor het ecologisch functioneren. Neem bijvoorbeeld lichtklimaat: veranderingen in lichtklimaat hebben een rechtstreekse invloed op de primaire productie, en bijgevolg op het zuurstofgehalte en de voedselbeschikbaarheid, waardoor het een impact heeft op de ganse voedselketen. Toch werd lichtklimaat niet geselecteerd als toetsindicator. Lichtklimaat beïnvloedt wel vele processen, maar het is niet mogelijk om klaar en duidelijk te stellen welk lichtklimaat we in de Schelde wensen. Welke troebelheid is minimaal wenselijk, welke maximaal? Welke troebelheid was er van nature en wat is de impact van de mens hierop geweest? Het bereiken van een welbepaald lichtklimaat wordt daarom niet als te toetsen doel vooropgesteld. Lichtklimaat wordt daarentegen opgenomen bij de verklarende parameters.

1.2 Ruimtelijk en temporeel bereik

Waterkwaliteit wordt in het hele estuarium geëvalueerd. De resolutie in tijd en ruimte kan echter sterk verschillen voor de verschillende rekenparameters. De resolutie is immers afgestemd op het voorkomen van bepaalde fenomenen die we wensen op te nemen in de evaluatie. Dit gaat van continue metingen van zuurstof tot jaargemiddelde P of N concentraties, van metingen per OMES/MOSES compartiment tot vrachtbepalingen voor het gehele estuarium. Deze details worden bij elke toetsparameter toegelicht.

2 Toetsparameter: Zuurstof

2.1 Inleiding

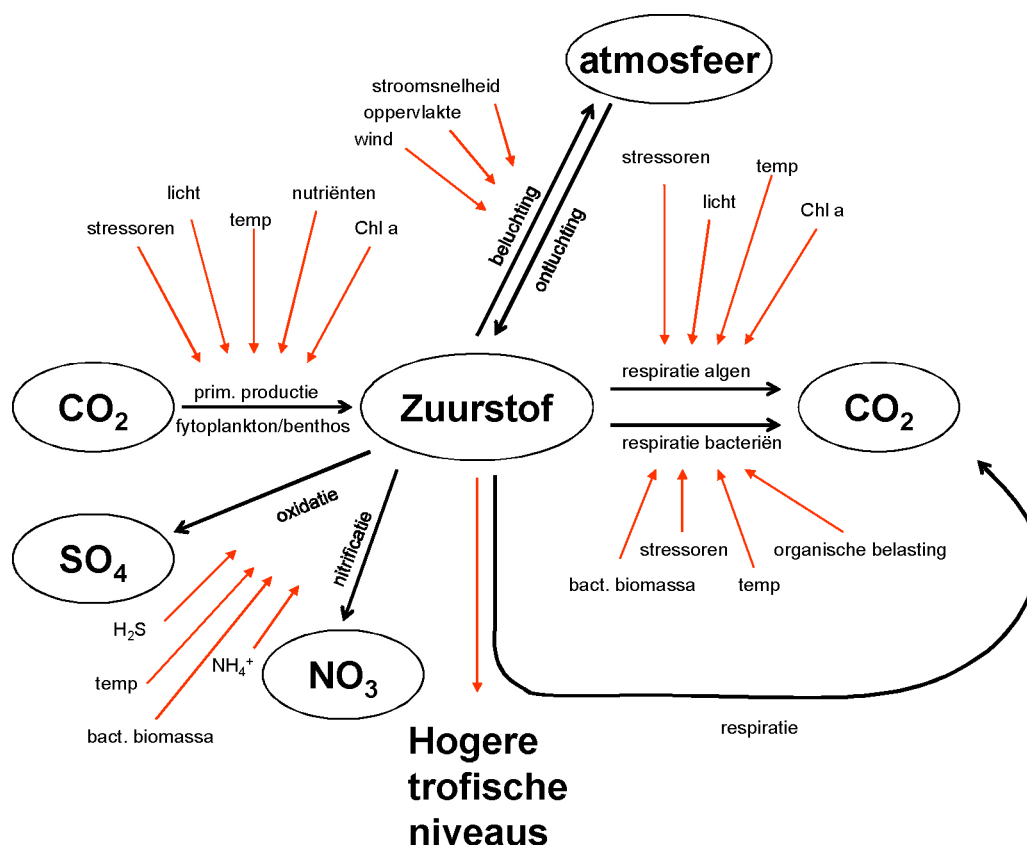
Zuurstof is een van de meest essentiële levensbehoeften van heterotrofe organismen. Schort er iets aan de zuurstofhuishouding, dan kan het gehele ecosysteem hiervan gevolgen dragen. Zuurstof vormt daarom een cruciale indicator voor de kwaliteit van het ecosysteem. Vanuit de systeembenadering krijgt zuurstof daarom een centrale rol bij het opmaken van de evaluatie van de waterkwaliteit. Op basis van de vereisten voor verschillende onderdelen van het ecosysteem werd nagegaan welke de vereiste is voor zuurstof om een goed functioneren van het ecosysteem toe te laten. Deze vereiste kan variëren in tijd en ruimte. Zo kan het zuurstofcriterium tijdens perioden van vismigratie hoger liggen, en kunnen andere eisen gelden in die zones die als kraamkamer voor vis worden gebruikt.

Voor zuurstof bestaan reeds verschillende wettelijke kaders met bijhorende normen en criteria. Als uitgangspunt voor deze evaluatiemethodiek wordt voortgebouwd op de vereisten uit de Kaderrichtlijn Water en de vereisten voor Natura 2000. Voor deze laatste werden voor Vlaanderen instandhoudingsdoelstellingen uitgewerkt welke gestoeld zijn op de systeembenadering die ook hier wordt gehanteerd. Deze benadering wordt hier verder uitgewerkt, maximaal afgestemd op dataset die beschikbaar is via het moneos monitoringsprogramma.

De hoeveelheid opgeloste zuurstof in natuurlijke waterlichamen is de resultante van fysische uitwisseling van atmosferische zuurstof en zuurstof geproduceerd tijdens fotosynthese door (onder andere) algen enerzijds, en anderzijds consumptie van zuurstof door respiratie van aquatische dieren, algen en bacteriën en afbraak van organisch materiaal (Figuur 2-1). Organisch materiaal stamt van bacteriën, fytoplankton en zoöplankton in de waterkolom, en van op de waterbodem levende bacteriën en diatomeeën op sedimenten en/of de productie van algen en epifyten op hard substraat (Gray et al., 2002), of kan aangevoerd worden vanuit het bekken. Daarnaast kan zuurstof ook geconsumeerd worden door (bio)chemische processen zoals de oxidatie van sulfide of nitrificatie.

Per definitie is water 100% verzadigd met zuurstof bij evenwicht met de atmosfeer. Het Schelde-estuarium is in realiteit bijna nooit exact 100% verzadigd met zuurstof. Het netto effect van bovenstaande biologische en biochemische processen, is een overgesatureerde (respectievelijk ondergesatureerde) zuurstofconcentratie wanneer zuurstof producerende (respectievelijk zuurstof consumerende) processen de bovenhand halen. Dit kan, voor korte perioden of bij stratificatie van de waterkolom, zorgen dat zuurstofconcentraties hoger of lager zijn dan het punt van verzadiging. Zo kan in de zomer overdag oververzadiging ontstaan door overmatige algenbloei en bijhorende zuurstofproductie. Bovendien wordt 's zomers door de hogere watertemperatuur het verzadigingspunt sneller bereikt.

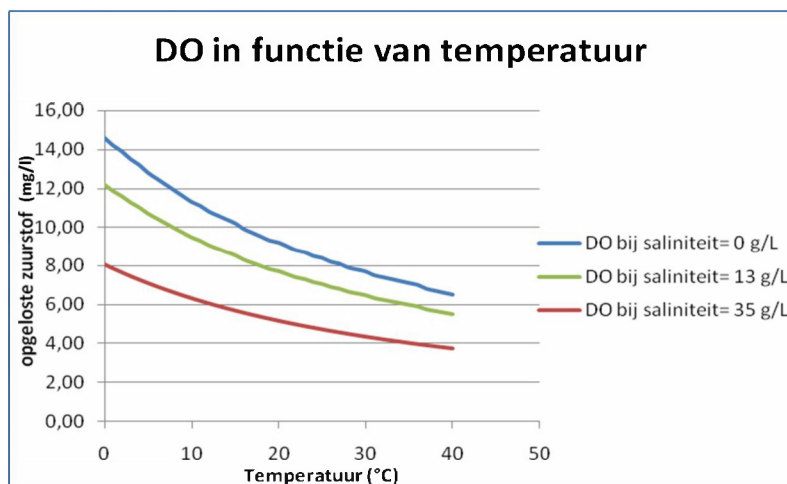
Wanneer consumptie de bovenhand haalt op opname en productie, bestaat het risico dat de minimumvereisten voor zuurstof niet worden gehaald met mogelijke gevolgen voor het gehele ecosysteem. Figuur 2-1 geeft aan welke factoren een invloed hebben op deze zuurstofbalans. Algen (primaire productie), nutriënten (nutriënten, organische belasting) en toxische stoffen (stressoren) zijn toetsparameters binnen de piramide Waterkwaliteit. Ze kunnen slechts positief geëvalueerd worden als ze geen aanleiding geven tot zuurstofproblemen. De criteria voor zuurstof zullen daarom een leidraad vormen bij het afleiden van criteria voor de andere toetsparameters binnen de piramide Waterkwaliteit. Factoren zoals licht(klimaat), temperatuur, zoutgehalte (stressor) vormen verklarende parameters. Zij worden opgesteld om trends in de toetsparameter te verklaren.



Figuur 2-1: Overzicht van de belangrijkste stofstromen (zwarte pijlen) bij de evaluatiemethodiek zuurstof en de belangrijkste factoren met invloed op of beïnvloed door zuurstof. Verklaring van gebruikte afkortingen: temp = temperatuur, Chl a = Chlorofyl a, bact biomassa = bacteriële biomassa. Onder stressoren worden zoutstress en toxische stoffen gerekend.

2.1.1 Eenheden

Zuurstofgehalte kan worden gerapporteerd als concentratie (bv mg/l) of als procentuele verzadiging. Dit laatste geeft, in %, hoe dicht de maximaal opgeloste concentratie zuurstof bij evenwicht met de atmosfeer wordt benaderd. De oplosbaarheid van zuurstof in estuaria wordt in hoofdzaak bepaald door de temperatuur en het zoutgehalte. Onderstaande figuur illustreert de temperatuur- en zoutafhankelijkheid van de oplosbaarheid van zuurstof. De oplosbaarheid van zuurstof zal dalen bij toenemende temperatuur of zoutgehalte. OSPAR (Oslo and Paris Commission) beveelt in een estuariene context daarom ten eerste aan dat temperatuur en zoutgehalte steeds mee gemeten worden bij de zuurstofmetingen.



Figuur 2-2: Verband tussen opgeloste zuurstof (DO), temperatuur en saliniteit

In deze evaluatie maken we gebruik van zuurstofconcentratie, niet van zuurstofverzadiging. Zuurstofverzadiging mag dan wel een maat zijn voor hoe ver de zuurstofconcentratie van het theoretische maximum is verwijderd, het is echter de zuurstofconcentratie die bepalend is voor het functioneren van het ecosysteem, ongeacht de verzadigingsgraad. Zuurstofcriteria in deze evaluatiemethodiek zijn daarom opgesteld aan de hand van absolute zuurstofconcentraties.

Sommige normen of richtlijnen leggen maxima op voor zuurstof, doorgaans uitgedrukt als een maximaal toelaatbare verzadiging (bijvoorbeeld KRW of normen voor schelpdierwater (Anon 2008)). In deze evaluatiemethodiek wordt geen zuurstofmaximum opgelegd. Er zijn geen aanwijzingen dat de hoge zuurstofconcentraties, zoals ze kunnen voorkomen bij sterke algenbloei in de zomer, directe schade kunnen veroorzaken aan aquatische organismen. Te hoge zuurstofwaarden worden dan ook niet verder beschouwd in deze evaluatiemethodiek. Evaluatiemethodieken die wel maxima opleggen voor zuurstofverzadiging, gaan ook niet uit van een potentieel schadelijk effect van de hoge zuurstofwaarde op zich, maar gebruiken de zuurstofoververzadiging als indicator voor het onderliggende probleem: overmatige algenbloei. Overmatige algenbloei kan wel tot problemen leiden, maar wordt in deze evaluatie op een andere wijze benaderd (zie algenbloei).

2.2 Effecten van zuurstofgebrek op het ecosysteem

Bij de beoordeling van de toetsparameter zuurstof wordt nagegaan welke zuurstofwaarden problemen kunnen geven voor het ecosysteemfunctioneren. Toetsing van de rekenparameters aan de voorgestelde criteria moet aangeven of het zuurstofgehalte toereikend is voor het vervullen van de gewenste ecosysteemfuncties.

Lage zuurstofconcentraties tot ver onder het niveau van saturatie, kunnen grote effecten hebben op het ecosysteem. De duur dat bepaalde streefwaarden niet worden gehaald, kan gelden als maat voor de omvang van mogelijke zuurstofproblemen. De rekenparameters en bijhorende criteria zijn daarom opgesteld op basis van de effecten van lage zuurstofwaarden op het ecosysteem:

2.2.1 Effect abiotisch

Wanneer water en sediment anoxisch is, kan sulfaatreductie resulteren in de productie van het giftige waterstofsulfide. Daarnaast kan zuurstoftekort ook leiden tot de remming van ammoniumverwijdering doordat nitrificatie niet meer kan plaatsvinden. Ook de recycling van fosfaten en het vrijkomen van zware metalen uit bodemsediment naar de waterkolom kunnen een resultaat zijn van verminderd opgelost zuurstof, andere metalen daarentegen komen net in opgeloste vorm onder zuurstofrijke omstandigheden.

2.2.2 Effect biotisch

Zuurstof is essentieel voor de respiratie, welke de energie vrijstelt die nodig is voor vitale (metabolische) processen van vissen, krabben en schelpdieren, zoals foerageren, groei, zwemmen en reproductie. Een tekort aan zuurstof kan mortaliteit verhogen, reproductie beïnvloeden, groeisnelheden remmen en het voorkomen, overleving en gedrag van organismen veranderen, waardoor significante veranderingen kunnen optreden in het totale estuariene voedselweb (zie onder andere Batiuk et al., 2009).

Het Schelde estuarium met al zijn tijgebonden rivieren herbergt diverse en productieve gemeenschappen van estuariene organismen in een complex pakket van voedselwebben. Bij de ontwikkeling van criteria voor zuurstof zal daarom nagegaan worden welke zuurstofconcentraties kunnen leiden tot stressvolle omstandigheden voor diverse organismen. Goede zuurstofconcentraties kunnen dan worden omschreven als concentraties die zo min mogelijk de groei en overleving van organismen in specifieke habitats beïnvloeden.

2.2.2.1 Fytoplankton/fytobenthos

Fytoplankton en – benthos staan in voor de zuurstofproductie. Toch hebben deze organismen zelf ook zuurstof nodig: in het donker respireren zij immers. Recent onderzoek (Cox et al., 2009) suggereert dat lage zuurstofwaarden een remmend effect kunnen hebben op de groei van algen, en dat de lage zuurstofwaarden in de jaren '90 van vorige eeuw wellicht de algenbloei in de zoete Schelde onderdrukten. Dit fenomeen deed zich voor bij quasi anoxie, waarbij hogere organismen in de Schelde sowieso ontbraken. De Westerschelde heeft deze problemen gelukkig nooit gekend.

2.2.2.2 Zooplankton/zoobenthos

Een causaal verband tussen de aanwezigheid van benthos en goede zuurstofwaarden is niet gekwantificeerd, maar het IHD-rapport (Adriaensen et al., 2005) geeft verschillende argumenten die kunnen helpen een zuurstofwaarde voor een goede diversiteit af te leiden:

- Rond 1964 werd in de Biesbosch in Nederland een goede zoetwater-benthosdiversiteit vastgesteld bij zuurstofwaarden van 70% verzadiging of meer. Op sommige locaties werden Shannon Wiener-indices tussen 1 en 2 genoteerd bij waarden tussen 50 en 70% saturatie (Wolff, 1973). 50 à 70% saturatie komt overeen met ca 4 tot 7 mg/l zuurstof, afhankelijk van de temperatuur.
- In het Elbe-estuarium zijn in het oligohalien getijdengebied (habitatype 22) 68 soorten benthos (Krieg, 2005) waargenomen, die empirisch konden gelinkt worden met een zuurstofgehalte tussen 5 en 6 mg/l (Krieg, mond.med. 2005). In het limnische deel van het Elbe-estuarium (habitatype 20) zijn bij zuurstofwaarden die niet lager waren dan 6 mg/l, liefst 148 soorten in de stalen aangetroffen. Een statistisch verband tussen diversiteit en zuurstof werd in de Elbe nog niet onderzocht, maar de empirische relatie laat vermoeden dat een minimumconcentratie van 5 mg/l voldoende kan zijn voor een goede diversiteit.

In de jaren '90 waren in het zoetwatergedeelte van de Schelde, dat 's zomers gekenmerkt werd door hypoxia, de benthosgemeenschappen beperkt tot een dominantie van Oligochaeta. In Gray et al. (2002) wordt deze sterke hypoxia tolerantie van oligochaeten bevestigd. Dit wordt onder andere ondersteund door Josefson en Widbom (1988, in Gray et al., 2002). Zij toonden aan dat bij zuurstofconcentraties lager dan 1,4 mg/l alle macrofauna was verdwenen, maar geen meiofaunistische taxa vertoonden significante afname. Daarnaast noemen Baden et al. (1990, in Gray et al., 2002) dat van de organismen die vaak gevonden wordt in mariene zand-modder bodems *Abra* sp. (*Bivalvia*) en *Echinocardium* sp. (zee-egel) wel uitzonderlijk gevoelig zijn voor verminderde zuurstofconcentraties.

In de Westerschelde werd een spatiele verandering in afwaartse richting waargenomen van *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) die toegeschreven kan worden aan anoxische condities in de oligohaliene zone (Appeltans et al., 2003; Sautour en Castel, 1995).

2.2.2.3 Vis

Literatuur data laat zien dat vissen het meest gevoelig zijn voor verminderde zuurstofconcentraties, gevolgd door crustacea, annelida en tenslotte bivalvia (Gray et al., 2002). De zuurstofcriteria binnen deze evaluatiemethodiek zijn dan ook voornamelijk gebaseerd op visvoorkomen en zuurstofcriteria voor vis.

ZOET en OLIGOHALIEN: Zoetwater en oligohaliene (0-5 psu) habitats dienen als paaigebied en vervullen een belangrijke kraamkamerfunctie; de waterkwaliteit moet garant staan voor een overleving en groei van alle levensstadia – eieren, larvae en juvenielen van migrerende (anadrome) vis en zoetwater (getijden)vis gedurende late winter (begin februari) tot late lente (eind mei) (Batiuk et al., 2009).

BRAK (MESOHALIEN): Soortenaantallen in brakke wateren liggen in het algemeen lager dan die in zoet en zout water. Brakke wateren zijn vaak instabiel en onvoorspelbaar waardoor soortenrijkdom minder waarschijnlijk is dan in stabiele omgeving, en extinctie meer waarschijnlijk dan in stabiele omgeving (Pemberton en Wightman, 2010). De brakwaterzone van de Scheldebekken wordt gekenmerkt door hoge turbiditeit, veel detritus, respiratie die meestal de bovenhand haalt op productie en bijgevolg lage zuurstofwaarden. De mesohaliene zone wordt door estuariene vis gebruikt voor het voltooien van hun levenscyclus. Daarnaast komt vis van bovenstrooms, Westerschelde (polyhalien) of zelfs Noordzee naar het brakke water voor bescherming en foerageren.

De brakwatergetijdzone wordt door juveniele mariene vis gebruikt als kinderkamer tijdens het eerste levensjaar (Adriaensen et al., 2005). Hierdoor draagt deze zone significant bij tot de rekrutering van jonge vis tot de volwassen (commerciële) visstocks van haring, tong, wijting, zeebaars schar en schor op de Noordzee.

ZOUT (POLYHALIEN): Het mesohaliene gedeelte van de Schelde wordt door mariene vissoorten (waaronder de commerciële vissoorten) en estuariene soorten gebruikt als paaigebied en voor reproductie. Daarnaast dient het als foerageergebied voor estuariene en zoutwater vissoorten (Breine 2009).

Soorten uit het huidige visbestand, maar ook vissoorten die niet (meer) in het Schelde estuarium voorkomen en die wel als doelsoorten worden vermeld (bv in IHD (Vlaanderen) of in de flora- en faunawet en rode lijst (Nederland), vormen de leidraad voor de kwantificering van goede zuurstofconcentraties. Zo dient het Scheldebekken op korte termijn (2010) zichzelf in stand houdende populaties van rivierprik, fint, spiering en op middellange termijn (2020) van zeeprik, elft en houting te hebben. Het voorkomen van jonge vis van katadrome en anadrome vissen in het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde wijst op de volledige functie-invulling van het Scheldebekken als habitat voor diadrome soorten (Adriaensen et al., 2005).

Niet voor al deze soorten is bekend wat de zuurstofcriteria zijn voor gezonde overleving.

Reacties van vis op verminderde zuurstofconcentraties omvatten zowel gedragsmatig als fysiologische responsen. Sommige soorten verplaatsen zich naar de oppervlakte waar ze voldoende zuurstof kunnen krijgen uit de aerobe toplaag of lucht happen. Vis migreert weg van water met een lage zuurstofverzadiging en concentreert zich in ondiepere, meer aerobe wateren. Kortstondige perioden van hypoxie kunnen zo overbrugd worden. Gedragsmatige veranderingen door langdurige hypoxia of anoxia kunnen leiden tot veranderde predator-prooi relaties. Aerobe respiratie vergt zuurstof, echter, veel

organismen kunnen tijdelijk overschakelen op anaeroob metabolisme bij een tekort aan zuurstof. Dit kan leiden tot verzuring van het lichaam en productie van schadelijke radicalen.

Gray et al. (2002) vonden dat in het algemeen een langere blootstelling aan $4 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$ voor acute mortaliteit zorgt in vele invertebraten en niet-zalmachtige visembryo's, terwijl $3 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$ voor acute mortaliteit zorgt in niet-zalmachtigen. Daarnaast zijn larven van vissen en crustaceeën gevoeliger voor zuurstofarmoede dan volwassenen dieren. Bij een concentratie van $3 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ is sterfte van volwassen estuariene vissoorten een reëel gevaar in de Elbe. In Nieuw Zeeland werd vastgesteld dat vismortaliteit uitsluitend optrad bij concentraties van 2 mg L^{-1} of lager (Dean en Richardson, 1999).

Verminderde zwemactiviteit van juveniele zalmachtigen leidt tot verhoogde predatie na blootstelling van de embryo's aan 3 mg/l zuurstof (Roussel, 2007).

Hieronder volgt een samenvatting van effecten bij gereduceerde zuurstofconcentraties op mariene organismen volgens Gray et al. (2002):

Type organisme	Effect	Concentratie zuurstof in mg l^{-1}
Actief zwemmende vis	Groei	6
Actief zwemmende vis	Metabolisme	4.5
Bodem-levende vis	Metabolisme	4
Meeste vis	Mortaliteit	2
Krabben, garnalen, kreeften, isopoden	Groei	2-3.5
Bodem-levende isopoden	Mortaliteit	1-1.6
Bivalven	Groei	1-1.5
Annelida	Groei	1-2
Slijkspringers	Mortaliteit	1

2.3 Rekenparameters en criteria voor zuurstof

Gezien de zuurstofvereisten voor diverse soorten afhankelijk zijn van het seizoen, wordt een voor deze evaluatiemethodiek een opdeling gemaakt tussen winter (vanaf december tot en met april) en zomer (vanaf mei tot en met oktober).

2.3.1 Zomer

In de zomer (vanaf mei tot en met oktober) moet een minimum van 5 mg/l het overleven van alle doelsoorten mogelijk maken. Dit criterium geldt zowel overdag als 's nachts en er wordt gerekend met 95 percentiel waarden, te bepalen in elk compartiment. Kortstondige afwijkingen van het minimum van 5 mg/l kunnen immers optreden zonder grote gevolgen voor het ecosysteem. Zo kunnen vele organismen een korte periode van hypoxie overleven door veranderingen in het metabolisme, of door tijdelijk te migreren naar locaties met betere zuurstofwaarden, op voorwaarde dat de zuurstofdip beperkt is in tijd en ruimte. De meeste vissoorten kunnen korte perioden met lage zuurstofwaarden, tot 2.5 mg/l , overleven door hypoxische en anoxische zones te ontwijken. Eventueel zwemmen ze naar de oppervlakte om lucht te happen of via huidademhaling aan voldoende zuurstof te komen.

Naast de 95 percentiel norm van 5 mg/l , wordt een absolute norm van 2.5 mg/l voorgesteld. Deze minimumwaarde wordt gehanteerd omdat deze waarde staat voor mortaliteit voor organismen die niet kunnen ontsnappen aan hypoxische condities. Hoewel vis en sommige crustacea in staat zijn te migreren, leidt het voor de meeste bentische gemeenschappen tot mortaliteit. Dit zal het eerst optreden bij crustacea en echinoiden, daarna bij de meer gevoelige annelida en uiteindelijk bij tweekleppige schelpdieren (Gray et al., 2002)

Ruimtelijke en temporele dekking

Een goede pelagiale kwaliteit vereist 5 mg/l zuurstof (95 percentielwaarden) dag en nacht in het gehele estuarium. De staalnames per schip, twee maal per maand, verzekeren de ruimtelijke dekking. Deze staalnames zijn steeds overdag. De temporele dekking wordt gegarandeerd door een beperkt aantal permanente meetstations. Bij de evaluatie worden de staalnames van het schip (ruimtelijke dekking) en de continue data (temporele dekking) afzonderlijk getoetst: zowel voor de ruimtelijke als temporele metingen is 5 mg/l (95 percentiel) noodzakelijk om zuurstofproblemen te vermijden.

Zuurstofproblemen komen in hoofdzaak nog voor in de Zeeschelde en haar tijgebonden zijrivieren. Continue metingen zijn dus vooral daar van groot belang, en worden ook voorzien. In de Westerschelde is zuurstof al een tijdje geen probleem meer, en is de noodzaak om continu te meten minder groot. Wel blijft het toetsen van de metingen van het schip essentieel om trends te detecteren (o.a. voor risico-analyse), ook al worden de zuurstofcriteria steevast positief geëvalueerd.

Kortstondige zuurstofdips (tussen 5 mg/l en 2,5 mg/l) kunnen voorkomen zonder grote gevolgen, bij langdurige hypoxie treedt wel schade op. Daarom wordt de duur van de dip, op basis van de continue data, mee geëvalueerd: zuurstofdips langer dan 5 uur krijgen een negatieve beoordeling.

Zuurstofdips kunnen ruimtelijk verspreid voorkomen in het estuarium. Concentreren de dips zich op een welbepaalde locatie in het estuarium, kan er sprake zijn van een zuurstofbarrière en is er een structureel probleem. Daarom worden de zuurstofmetingen voor de ruimtelijke dekking per compartiment (niveau 4) geëvalueerd.

Uitzondering op de 5 mg/l grens (95 percentiel) in de zomer vormt de brakke zone (compartimenten 3 t/m 14) in het estuarium, welke van nature een zone is met veel respiratie en kansen op lage zuurstofgehalten. Modelleren van de pristiene toestand van de Zeeschelde (geen antropogene belasting, maar dezelfde morfologie als vandaag) toont dat het seizoensaal minimum tot 6 mg/l kan zakken (Adriaensen et al., 2005). Gezien de pristiene toestand per definitie geldt als de best mogelijke, kan de limiet moeilijk hoger gesteld worden. Deze modellering rekende bovendien met dagwaarden wat impliceert dat er zelfs in pristiene toestand lagere minima kunnen voorkomen in zones met veel respiratie. De brakke zone, tussen km 50 en km 80, is zo'n zone met sterke respiratie en verhoogde kans op lage zuurstofwaarden. Daarom geldt hier voor de temporele dekking (op basis van continue data) en voor de ruimtelijke dekking (op basis van de staalname per schip) een 90% norm van 5 mg/l.

niveau	OMES/MOSES-segmenten																					
4	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	R	D	
3	1	2	3			4				5		6		7			8					
2	1								2													3
1	1																					

Niveau 1: Estuarium

Niveau 2: Westerschelde – Zeeschelde - Zijrivieren

Niveau 3: Mondingszone – Polyhaliene zone – Mesohaliene zone – Zone met sterke saliniteitsgradiënt – Oligohaliene zone – Zoete zone met lange verblijftijd - Zoete zone met korte verblijftijd - Zijrivieren

Niveau 4: OMES/MOSES compartiment

2.3.2 Winter

Tijdens het winterhalfjaar, vanaf november tot en met april, wordt de zuurstofdrempel opgetrokken tot 6 mg/l zuurstof (95 percentiel) in het pelagiaal in het gehele estuarium, te bepalen in elk compartiment. Dit minimum is essentieel voor het migreren, paaieren en opgroeien van bepaalde soorten in deze periode van het jaar. Sommige soorten, zoals de Dunlipharder en spiering, stellen nog hogere eisen aan hun omgeving. Als het absolute zuurstofminimum nooit onder 6 mg/l zakt, zullen er vele momenten kunnen optreden met hogere zuurstofwaarden, welke de migratie van onder andere zalmachtigen of karperachtigen toelaten.

Het absolute minimum van 2,5 mg/l en de duur van de zuurstofdip (tussen 2,5 en 6 mg/l) van 5 uur blijven ongewijzigd.

2.3.3 Stratificatie

De voorgestelde zuurstofcriteria van 6 mg/l in de winter en 5 mg/l in de zomer, moeten een goede ontwikkeling van zoöplankton/-benthosgemeenschap waarborgen. De voorgestelde norm geldt over de gehele waterkolom, maar wordt enkel gemeten in de bovenste waterlagen, zowel bij de staalname per schip als met de continue metingen. Bij optreden van stratificatie kan dus een zuurstofarme zone ontstaan aan de bodem, met schadelijke gevolgen voor het benthos tot gevolg. Deze problemen zullen niet door deze evaluatie worden blootgelegd. Voor het Schelde estuarium zijn er echter geen aanwijzingen gevonden voor sterke stratificatie. Wanneer een pycnocline (dichtheidsstratificatie) duidelijk aanwezig is tussen zoet en zout water in de transitiezone, komt stratificatie vaak voor. In zulke systemen is er reëel gevaar voor anoxie aan de bodem. Het Scheldesysteem is voor zover bekend een goed gemengd systeem.

Ook de aanwezigheid van zeer hoge slibconcentraties nabij de bodem (fluid mud) kan aanleiding geven tot anoxische zones. Als blijkt uit de monitoring voor hydro- en morfodynamiek dat stratificatie optreedt of aanwijzingen zijn voor anoxie in fluid mud, is mogelijk een aanpassing van de monitoring vereist.

2.4 Samenvatting en beoordeling zuurstof

2.4.1 Bestaande wetten en normen.

De voorgestelde evaluatie wijkt af van sommige bestaande normen en lijkt soms minder strikt. Bijvoorbeeld de *normen voor oppervlaktewater met de functie viswater* in Vlaanderen stellen dat 50% van de metingen 8 mg l⁻¹ moet tonen (richtlijn), en 100% 5 mg l⁻¹ (richtlijn voor karperachtigen). De bindende waarde ligt op ≥ 7 mg l⁻¹ in 50% van de gevallen. Hierbij mag de waarde voor viswater voor karperachtigen niet onder 4 mg l⁻¹ komen. Voor viswater met zalmachtigen geldt een 50% richtlijn van ≥ 8 mg l⁻¹, en 100% richtlijn van ≥ 7 mg l⁻¹, en een bindende waarde van ≥ 9 mg l⁻¹ in 50 % van de gevallen, waarbij het zuurstofgehalte niet onder 6 mg l⁻¹ mag dalen.

De KRW voor Nederland schrijft een Viswaterrichtlijn (EG, Nederland 2006) voor: water met als functie viswater voor zalmachtigen moet in 50 % van de gevallen een zuurstofconcentratie van ≥ 9 mg l⁻¹ hebben, in 100% van de gevallen ≥ 7 mg l⁻¹. Dit laatste dient als richtlijn, de 50% waarde is een bindende waarde, met daarbij de opmerking dat indien het zuurstofgehalte daalt onder 6 mg/l de bevoegde instantie moet aantonen dat er onder deze omstandigheden geen schadelijke gevolgen optreden voor de evenwichtige ontwikkeling van de vispopulaties. Viswater voor karperachtigen dient in 50% van de gevallen een zuurstofconcentratie van ≥ 8 mg l⁻¹ te hebben en in 100% van de gevallen ≥ 5 mg l⁻¹. Dit keer geldt dat de 50 percentielwaarde van ≥ 7 mg l⁻¹ een bindende waarde

is met daarbij de opmerking dat indien het zuurstof gehalte daalt onder 4 mg/l er aangetoond dient te worden dat er geen schadelijke gevolgen zullen treden.

Voor de evaluatie van deze richtlijnen wordt enkel rekening gehouden met overdag gemeten zuurstofwaarden. In de hier voorliggende evaluatiemethodiek worden ook nachtelijke waarden betrokken in de evaluatie. Het continu behalen van 5 mg/l, ook 's nachts, impliceert dat wellicht overdag hogere zuurstofwaarden gemeten kunnen worden, waardoor het zuurstofgehalte geschikt kan zijn voor deze meer gevoelige soorten.

2.4.2 Beoordeling van de rekenparameter Zuurstof

Rekenparameter	Beoordeling
Absoluut zuurstofminimum	Een daling van het zuurstofgehalte onder het zuurstofminimum van 2,5 mg/l kan ernstige gevolgen hebben voor het ecosysteem van de Schelde. Deze rekenparameter wordt geëvalueerd in elk compartiment voor de data voor ruimtelijke dekking en voor alle data voor temporele dekking (continue meetstations).
95 percentieel zuurstof	In het zomerhalfjaar (vanaf mei tot en met oktober) wordt het zuurstofgehalte positief geëvalueerd als 95% van de metingen boven 5 mg/l blijven. Uitzondering vormt de brakke zone. In de winter wordt dit 6 mg/l. Voor de ruimtelijke dekking wordt deze rekenparameter geëvalueerd in elk compartiment. Voor de temporele dekking wordt deze rekenparameter afzonderlijk bepaald en geëvalueerd voor elk continu meetstation. Uitzondering vormt de brakke zone van het estuarium, waar zowel voor temporele als ruimtelijke dekking wordt gewerkt met 90 in plaats van 95 percentiel.
Duur van de zuurstofdip	Zakken de zuurstofwaarden onder 5 mg/l in de zomer en 6 mg/l in de winter, dan spreken van een zuurstofdip. Wordt deze dipt langer dan 5 uur (op basis van de continue metingen), volgt een negatieve evaluatie.

De toetsparameter Zuurstof zal positief beoordeeld worden als de criteria voor de drie bovenstaande rekenparameters vervuld zijn.

2.4.3 Toepassing in de T2009

Voor de T2009 zijn voldoende gegevens voorhanden om de toetsparameter zuurstof te bepalen. Data van continue zuurstofmetingen zullen echter nog niet beschikbaar zijn (maar zijn voor de Zeeschelde wel voorzien op korte termijn). De evaluatie zal dus minder temporele dekking hebben, maar vooral gestoeld zijn op de ruimtelijke dekking.

Sondedata zijn momenteel nog maar zeer beperkt beschikbaar. Voor de T2009 zal de evaluatie van de zuurstofdip dus maar heel beperkt of niet kunnen uitgevoerd worden. In 2012 worden wel verschillende continue meetstations in gebruik genomen, zodat een evaluatie van duur van zuurstoftekorten mogelijk is.

3 Toetsparameter: Nutriënten

3.1 Inleiding

Waar vroegere regionale wetgeving vaak de focus legde op waterkwaliteitscriteria gebaseerd op fysico-chemie (bijvoorbeeld met normen voor BOD en ammonium), verlegt de KRW de klemtoon meer naar doelstellingen gebaseerd op dit ecosysteemfunctioneren. De KRW stelt dat tegen 2015 een goede ecologische status moet bereikt worden in alle waterlichamen in de Europese Unie. Onder een goede ecologische status verstaat de KRW, voor nutriënten, dat de concentraties bepaalde grenzen niet mogen overschrijden zodat het functioneren van het ecosysteem, en het bereiken van bepaalde biologische kwaliteitskenmerken, wordt verzekerd.

Het uitwerken van evaluatiecriteria vereist bijgevolg een grondige kennis van het functioneren van het ecosysteem. Het uitwerken van criteria voor de evaluatie van nutriënten impliceert dat grenzen worden gezocht waarbinnen nutriënten mogen fluctueren zodat het goed functioneren van het ecosysteem niet wordt belemmerd. Met de huidige kennis is het echter niet mogelijk om deze grenzen volledig en onderbouwd af te bakenen. Voor de toetsparameter **Nutriënten** worden wel de krijtlijnen uitgezet hoe evaluatiecriteria kunnen worden afgeleid, en worden criteria uitgewerkt. Bij veranderende kennis van het ecosysteemfunctioneren, moet dan ook deze evaluatie verfijnd worden.

De doelstelling van deze toetsindicator is nagaan of de nutriëntvracht die door de Schelde passeert, het bereiken van de goede ecologische status niet in de weg staat. Dit geldt zowel voor de goede ecologische status in de Schelde (Zeeschelde en Westerschelde) zelf, als in het mondingsgebied en de Noordzee. In het MONEOS rapport (Meire en Maris, 2008) wordt immers de stroomafwaartse begrenzing van het estuarium gevormd door de lijn Zeebrugge-Westkapelle, inclusief de Vlakte van de Raan. De Belgisch-Nederlandse kustzone kan beschouwd worden als afwaartse grens voor de Schelde.

In het eutrofiëringsverhaal spelen niet enkel de nutriënten die vanuit het bekken het estuarium bereiken. Ook organische verbindingen stromen het estuarium in en kunnen voor een grote zuurstofvraag zorgen. Bij afbraak worden nutriënten vrijgesteld. Daarom dekt deze toetsindicator meer dan nutriënten alleen: een volledige titel zou zijn: nutriënten en organische koolstofvracht.

Het ganse Schelde-estuarium en kustzone hebben te kampen met negatieve effecten van eutrofiëring. Oorzaak van deze eutrofiëring is de antropogeen sterk verhoogde input van nutriënten vanuit het bekken van de Schelde, die samen met de input uit onder meer de bekkens van Seine en Somme, in de kustzone terechtkomt (Lancelot et al., 2009). De Schelde levert een belangrijke bijdrage aan de eutrofiëring van de kustzone. Gezien ook de kwaliteit van de kustwateren in 2015 zal moeten voldoen aan de vereisten uit de KRW, moet bij de evaluatie van de pelagiale kwaliteit in de Schelde de bijdrage aan de vervuiling van de Noordzee in rekening gebracht worden. De kwaliteit van het uitstromende Scheldewater mag geen hypotheek leggen op een goede waterkwaliteit in de Vlakte van de Raan en de kustzone. Dit zal restricties opleggen voor de output van de Schelde, welke doorvertaald moeten worden naar input restricties voor het estuarium. De evaluatiecriteria voor nutriënten zullen dan ook deels vertrekken vanuit de vereisten voor de kustzone en verder afgeleid worden in functie van het ecosysteemfunctioneren binnen elke deelzone.

Goed functioneren – nutriënten en organische belasting

De algemene benadering is ook hier het herstel van de ecosysteemfuncties van estuarium en kustzone. Terugkeren naar priestiene input vanuit het bekken is in de huidige

maatschappelijke context onmogelijk; men zal steeds rekening moeten houden met verhoogde input. Ook in de kustzone is een herstel van pristiene nutriëntconcentraties niet haalbaar, maar de concentraties zullen alleszins moeten dalen om schadelijke gevolgen te minimaliseren (Lancelot et al., 2009). Het estuarium speelt hierbij een essentiële rol als schakel tussen bekken en kust. In het estuarium ligt immers de laatste kans om de nutriëntvracht te conditioneren om eutrofiëring in de kustzone te beperken.

De evaluatie van nutriëntconcentraties en organische belasting is aldus gebaseerd op de (potentiële) effecten op primaire productie en de hogere trofische niveaus. Deze aanpak is in overeenstemming met wat door Devlin et al., 2007 naar voren werd geschoven voor estuaria, en door Lancelot et al., 2009 voor de kustzone. Drie aspecten werden daarbij in rekening gebracht:

- nutriëntconcentraties (inclusief de organische belasting)
- primaire productie, als respons op de nutriëntconcentraties
- zuurstofgehalte en *Phaeocystis*, als respons op verhoogde productie, veranderde nutriëntverhouding en afbraak van organisch materiaal .

Voor nutriënten en organische belasting zullen hier rekenparameters ontwikkeld worden. Primaire productie, zuurstofgehalte en *Phaeocystis* zullen bepalend zijn voor het uitwerken van beoordelingscriteria voor deze rekenparameters. Ze worden bovendien zelf geëvalueerd in de toetsparameters **zuurstof** en **algen** (primaire productie, *Phaeocystis*). Bij deze uitwerking wordt een onderscheid gemaakt tussen eutrofiëring in het estuarium, en eutrofiëring in de kustzee.

Primaire productie wordt echter niet enkel door nutriëntaanbod bepaald. In een troebel systeem als het Schelde-estuarium, zijn lichtklimaat maar ook temperatuur, zout, verblijftijd, of begrazing minstens even belangrijk; deze worden als verklarende parameter geïntegreerd in de evaluatie.

3.2 Effecten van nutriënten op het ecosysteem

3.2.1 Eutrofiëring in het estuarium

In de literatuur wordt uitvoerig beschreven tot welke gevolgen een overmaat aan nutriënten kan leiden. In estuaria in ons klimaat zullen een overmaat aan nutriënten gebruikt worden door primaire producenten (fytoplankton, soms ook macro-algen), wat leidt tot een stijging van de productiviteit. Een stijging van deze productiviteit kan zich uiten in een hogere biomassa van primaire producenten, hogere densiteiten aan fytoplankton of verlengde perioden van algenbloei. Dit moet niet per definitie als negatief beschouwd worden. Zolang de toename beperkt is, en de toename in primaire productie kan doorstromen in de voedselketen naar hogere trofische niveaus, kan dit ook positieve effecten hebben. In het Schelde-estuarium is bijvoorbeeld het areaal slikken sterk afgenomen, waardoor bij een ongewijzigde primaire productie het voedselaanbod voor hogere trofische niveaus, zoals vogels die foerageren op de slikken, ook afneemt. Met een hogere productie op een verminderde oppervlakte, kan op deze wijze mogelijk toch voldoende voedsel voorzien worden voor hogere trofische niveaus. Dit was een van de uitgangspunten voor de instandhoudingsdoelstellingen voor de Zeeschelde (Adriaensen et al., 2005), waarbij werd bepaald welke oppervlakte, bij toegenomen productiviteit, vereist is om te voorzien in voldoende voedsel voor de Europees aangemelde soorten. Deze benadering wordt verder uitgewerkt binnen de communicatie-indicator **Ecologisch functioneren**.

Beperkte verhoging van de nutriëntinput kan dus in bepaalde gevallen wenselijk zijn, maar er is ook een keerzijde. De verhoogde toevoer van stikstof en fosfor ging niet gepaard met een zelfde verhoging van de verhoging van silicium en heeft de relatieve beschikbaarheid van de verschillende nutriënten gewijzigd. Dit heeft geleid tot

verschuivingen binnen de fytoplanktongemeenschappen en kan aanleiding geven tot schadelijke algenbloei. Verschuivingen in het fytoplankton kunnen verschuivingen in het zoöplankton of macrobenthos veroorzaken, welke zich kunnen doorvertalen in veranderingen in de hele voedselketen. Ook kunnen schadelijke planktonsoorten tot bloei komen, welke toxines produceren.

Verhoogde fytoplanktondichtheden kunnen leiden tot secundaire effecten, zoals lichtlimitatie door beschaduwning of daling van het zuurstofgehalte. De daling van het zuurstofgehalte kan ten gevolge van de respiratie van het fytoplankton zelf zijn, wat 's nachts leidt tot dalende zuurstofwaarden. Recent onderzoek in het kader van deze evaluatiemethodiek wijst echter uit dat, anno 2010, de daling van het zuurstofgehalte in de Schelde ten gevolge van fytoplanktonrespiratie klein is. Normalerweise zal een overmatige fytoplanktonbloei en bijhorende respiratie niet leiden tot zuurstofproblemen 's nachts, waardoor de criteria gesteld in de evaluatiemethodiek zuurstof niet in het gedrang komen tijdens perioden van sterke algenbloei. Deze bevinding kan echter niet veralgemeend worden naar andere estuaria en mag ook niet als constant in de tijd beschouwd worden. Enkel met de huidige fytoplanktonsamenstelling worden geen zuurstofproblemen gesignaleerd tijdens sterke algenbloei. Wanneer er structurele veranderingen zouden optreden in de algenpopulatie in de Schelde, moet het risico op nachtelijke zuurstofproblemen ten gevolge van algenrespiratie opnieuw geëvalueerd worden.

Effecten op zuurstof

Tijdens sterke algenbloei treedt er momenteel geen zuurstofdepletie op, maar bij afsterven van een dergelijke algenpopulatie rijst er een grote zuurstofvraag. Algenpopulaties kunnen afsterven wanneer ze in ongunstige omstandigheden komen. Veranderende weersomstandigheden liggen vaak aan de basis. Verhoogde debieten kunnen de verblijftijd verkorten, waardoor bijvoorbeeld een zoete planktonpopulatie versneld doorspoelt naar de brakke of zoute zone waar ze niet kan overleven. Sterke temperatuurschommelingen, afname van de hoeveelheid licht (minder zonneschijn of verhoogde troebelheid) kunnen ook een bloei beëindigen. Tenslotte kunnen algen zelf een verdere bloei verhinderen door bijvoorbeeld uitputting van bepaalde nutriënten of zelfbeschaduwning.

Een sterke daling van het zuurstofgehalte bij veranderende weersomstandigheden zal, anno 2010, niet louter toe te schrijven zijn aan de afbraak van een algenbloei. Het stroomopwaartse gedeelte van het estuarium krijgt vanuit het bekken nog steeds een grote allochtone vracht te verwerken. De biologische zuurstofvraag (BOD5) in de Bovenschelde bedraagt gemiddeld nog 9 mg/l (gemiddelde 2005-2009). Modellerings suggereert dat in de zomer de oppervlaktebeluchting de zuurstofvraag voor de afbraak van deze allochtone vracht niet kan compenseren in sommige delen van het estuarium. Het is dankzij de sterke primaire productie in de opwaartse delen van het estuarium dat de hoge allochtone belasting snel kan worden afgebroken zonder zuurstoftekorten. Bij het uitwerken van een evaluatie voor nutriënten en het zoeken naar grenzen voor primaire productie, dient de organische belasting in het estuarium daarom steeds mee in rekening gebracht te worden. Een zekere bloei is vereist, in relatie tot de allochtone nutriënten, om te voldoen aan de zuurstofvraag van het ecosysteem en aldus zuurstoftekorten te vermijden.

Verschuivingen in fytoplankton

Algenbloei in het estuarium wordt momenteel gedomineerd door diatomeeën. Zij vormen de basis van de voedselketen. Zoöplankton of -benthos zal de diatomeebloei begrazen waardoor de energie kan doorstromen naar hogere trofische niveaus. Een goed ontwikkelde zoöplanktongemeenschap helpt een planktonbloei te onderdrukken.

Diatomeeën hebben naast stikstof en fosfor ook silicium nodig. Wanneer de siliciumpool uitgeput geraakt, zullen andere algensoorten de bovenhand krijgen. Verschuivingen in de

algenpopulatie kan verschillende negatieve effecten hebben. Zo is de doorstroming van energie niet meer verzekerd, omdat sommige niet-diatomeesoorten minder goed begraasd worden. Bepaalde zogenaamde plaagalgen kunnen ook rechtstreeks negatieve gevolgen hebben door het uitscheiden van toxines of vormen van dichte matten of schuim. Bovendien is het niet duidelijk of met andere algenpopulaties het nachtelijk zuurstofverbruik binnen de perken blijft.

Wanneer de stikstofpool uitgeput raakt, maar fosfor is nog in overvloed aanwezig, stijgt het risico op de bloei van schadelijke cyanobacteriën. Sommige cyanobacteriën beschikken immers over het vermogen om stikstof te fixeren uit de lucht. Gezien momenteel stikstof nog steeds het meest abundante nutriënt is in de Schelde, zal in deze evaluatiemethodiek niet ingegaan worden op deze problematiek.

Toxiciteit

Van nitriet en ammoniak is beschreven dat het toxisch kan zijn, vooral vis is hier gevoelig voor.

3.2.2 Eutrofiëring in de kustzone

Zuurstofgebrek is in de bovenste waterlagen van de zoute zone van het estuarium en de kustzee niet aan de orde. De eutrofiëringsproblematiek uit zich hier het sterkst door de overmatige bloei van plaagalgen in het voorjaar. Deze algenbloei wordt in hoofdzaak gedomineerd door grote kolonies van de groenalg *Phaeocystis globosa*, verder in deze tekst kortweg *Phaeocystis* genaamd. Wanneer *Phaeocystis* te grote kolonies vormt, worden zij ongeschikt voor begrazing door de meeste zoöplanktonsoorten. Eens de kolonies groter worden dan 400 µm overschrijden ze de graascapaciteit van het zoöplankton, met name die van de copepoden. Er is aldus geen doorstroming van energie meer en geen controle meer over de fytoplanktonbloei. Bezinking van grote hoeveelheden organisch materiaal na een bloeipeik kan leiden tot zuurstofproblemen in de diepste waterlagen. Ook het schuim dat gevormd wordt wanneer de golfslag de algenpopulatie stukslaat, is een karakteristieke uiting van deze vorm van eutrofiëring. *Phaeocystis*bloei wordt daarom door KRW naar voren geschoven als een belangrijke indicator voor eutrofiëring, is ook hier opgenomen in de toetsparameter **Algen** en is mede bepalend voor het opstellen van evaluatiecriteria voor de toetsparameter **Nutriënten**.

Wereldwijd wordt een toename van hypoxia in diepere waterlagen in mondingsgebieden en kustzones waargenomen. De oorzaak van hypoxie aan de bodem is het uitzakken van organisch materiaal dat geproduceerd wordt door fotosynthese in de bovenste waterlagen of dat geïmporteerd wordt uit estuaria en rivieren. Dat materiaal wordt gebruikt als voedselbron door benthische organismen en wordt ook bacterieel afgebroken. De respiratie van deze organismen zorgt voor een zuurstofflux van de waterkolom naar het sediment, waardoor hypoxische condities kunnen ontstaan. Verschillende antropogene en natuurlijke factoren beïnvloeden het voorkomen en de intensiteit van hypoxie aan de bodem, ondermeer klimaatverandering speelt hierin een rol. Zeker voor de kustzone moet deze problematiek verder opgevolgd worden. Momenteel zijn er geen indicaties dat dit zich in onze kustzone voordoet. Wanneer uit de observaties van zuurstof een toename blijkt van hypoxische condities in diepere waterlagen, dringt een uitbreiding van de evaluatiemethodiek zich op.

3.3 Rekenparameters en criteria voor Nutriënten

Eutrofiëring is een complex probleem, dat zich kan uiten op verschillende manieren. Zuurstofgebrek en verschuivingen binnen de algenpopulatie worden hier naar voren geschoven als belangrijke gevolgen, en vormen de basis van de evaluatiemethodiek. De evaluatie van deze uitingen van eutrofiëring, met name zuurstofproblemen en

verschuivingen in planktonpopulaties, komen aan bod in de toetsparameters **Zuurstof** en **Algenbloei**.

3.3.1 Gevaar voor zuurstoftekorten ten gevolge van eutrofiëring

De zuurstofconcentratie is de resultante van uitwisseling met de atmosfeer en primaire productie enerzijds, en consumptie door respiratie en oxidatiereacties anderzijds (zie toetsparameter Zuurstof). De respiratie is in hoofdzaak bacteriële respiratie voor de afbraak van de organische belasting en zuurstofvraag voor nitrificatie. Respiratie door hogere organismen is relatief klein en wordt niet mee geëvalueerd, met ook hier de opmerking dat indien een toename van hypoxische condities aan de bodem wordt waargenomen, respiratie door benthische organismen wel van belang wordt. In het huidige Schelde-ecosysteem wordt ook de nachtelijke respiratie door algen als klein verondersteld.

De rekenparameters die wijzen op mogelijke zuurstoftekorten moeten, net zoals de rekenparameters voor zuurstof zelf, in elk compartiment bepaald worden op niveau 4.

fastNOD

Bij zomerse temperaturen treedt nitrificatie snel op en onttrekt in korte tijd veel zuurstof aan het water. Een hoge ammoniumvrucht kan, wanneer de omstandigheden voor nitrificatie gunstig zijn, d.w.z. hoge temperaturen en de aanwezigheid van een actieve populatie nitrificerende bacteriën, in enkele uren tijd het zuurstofgehalte drastisch naar beneden trekken. Ammoniumconcentraties zijn daarom essentieel voor het bepalen van het gevaar op zuurstoftekorten. Ook voor nitriet zal nog zuurstof opgenomen worden voor de productie van nitraat. Op basis van de concentraties aan NH_4^+ en NO_2^- kan de indicator voor de “stikstof-zuurstofvraag” bepaald worden: de NOD (nitrogen oxygen demand). Omdat het hier over de snel omzetbare stikstoffractie gaat, noemen we de indicator de fastNOD. Er bestaat ook een traag omzetbare stikstoffractie, welke vervat zit in organische verbindingen. Daarvoor is eerst decompositie vereist om het ammonium vrij te stellen, waarna een nitrificatie kan optreden. Dit proces consumeert ook zuurstof, maar veel langzamer. Deze fractie kunnen we daarom omschrijven als de slowNOD. Wat betreft het Schelde-estuarium, is de kennis over deze fractie relatief beperkt en wordt deze fractie niet verder beschouwd bij de evaluatie. Meer informatie in paragraaf 8: Bijlage.

Voor de rekenparameter fastNOD wordt de stikstofzuurstofvraag benaderd uitgaande van de concentraties aan ammonium en nitriet (meer achtergrondinformatie is opgenomen in paragraaf 8: Bijlage):

$$\text{fastNOD} = 4.33 [\text{NH}_4^+ - \text{N}] + 16/14 [\text{NO}_2^- - \text{N}]$$

Omdat dit op zeer korte tijd voor zuurstoftekorten kan zorgen, is deze indicator best zo laag mogelijk. Wettelijke bepalingen hiervoor bestaan niet. Ook voor de ammoniumconcentratie zijn geen bovengrenzen opgenomen in de KRW. Wel zijn er bepalingen voor BOD in de Zeeschelde, welke niet hoger mag zijn dan 6 mg/l. Als de snel afbreekbare fractie deze waarde aanneemt, leidt dit onmiddellijk tot zuurstofproblemen. Daarom wordt hier gesteld dat de snel afbreekbare fractie maximaal 1/3 mag zijn van de BOD. Als bovengrens voor FastNOD wordt daarom 2 mg/l voorgesteld. Als uit modelstudies blijkt dat deze waarde een onder- of overschatting vormt voor het risico op zuurstofproblemen, kan dit beoordelingscriterium aangepast worden, eventueel per compartiment (niveau 3) van het estuarium.

BOD-C

Bacteriële afbraak van de organische belasting vormt een tweede belangrijke oorzaak van zuurstoftekorten. Afbraak van organisch materiaal verloopt een stuk trager, waardoor de daling van het zuurstofgehalte minder snel zal verlopen dan bij nitrificatie (dagen in

plaats van uren). Modelstudies zijn vereist om een beter inzicht te krijgen in de snelheid waarmee zuurstoftekorten zich kunnen voordoen. Niet alle organisch materiaal kent immers dezelfde afbraaksnelheid. Ook hier zou een onderscheid tussen traag en snel afbrekende fracties opportuun zijn. Zodra meer kennis voorhanden is omtrent de diverse afbraaksnelheden, kan deze indicator verfijnd worden. Momenteel wordt voorgesteld om als enige indicator voor de zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie de BOD-C (biochemical oxygen demand – carbon) te gebruiken. Deze BOD bevat geen zuurstofvraag meer voor nitrificatie, en wordt bepaald door het toedienen van een nitrificatieremmer aan het BOD experiment. (Ook uit BOD stalen zonder nitrificatieremmer kan de BOD-C afgeleid worden, zie paragraaf 8: Bijlage) .

In de KRW Vlaanderen wordt 6 mg/l als norm gehanteerd voor BOD. We hanteren de Vlaamse norm als bovengrens voor BOD-C. Wanneer metingen of modelresultaten uitwijzen dat deze grenswaarde onverzoenbaar is met goed ecologisch functioneren van het estuarium, dient de waarde aangepast te worden. Deze nieuwe grenswaarde kan later opnieuw geëvalueerd te worden en desnoods aangepast te worden aan de veranderende systeemkenmerken van het estuarium.

Bij zeer lage BOD meetresultaten wordt de nauwkeurigheid van de metingen twijfelachtig. In de Westerschelde liggen de BOD-waarden, voornamelijk door sterke verdunning, steeds zeer laag. Evaluatie van BOD-waarden heeft hier daarom weinig zin.

TDIN en totaal P

De organische belasting bestaat uit autochtoon en allochtoon materiaal. De BOD-C en NOD metingen aan de opwaartse systeemgrenzen zijn een goede indicator voor de allochtone vracht (vanuit het bekken). De autochtone vracht wordt bepaald door de primaire productie, welke afhankelijk is van de nutriëntvrachten. De totale vracht aan opgeloste anorganische stikstof (TDIN) en fosfor is daarom een goede maat voor het risico op overmatige algenbloei en het ontstaan van een grote autochtone zuurstofvraag. Anderzijds is er een minimale vracht aan nutriënten vereist voor het onderhouden van de voedselketen.

In het huidige estuarium echter zijn nutriënten meestal niet limiterend. Het estuarium wordt licht gelimiteerd verondersteld. In de Zeeschelde zijn naast lichtbeschikbaarheid ook temperatuur, zout en begrazing cruciale factoren voor de primaire productie (Cox 2008), evenals verblijftijd. Bij een korte verblijftijd (hoog debiet) wordt minder fytoplanktonbiomassa opgebouwd dan bij lange verblijftijd (laag debiet). Een lange verblijftijd verhoogt zo de effecten van eutrofiëring (hoge algenbiomassa's, siliciumdepletie, verhoogde relatieve abundantie van niet-diatomeeën, verhoogde zuurstofconsumptie door autotrofe respiratie). Een korte verblijftijd daarentegen vermindert de potentie voor autochtone productie, en zo ook de beschikbaarheid van voedsel voor hogere trofische niveaus. De verblijftijd in de Boven-Zeeschelde wordt bepaald door het debiet dat uit het stroomgebied stroomopwaarts Gent de Boven-Zeeschelde binnenvloei. Het debiet dat het estuarium zo binnen komt is ongetwijfeld sterk verlaagd door menselijk ingrijpen. Bij het beoordelen van de nutriënten moet daarom verblijftijd en lichtklimaat mee in beschouwing genomen worden als verklarende parameters. Een diepgravende studie van de effecten van veranderend lichtklimaat of verblijftijd op het ecologisch functioneren van het estuarium, en de vergelijking met een (historische) referentiesituatie is vooralsnog niet voorhanden. Meer kennis over deze cruciale sturende elementen is vereist voor een verdere uitwerking van deze indicator.

$$\text{TDIN} = \text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}$$

Tot P

Voor de beoordeling van deze rekenparameters gelden pristiene situaties niet als referentie, wel de vereisten om algenbloei in het estuarium niet te laten ontsporen met zuurstofgebrek als gevolg. Hiervoor is geen pasklare norm voorhanden. De beoordeling

voor deze indicator zal erin bestaan eerst na te gaan welke waarden TDIN en tot P mogen aannemen, binnen het actuele ecosysteemfunctioneren, opdat geen zuurstoftekorten zullen ontstaan. Voor elke compartiment (niveau drie) dient bepaald te worden welke minimale primaire productie vereist is om voldoende zuurstof te generen voor de huidige organische belasting, en om voldoende voedsel te voorzien voor de gewenste hogere trofische niveaus. Terugkoppeling naar verblijftijden en lichtklimaat zijn hierbij essentieel. De opgebouwde algenbiomassa mag echter niet te groot worden, anders ontstaat het risico op zuurstoftekorten bij plots afsterven van de populatie. Grenswaarden voor algenbiomassa dienen daarom afgeleid te worden, wat beperkingen zal opleggen aan een complex samenspel van nutriënten, verblijftijd en lichtklimaat. Het is op dit moment nog niet mogelijk de criteria voor deze rekenparameters uit te diepen. Gezien de overmaat aan nutriënten die momenteel nog aanwezig is in het estuarium, wordt bij ontbreken van gedetailleerde criteria, elk status quo of daling voor de rekenparameters TDIN en Tot P positief geëvalueerd. Om schommelingen tussen natte en droge jaren te ondervangen, stellen we dat de jaargemiddelde concentratie moet dalen ten opzichte van de gemiddelde van de voorbije 6 jaar, te bepalen voor elke compartiment op niveau 4.

3.3.2 Gevaar voor verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling

Silicium speelt een sleutelrol bij deze verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling. Daarom werd opgelost silicium opgenomen in de ondersteunende fysico-chemie van de KRW. De relatieve beschikbaarheid van Si t.o.v. N en P bepaalt grotendeels of de fytoplanktonpopulatie bestaat uit een diatomeeën- of een niet-diatomeeëngemeenschap. Een toename van het relatieve belang van niet-diatomeesoorten in een fytoplanktonpopulatie is een van de meest bekende negatieve impacts van eutrofiëring.

De concentraties van Si worden in hoge mate bepaald door wat bovenstrooms gebeurt. De input vanuit het bekken werd lang als constant beschouwd. Recent onderzoek aan de Universiteit Antwerpen toont echter aan dat landgebruik een grote invloed heeft op siliciumfluxen naar het estuarium. Wijzigingen in het estuarium kunnen ook de fluxen naar stroomafwaartse delen beïnvloeden. Nu bijvoorbeeld het Rupelbekken terug herademt en er opnieuw een diatomeebloei voorkomt, wordt een verschuiving van de siliciumlimitatie vastgesteld in het estuarium. Heel wat factoren die fytoplanktonbloei bepalen in de Zenne en de opwaartse systeemgrenzen zijn immers veranderd, en bij gebrek aan kennis van de zoetwatersoorten weten we niet meteen waartoe die veranderingen gaan resulteren in afwaartse gebieden. Metingen van Si kunnen tonen waar mogelijke limitatie kan optreden.

Niet enkel wat bovenstrooms gebeurt is bepalend, ook de evoluties in het zoetwatergedeelte van het estuarium kunnen bepalend zijn voor het brakke en zoute gedeelte van het estuarium. Door de langere verblijftijden kan fytoplanktonbloei veel hogere concentraties (500 tot 1000 µg/l chl a) bereiken in het zoete estuarium dan in de bovenlopen. De siliciumconsumptie ligt dan ook veel hoger in dit deel van het estuarium waardoor transport van Si naar de Westerschelde lager is en de limitatie zich zeewaarts kan verder zetten. De verhouding Si/N/P is de ideale sleutel die ons in staat stelt veranderingen in planktonpopulaties en primaire productie te begrijpen.

Zowel DSi als BSi zijn van belang

Niet enkel het opgeloste silicium (DSi) maar ook de biogene vorm (BSi) dient gemeten te worden voor een goed begrip van alle stofstromen binnen het ecosysteem. Diatomeeën nemen enkel de opgeloste vorm, DSi, op. DSi meten is dus essentieel om lokaal het eutrofiëringsprobleem te evalueren.

Na opname door organismen wordt DSi omgezet in de niet opneembare vorm BSi (biogeen silicium). Bij sterke planktonbloei, bestaat 85 % van de vracht of meer uit de biogene vorm van silicium. Het grootste deel van Si wordt dus als BSi getransporteerd

richting zee. We kunnen dus nooit Si in het eutrofiëringplaatje passen zonder BSi, en nooit een compleet beeld krijgen van verhoudingen, noch van processen die Si beïnvloeden.

Door toenemende bloei bovenstrooms kan het belang van BSi nog toenemen, en vergroot de kans op DSi-tekorten, en verschuivingen in de planktongemeenschap in de Westerschelde of kustzee. Metingen van DSi en BSi geven indicaties in welke mate een daling van DSi verschuift naar toegenomen BSi. Recent onderzoek heeft aangetoond dat BSi een belangrijk deel van de siliciumvracht vormt binnen het Schelde-estuarium (Struyf et al. 2007). Dit BSi kan tijdelijk of definitief worden neergeslagen in nieuw aangelegde overstromingsgebieden (Jacobs et al., 2008). Dit proces zal in toenemende mate belangrijk worden door de aanleg van grote, nieuwe overstromingsgebieden. Voorts heeft de Boven-Zeeschelde een spectaculaire verandering ondergaan waardoor de diatomeebloei in dit gedeelte van het estuarium sterk verhoogd is t.o.v. een tiental jaar geleden (Cox et al., 2009). In de Rupel en de Zenne wordt, door de toenemende zuivering, hetzelfde verwacht. Dit vergroot wellicht het aandeel van BSi in de totale Si vracht, gezien de relatieve inertie van BSi.

Er zijn dus aanwijzingen dat tot 50% van de Si-toevoer naar kustzones in biogene vorm (BSi) plaatsvindt. Het is echter niet duidelijk of bij toegenomen DSi consumptie, de BSi export toeneemt, of dat een deel van het geproduceerde BSi in het estuarium gestockeerd blijft en niet meer in het mariene milieu terecht komt. Ook is het nog niet duidelijk welke rol het zoöplankton speelt bij de recycling van silicium. Ondanks de sterk toegenomen consumptie van DSi in bovenstroomse delen van het estuarium, lijken de siliciumtekorten in meer afwaartse zone niet echt toe te nemen. Mogelijk wordt door begrazing door zoöplankton BSi in het fytoplankton sneller gecycleerd en opnieuw vrijgesteld als DSi, waardoor siliciumdepletie wordt vermeden. Het is duidelijk dat meer kennis vereist is om deze problematiek correct te kunnen evalueren. Hogere BSi vrachten kunnen immers resulteren in een verscherping van deze siliciumproblematiek in afwaartse gebieden en de kustzone. Zonder de mechanismen achter recycling en de rol van zoöplankton te kennen is het niet mogelijk om te oordelen in welke mate bovenstroomse autotrofie (door nog steeds zeer hoge P- en N-concentraties) benedenstroomse fytoplanktongemeenschappen beïnvloedt. Ten gevolge zal, bij potentiële verschuivingen in de fytoplanktongemeenschap, het met de huidige kennis moeilijk zijn om ondubbelzinnig oorzaak-gevolg relaties op te stellen, en is het evenmin mogelijk om gepaste mitigerende maatregelen uit te werken.

Metingen van DSi en BSi kunnen wel nagaan of de export van Si naar de Westerschelde en Noordzee wijzigt, en of eventuele toename of afname van BSi richting Westerschelde het ecosysteem daar kan beïnvloeden. Zowel voor veranderingen in het Schelde-estuarium zelf, als voor de beïnvloeding van het ecosysteem in de Noordzee, zijn dus metingen van DSi en BSi een noodzaak.

Metingen van DSi en BSi zijn reeds enkele jaren geleden toegevoegd aan de systeemmonitoring in de Zeeschelde. In de Westerschelde wordt de DSi monitoring ook uitgebreid met staalnames voor BSi. De data zijn dus voorhanden voor het opstellen van rekenparameters die beide siliciumvormen hanteren.

DSi

De concentratie aan opgelost silicium zal een verschuiving in de fytoplanktonpopulatie induceren. Vanaf 0.01 mM kan silicium immers limiterend worden voor de groei van diatomeeën. Deze grenswaarde wordt daarom als beoordelingscriterium gehanteerd voor het acute risico op lokale shift van diatomee- naar niet-diatomee-algen. Waarschijnlijk verschilt de limiterende concentratie silicium van soort tot soort. In de brakke, zoute of zoete zone zal limitatie optreden bij verschillende concentraties. Zolang echter de juiste kennis hieromtrent niet voorhanden is, wordt 0.01 mM gebruikt als grenswaarde.

Ook de duur van de depletie is van belang. Een beperkte periode van siliciumlimitatie is onschadelijk zolang het relatieve belang van niet-diatomeeën in de fytoplanktonpopulatie niet te sterk afneemt. Sinds het snelle herstel van de Zeeschelde in het begin van deze eeuw, zien we verlengde periodes van zeer lage siliciumconcentraties. Uit analyse van de gegevens uit 2004 blijkt dat na een periode van 4 maanden van lage siliciumconcentraties het relatieve aandeel van diatomeeën in de totale populatie in de Zeeschelde tot onder de 60% zakte. Daarom wordt de rekenparameter DSi pas negatief beoordeeld als de waarde langer dan 2 twee weken (= 2 opeenvolgende meetcampagnes in het zomerhalfjaar) onder 0,01 mM daalt, te bepalen in elk compartiment (niveau 4).

ICEP: ICEP-DSi en ICEP-TSi

Om een indicatie te hebben voor het risico op ongewenste verschuivingen in de algengemeenschap in afwaartse gebieden en vooral de kustzeeën, ontwikkelden Billen en Garnier (2007) de "Indicator of Coastal Eutrofication Potential" of ICEP. Voor deze indicator gaan zij ervan uit dat zolang er voldoende opgelost silicium is, geen schadelijke algen tot bloei zullen komen. (Deze vereenvoudiging is niet volledig correct; ook de totale stikstofvracht zal een rol spelen, wat wordt opgenomen in de rekenparameter TDIN-vracht.) De ICEP bepaalt de potentiële koolstofbiomassa die zich kan ontwikkelen in de afwaartse gebieden ten gevolge van ongewenste algenbloei op basis van de resterende hoeveelheden stikstof of fosfor, nadat alle silicium werd geconsumeerd. Om verschillende estuaria met elkaar te kunnen vergelijken, wordt de ICEP uitgedrukt per oppervlakte van het stroomgebied, dus in de eenheid kg C. km⁻². dag⁻¹. De ICEP is gebaseerd op de molaire Redfield ratios waarbij C:N:P:Si zich verhouden als 106:16:1:20. De berekening gaat als volgt:

$$\text{ICEP} = (\text{Nflux}/(14 \cdot 16) - \text{Siflux}/(28 \cdot 20)) \cdot 106 \cdot 12 \quad \text{wanneer } \text{N/P} < 16 \text{ (N is limiterend over P)}$$

$$\text{ICEP} = (\text{Pflux}/31 - \text{Siflux}/(28 \cdot 20)) \cdot 106 \cdot 12 \quad \text{wanneer } \text{N/P} > 16 \text{ (P is limiterend over N; dit laatste is vooralsnog het geval in de Schelde, waardoor deze berekeningswijze voor ICEP van toepassing zal zijn).}$$

Indien inzichten in de ratio's wijzigen, dient de berekening van de ICEP aangepast te worden, eventueel met verschillende rekenwijzen per deelzone van het estuarium.

Bij Billen en Garnier (2007) stellen Nflux, Pflux en Siflux de gemiddelde fluxen voor totaal stikstof, totaal fosfor en opgelost silicium aan de monding. Ze wijzen er meteen op dat door opgelost silicium te gebruiken in hun evaluatie, een onderschatting wordt gemaakt van de siliciumflux, en dus een mogelijke overschatting van het eutrofiëringsprobleem. Daarom wordt in deze tool voorgesteld om een ICEP te berekenen met DSi waarden (ICEP-DSi) en een ICEP te berekenen met de totale siliciumflux, zijnde DSi + BSi (ICEP-TSi). We stellen ook voor om de ICEP niet enkel te berekenen aan de monding van het estuarium om de impact op de kustzee te bepalen, maar ook in elke zone (niveau drie) van het estuarium. Indien beide ICEP bepalingen evolueren doorheen het estuarium, kan dit informatie opleveren over het estuariene ecosysteemfunctioneren. Wanneer zones functioneren als silicium-sink of -bron, kan dit invloed hebben op de ICEP. Cyclering van BSi naar DSi door bijvoorbeeld zoöplankton kan veranderingen teweegbrengen in de beide ICEP-indicatoren en hun onderlinge verhouding.

Billen en Garnier (2007) hebben de ICEP-DSi toegepast op diverse estuaria. Ook voor pristiene situaties werd de ICEP-DSi gemodelleerd. In onverstoorde milieus levert de ICEP-DSi stevast negatieve waarden op: silicium is steeds in overmaat aanwezig. In sterk eutrofe systemen, stijgt de ICEP-DSi boven 0 uit tot ca 20 à 30 kg C/km²/dag, wat wijst op een groot potentieel van schadelijke algenbloei. Een negatieve ICEP-DSi wordt dus positief geëvalueerd. Indien de ICEP-DSi positief wordt, is dit een aanwijzing dat er stroomafwaarts problemen kunnen rijzen. Echter, de vracht aan BSi is in de ICEP-DSi

niet in rekening gebracht. Als de ICEP-TSi negatief is, daalt het risico op eutrofiëringsproblemen. Het is echter nog niet duidelijk of biogeen silicium in elk afwaartse compartiment steeds terug beschikbaar zal komen als DSi, noch binnen welke tijdsspanne dit gebeurt. BSi kan mogelijk snel recycleren (bijvoorbeeld via zoöplankton), het kan evengoed traag recycleren na depositie in schorren, of het kan begraven worden en voor zeer lange tijd uit de siliciumkringloop verdwijnen.

Volgende criteria stellen we bijgevolg voor:

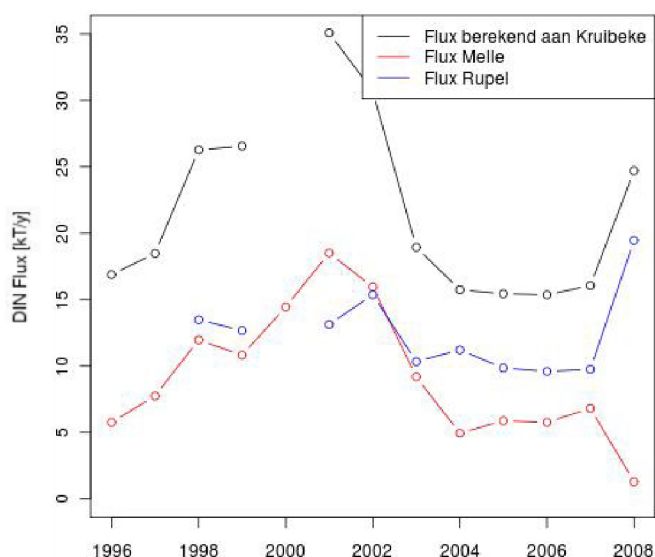
Negatieve ICEP-TSi en ICEP-DSi krijgen een positieve evaluatie. Positieve ICEP-TSi wordt negatief geëvalueerd. Positieve ICEP-DSi wordt negatief geëvalueerd als in het afwaartse compartiment siliciumdepletie optreedt, met ander woorden als de rekenparameter DSi negatief scoort.

Bij toenemende kennis over de cyclering van BSi naar DSi, kunnen de evaluatiecriteria voor de indicator verfijnd worden.

TDINflux

Niet enkel de verhouding van de nutriënten, ook hun absolute concentraties kunnen een rol spelen in de verstoring van de fytoplanktonpopulatie. Lancelot et al. (2009) hebben hieromtrent onderzoek verricht voor de Belgische kustzone. *Phaeocystis* wordt hier als indicatorspecies gebruikt voor schadelijke algenbloei. Echter niet alle *Phaeocystis* is schadelijk. De groenalg *Phaeocystis* vormt van nature een belangrijk onderdeel van de fytoplanktonpopulatie. Wanneer deze soort niet overmatig tot bloei komt, zullen geen grote kolonies ($> 400 \mu\text{m}$) gevormd worden en wordt deze soort eveneens begraasd door het zoöplankton, waardoor het een gewenste soort is in het fytoplankton. Ze draagt immers bij tot de voedselketen. Grote kolonies kunnen daarentegen niet meer begraasd worden en veroorzaken de eerder vermelde problemen. De trofische efficiëntie van het ecosysteem komt in het gedrang.

In de KRW wordt *Phaeocystis* als een ongewenste soort omschreven; 10^6 cellen per liter wordt als maximum aanbevolen voor een goede waterkwaliteit. Deze aanbeveling maakt echter geen onderscheid tussen de schadelijke grote kolonies van *Phaeocystis* en de veel kleinere, gewenste kolonies. Lancelot et al. (2009) bepaalden een grens van 4×10^6 cellen per liter vanaf wanneer grote, onbegraasbare kolonies de bovenhand krijgen. Dit getal komt ook overeen met de maximale *Phaeocystis*-dichtheden die in pristiene situatie kunnen voorkomen, volgens hun modelberekeningen. Vervolgens konden zij bepalen welke de maximale nutriëntvracht naar de Noordzee mag zijn om deze grenswaarde voor *Phaeocystis*-bloei niet te overschrijden. Ze concludeerden dat de totale TDIN flux die de Noordzee bereikt maximaal 60 kT per jaar mag zijn. Modellen wezen uit dat die flux bij het begin van dit millennium nog zowat 80 kton/jaar bedraagt, wat betekent dat de flux ca 25% dient te dalen. De Schelde levert hieraan een belangrijke bijdrage. Zowel de berekeningen met Riverstrahler (Billen, 2005; Lancelot, 2009) als de berekeningen van Soetaert (Hofman, 2008) als de berekeningen van Cox (mondelinge mededeling) in het kader van deze evaluatiemethodiek geven aan dat die flux vanuit de Zeeschelde in het begin van dit decennium tot meer dan 30 kT/jaar bedraagt (Figuur 3-1) Er valt wel een grote schommeling op in de jaarlijkse flux, die gerelateerd is aan de debieten. Bij toenemende debieten zal, door verhoogde uitspoeling van nutriënten uit het bekken, de flux naar de kustzee ook toenemen (Struyf et al., 2004).



Figuur 3-1: TDIN flux (kiloton/jaar)

Het is uiteraard moeilijk of misschien onmogelijk te bepalen wat de natuurlijke of redelijke relatieve bijdrage van de Schelde aan de totale TDIN-flux zou moeten zijn. Rekenen we met de verhoudingen van het jaar 2000, dan betekent een reductie van 25% dat de maximale flux nog 22,5 kiloton/jaar mag bedragen. Gezien de zeer slechte reputatie van de Schelde, is de kans reëel dat de Schelde anno 2000 een proportioneel te grote bijdrage leverde aan de eutrofiëring ten opzichte van Seine en Somme. Daarom wordt in deze evaluatiemethodiek, zolang de relatieve bijdrage van de diverse estuaria niet beter ingeschat kan worden, een maximale TDIN-flux vanuit de Schelde aan de monding voorgesteld van 20 kiloton/jaar. Voor fluxen hoger dan 20 kiloton/jaar, wordt deze indicator als negatief geoordeeld.

Om de relatieve bijdrage aan de eutrofiëring van de kustzee te kennen voor de verschillende delen van het estuarium, wordt de jaarlijkse flux ook bepaald in elk compartiment op niveau 3. Zo kan men aangeven waar een probleem zich situeert of waar eventueel reductie te realiseren valt. Criteria zijn echter niet voorhanden voor de verschillende compartimenten.

3.3.3 Toxiciteit

Nitriet

Voor viswater stelt men dat vanaf een concentratie aan nitrietstikstof (NO_2^- -N) van 0.03 mg/l er schadelijke effecten kunnen zijn. Daarom geldt de norm van 0.03 mg/l ook hier als criterium voor een evaluatie van de toxiciteit van nitriet.

Ammoniak

Ammoniak (NH_3) heeft bij concentraties boven 0.025 mg/l NH_3 -N een schadelijke invloed op diverse organismen in het aquatische ecosysteem. De evaluatie van ammoniak stelt daarom 0.025 mg/l als criterium.

Ammoniak kan rechtstreeks gemeten worden, maar dit gebeurt niet standaard binnen het Moneos monitoringsprogramma. Metingen van NH_3 zijn niet essentieel; NH_3 kan ook berekend worden via het chemische evenwicht met ammonium (NH_4^+).



Via de dissociatieconstante en de pKa kan NH_3 bepaald worden uit NH_4^+ en pH:

$$\text{pH} - \text{pKa} = \log([\text{NH}_3]/[\text{NH}_4^+])$$

waarbij pKa temperatuur afhankelijk is: $\text{pKa} = 0.09018 + 2729.92/T$, ($T = \text{Kelvin} = 273 + T$ °C).

3.4 Samenvatting en beoordeling

Reken-parameter	Beoordeling
FastNOD	FastNOD= $4.33 [\text{NH}_4^{+}\text{-N}] + 16/14 [\text{NO}_2^{-}\text{-N}]$, te bepalen in elk compartiment op niveau 4, mag 2 mg/l niet overschrijden voor een positieve evaluatie.
BOD-C	BOD-C (BOD voor koolstofmineralisatie, na toevoeging van nitrificatieremmer) mag 6 mg/l niet overschrijden, te bepalen in elk compartiment op niveau 4 in de Zeeschelde.
TDIN	De jaargemiddelde TDIN concentratie ($\text{TDIN} = \text{NH}_4^{+}\text{-N} + \text{NO}_2^{-}\text{-N} + \text{NO}_3^{-}\text{-N}$), te bepalen in elk compartiment op niveau 4, moet dalen ten opzichte van de gemiddelde TDIN concentratie van de voorbije 6 jaar.
Totaal P	De jaargemiddelde totaal P concentratie, te bepalen in elk compartiment op niveau 4, moet dalen ten opzichte van de gemiddelde totaal P concentratie van de voorbije 6 jaar.
DSi	DSi wordt negatief beoordeeld als de waarde langer dan 2 twee opeenvolgende meetcampagnes onder 0,01 mM daalt (uitgaande van twee meetcampagnes per maand in het zomerhalfjaar), te bepalen in elk compartiment op niveau 4.
ICEP-TSi	$\text{ICEP-TSi} = (\text{Nflux}/(14 \cdot 16) - \text{TSiflux}/(28 \cdot 20)) \cdot 106 \cdot 12$ wanneer $\text{N/P} < 16$ $\text{ICEP-TSi} = (\text{Pflux}/31 - \text{TSiflux}/(28 \cdot 20)) \cdot 106 \cdot 12$ wanneer $\text{N/P} > 16$ ICEP-TSi dient negatief te zijn voor een positieve evaluatie, te bepalen in elk compartiment op niveau 3.
ICEP-DSi	$\text{ICEP-DSi} = (\text{Nflux}/(14 \cdot 16) - \text{TSiflux}/(28 \cdot 20)) \cdot 106 \cdot 12$ wanneer $\text{N/P} < 16$ $\text{ICEP-DSi} = (\text{Pflux}/31 - \text{TSiflux}/(28 \cdot 20)) \cdot 106 \cdot 12$ wanneer $\text{N/P} > 16$ ICEP-DSi wordt bepaald in elk compartiment op niveau 3. ICEP-DSi < 0 wordt positief geëvalueerd. ICEP-DSi > 0 wordt negatief beoordeeld als de rekenparameter DSi in het afwaartse compartiment (niveau 3) negatief scoort.
TDINflux	Overschrijdt de TDIN-flux vanuit de Schelde, bepaald aan de monding, 20 kiloton/jaar wordt deze rekenparameter negatief beoordeeld. Jaarlijks te bepalen, op niveau 1.
Nitriet	Nitrietstikstof ($\text{NO}_2^{-}\text{-N}$), maandelijks te bepalen in elk compartiment op niveau 4, mag 0.03 mg/l niet overschrijden voor een positieve evaluatie.
Ammoniak	Ammoniak (NH_3), maandelijks te bepalen in elk compartiment op niveau 4, mag 0.025 mg/l niet overschrijden voor een positieve evaluatie.

De toetsparameter Nutriënten kan pas positief geëvalueerd worden als alle rekenparameters een positieve evaluatie krijgen.

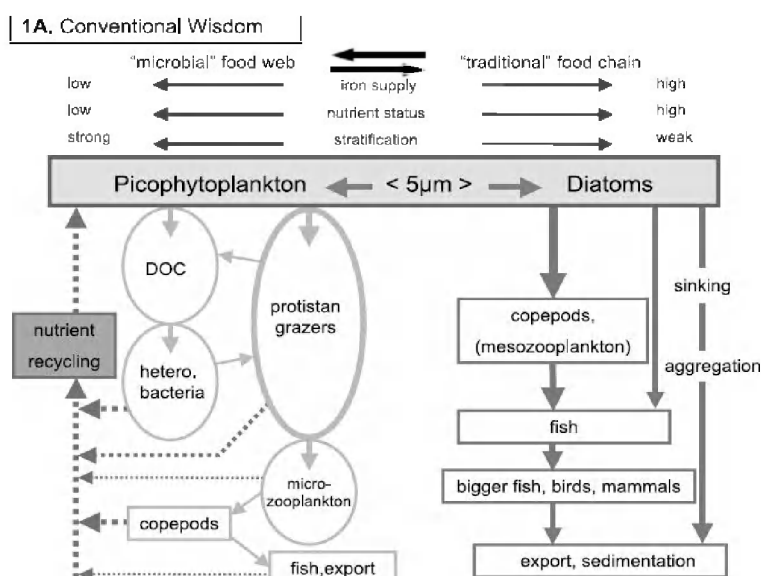
4 Toetsparameter Algenbloei

Met belangrijke bijdragen van J. Kromkamp (CEME)

4.1 Inleiding

Algen staan in voor de primaire productie in het estuarium (primaire productie door marcofyten kan verwaarloosd worden). De primaire productie vormt de basis van een ecosysteem omdat het zorgt voor de input van organisch materiaal in het ecosysteem via de fotosynthese en opname van nutriënten. De primaire productie bepaalt zo in belangrijke mate de grenzen van de draagkracht. Veel primaire productie kan leiden tot zowel positieve als negatieve effecten. Een positief effect kan zijn een grote productie van de hogere trofische niveaus, zoals bijvoorbeeld een hoge biomassa aan schelpdieren en vissen (eventueel ook beschikbaar voor de visserij). Een negatief effecten kan zijn dat hoge primaire productie kan leiden tot zuurstoftekorten met als gevolg eventueel massaal afsterven van hogere trofische niveaus. Een lage primaire productie kan een relatief lage productie van de hogere trofische niveaus tot gevolg hebben, wat vanuit het oogpunt van de biodiversiteit niet slecht hoeft te zijn (Meire en Maris, 2008).

Zoals weergegeven in Figuur 4-1 spelen diatomeeën (ook wel kiezelwieren genaamd) een belangrijke rol in de nutriëntopname in het pelagiale voedselweb en de fixatie van nutriënten uit de waterkolom naar het sediment. Hiermee bufferen zij in feite het systeem voor andere potentiële fytoplanktonsoorten (probleemalgen) ten gevolge van verrijking van het systeem. De competitie tussen diatomeeën en bloeialgen wordt voornamelijk bepaald door het silicium (DSi) aanbod (zie communicatie-indicator **Nutriënten**, waar **DSi** is opgenomen als toetsparameter). De potentiële probleemalgen (of plaagalgen) maken uiteraard ook deel uit van de primaire productie in de waterkolom.



Figuur 4-1: Schematisch pelagisch voedselweb met 'microbial loop' (links) en de meer klassieke voedselketen (rechts), afkomstig uit Barber en Hiscock (2006).

De soortensamenstelling en abundantie van het fytoplankton is afhankelijk van tal van factoren. Zo zijn de soorten van het fytoplankton veelal gebonden aan bepaalde saliniteitszones, waarmee de afvoer (afhankelijk van de waterretentie) er voor zorgt dat soorten op een gegeven moment in ongunstige omstandigheden terecht komen, waar

dan sterfte optreed. Bovendien wordt de algenproductie weer bepaald door lichtinval en temperatuur wat samenhangt met de troebelheid van het systeem (iets waar de planktonproductie en met name -sterfte ook weer invloed op heeft). Ondanks een hoge primaire productie kan het fytoplankton en het microfytobenthos in toom worden gehouden wanneer er een flinke begrazingsdruk van zoöplankton en macrozoöbenthos aanwezig is. Die organismen zijn echter vaak weer afhankelijk van goede zuurstofcondities, die juist sterk kunnen worden beïnvloed door de sterfte van algen.

Naast pelagische algen (in de waterkolom), mag ook het belang van bentische algen (op de bodem) niet worden vergeten. Bentische microalgen of microfytobenthos (MPB) zijn belangrijke primaire producenten. De primaire productie van MPB kan 50% of meer bedragen van de totale primaire productie in een estarium (Underwood en Kromkamp 1999). Maar MPB zijn ook belangrijke ecosysteembouwers omdat ze relatief grote hoeveelheden extracellulaire polymere substanties (EPS; vnl koolhydraten) uitgescheiden met name tijdens de verticale migratie. Hiermee stabiliseren ze het sediment (Paterson, 1989; Underwood en Kromkamp, 1999; Underwood en Paterson, 2003). Behalve stabilisatie van het sediment vangt het EPS ook fijn sediment in, waardoor het lichtklimaat in de waterkolom verbeterd. Omdat het microfytobenthos niet voorkomt in de waterkolom, wordt deze groep ook niet geëvalueerd binnen de piramide **Waterkwaliteit**, maar komt dit aan bod bij de piramide **Leefomgeving**. Daar wordt wel de zelfde redenering opgebouwd bij het beoordelen van de algenbloei als binnen dit hoofdstuk.

4.2 Effecten van Algenbloei op het ecosysteem

Het klassieke beeld is dat in voedselarme situaties (zoals de oligotrofe delen in de oceanen) het pelagische voedselweb gedomineerd wordt door picofytoplankton wat onmiddellijk begraasd wordt door het microzoöplankton. Deze begrazing zorgt voor regeneratie van nutriënten die de algen dan weer in staat stelt om door te groeien. Dit systeem wordt gekenmerkt door een lage biomassa. De fractie aan primaire productie op basis van geregenereerde nutriënten is hoog. Men geeft dit ook wel aan met een lage *f*-ratio; de ratio die de primaire productie op basis van geïmporteerde nutriënten t.o.v. de totale primaire productie weergeeft (Dugdale en Goering 1967; Dugdale en Wilkerson 1986; Dugdale et al., 1990; Underwood en Kromkamp, 1999). In systemen gekenmerkt door opwelling, of in kustsystemen met een duidelijke seizoensdynamiek en een voorjaarsbloei, waarbij aan het eind van de winter veel nutriënten aanwezig zijn, wordt de primaire productie volgens de klassieke inzichten gedomineerd door het grotere fytoplankton en lijkt de samenstelling van het voedselweb meer op de klassieke lineaire voedselketen leidend van fytoplankton naar vis. Nu weten we echter dat ook in relatief rijke nutriëntensituaties de microbiële lus actief is, zelfs in hogere mate dan in de oligotrofe situatie, maar vanwege de dominantie van de diatomeeën is dat niet zo goed zichtbaar. Echter ook de samenstelling van de fytoplanktongemeenschap kan de structuur van het voedselweb beïnvloeden. Tijdens de bloei van *Phaeocystis* is de begrazing van dit organisme gering vanwege het feit dat de kolonies nauwelijks begraasd worden. Hierdoor verschuift het voedselweb richting microbiële lus en neemt de transfer van POC/POM richting de hogere trofische niveaus af. Massaal afsterven van de bloei gevolgd door bezinking kan leiden tot lokale zuurstofloosheid aan het oppervlak van de bodem en sterfte van de daar aanwezige fauna. Groei en productiviteit van fytoplankton is rechtstreeks gekoppeld aan waterkwaliteit (o.a. temperatuur, nutriënten, lichtklimaat, toxische stoffen), hydrodynamica (verblijftijd) die daarom als toetsparameter of verklarende parameter zijn opgenomen in deze evaluatiemethodiek.

Veranderingen in samenstelling en abundantie bij primaire producenten kunnen zich doorvertalen in verschuivingen in het gehele voedselweb. Binnen deze evaluatiemethodiek wordt ingezoomd op twee facetten van algenbloei. Enerzijds is algenbloei, en meer bepaald de primaire productie, het proces dat zonne-energie vastlegt in organische verbindingen, die dan kunnen worden doorgegeven in de voedselketen.

Primaire productie bepaald in hoge mate de draagkracht van het systeem voor de hogere trofische niveaus. Het zoöplankton en belangrijke delen van het macrozoöbenthos (suspensievoedende en/of filtrerende organismen) zijn volledig afhankelijk van de primaire productie, en zij vormen weer het voedsel voor de hogere trofische niveaus (o.a. hyperbenthos, vissen en vogels). Echter niet alle algensoorten worden even goed begraasd. Het zijn vooral de diatomeeën die de basis van de voedselketen vormen, bij andere groenalgen is de doorstroming van energie veel minder verzekerd en kunnen bij overmatige bloei zuurstofproblemen optreden (zie toetsparameter Nutriënten). Het doorstromen van de energie van de primaire producten naar de rest van de voedselketen vormt daarom een uitgangspunt bij de evaluatie van de algenbloei.

Anderzijds bestaat ook het gevaar dat ongewenste algen tot bloei komen. Een soort die met name aan het einde van het voorjaar het mariene deel van de Westerschelde en de kustzone volledig kan domineren, is de haptofyt *Phaeocystis* sp. (zie ook toetsparameter Nutriënten). De primaire productie van deze soort kan dan 50% van de totale primaire productie bedragen. Sommige algensoorten (zoals dinoflagellaten of cyanobacteriën) kunnen zelfs toxisch zijn voor hogere trofische niveaus. Een evaluatie van de plaagalgen is daarom ook opgenomen.

4.3 Rekenparameters voor de toetsparameter algenbloei

4.3.1 Doorstroming van energie

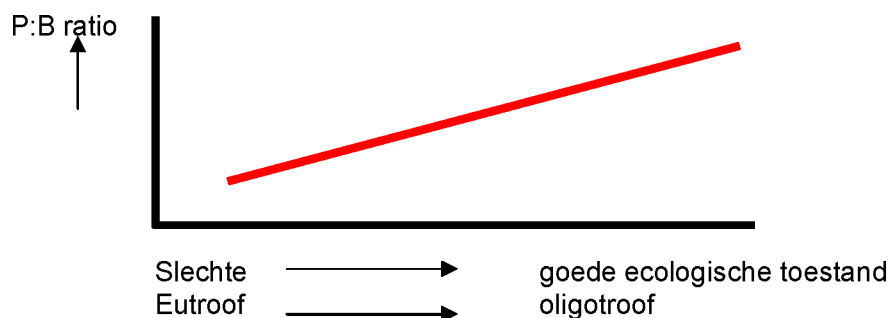
Ongeveer de helft van de primaire productie op Aarde wordt door het fytoplankton voor zijn rekening genomen (Field et al., 1998). Fytoplankton maakt echter ongeveer 1% van de totale biomassa aan levend koolstof uit. Een gevolg hiervan is dat de turn-over-tijd van fytoplankton heel hoog is in vergelijking met de turn-over-tijd van de terrestrische primaire producenten. Zoals ook al uit Figuur 4-1 is af te leiden, is de fytoplanktonbiomassa te beschouwen als een fluxvariabele; het resultaat van groei of primaire productie en verliesprocessen. De turn-over-tijd van het fytoplankton varieert door het seizoen en varieert tussen de 1 a 2 weken in de winter/vroege voorjaar tot 0.5 tot 7 dagen in de zomer.

Omdat de fytoplanktonbiomassa door zowel bottom-up-factoren (nutriënt- of lichtlimitatie en temperatuur) als door top-down-factoren (begrazing, virusinfecties, lysis, etc) wordt beïnvloed, kan de hoeveelheid primaire productie per gemeten biomassa aan fytoplankton sterk verschillen. Figuur 4-3 laat dit in een voorbeeld zien voor twee naast elkaar liggende systemen; de Oosterschelde en de Westerschelde, waarbij eerstgenoemde een veel hogere productie/biomassa (P:B) ratio kent. De verschillen kunnen deels worden verklaard uit de hoge troebelheid van de Westerschelde waardoor de respiratoire verliezen van het fytoplankton hoger zijn dan in de Oosterschelde. Vanwege de hogere primaire productie in de Oosterschelde kan de productie van de hogere trofische niveaus dus ook groter zijn, zelfs met lagere chl-a waarden.

Chl-a kan dus niet gelden als een goede maat voor de hoeveel energie die kan doorstromen naar hogere niveaus. Een systeem met nauwelijks primaire productie kan toch hoge chl-a waarden bereiken als begrazing ontbreekt. De P:B ratio geeft wel een indicatie van de energiedoorstroming. Een aquatisch ecosysteem kan zich in 2 extremen bevinden (Figuur 4-2):

1. Een oligotroof systeem, waar de primaire productie gereguleerd wordt door de nutriënten beschikbaarheid (dus waar de primaire productie nutriënt gelimiteerd is) en waar een groot deel van de primaire productie plaats vindt op geregenereerde nutriënten. Een dergelijk systeem heeft een hoge P:B-ratio, veroorzaakt door een hoge graasactiviteit.
2. Een hypertroof systeem. Het systeem is ernstig verrijkt met nutriënten, de fytoplanktonbiomassa is hoog maar de productiviteit per eenheid biomassa is

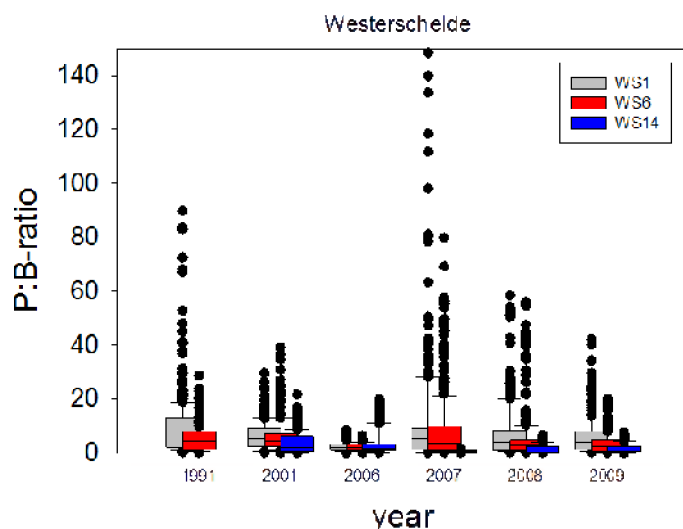
laag. Veelal zijn de algen ook slecht eetbaar/toxisch (denk aan hypertrofe meren gedomineerd door cyanobacteriën). Dit systeem heeft dus een lage P:B ratio.

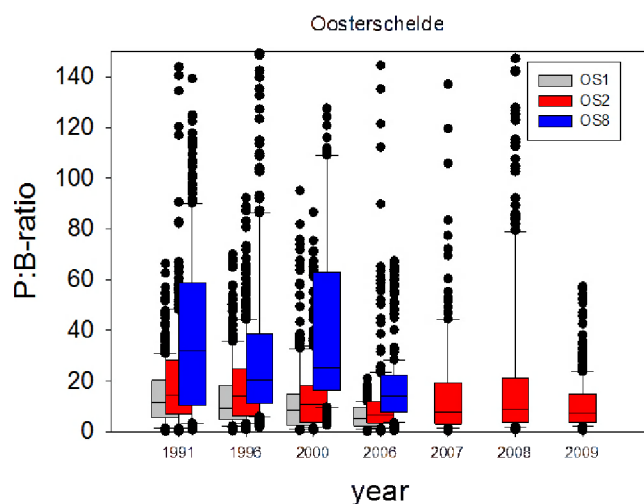


Figuur 4-2: De P:P ratio in functie van de trofie graad van het estuarium.

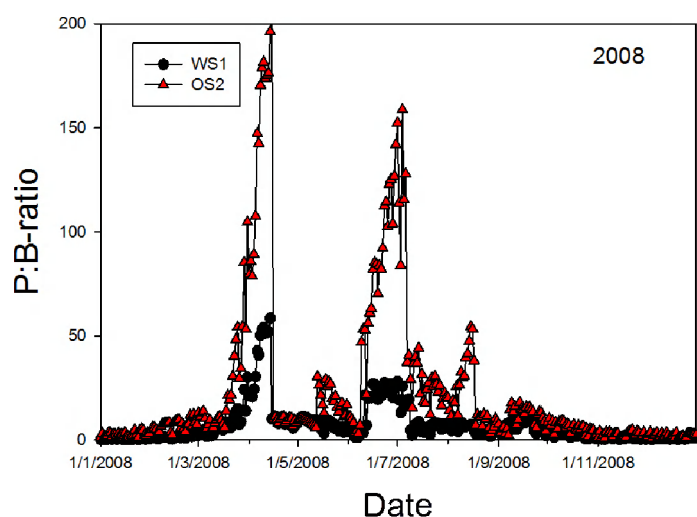
Oligotrofe situaties leiden tot een gunstige, hoge P:B ratio. Oligotrofie is in de Schelde wellicht niet meer te realiseren. Een (beperkte) verhoging van de nutriëntinput werd in deze methodiek ook niet per definitie als negatief beschouwd: verhoogde nutriëntinput kan leiden tot hogere primaire productie en dus meer draagkracht per eenheid van oppervlakte. Dit kan ten dele tegemoet komen aan de sterke inkrimping van het natuurlijke areaal van het estuarium. Voorwaarde is wel dat de energie goed kan doorstromen doorheen de voedselketen, met andere woorden dat de P:B ratio hoog moet zijn. Als de verhoogde nutriëntinput leidt tot een verhoogde primaire productie die wordt geconsumeerd door hogere niveaus, wordt dit als positief geëvalueerd.

In Figuur 4-2 ligt de Westerschelde links van de Oosterschelde. De gemiddelde P:B-ratio in de Westerschelde is veel lager dan in de Oosterschelde, hetgeen verwacht kan worden uit de gemiddeld veel hogere troebelheid in de Westerschelde dan in de Oosterschelde. Maar ook binnen beide systemen is een duidelijke gradient waarneembaar: in de monding (WS1 = Breskens/Vlissingen) is de situatie beter dan bij Hansweert (WS6) en die is weer hoger dan in Antwerpen (WS14). Hetzelfde geldt voor de Oosterschelde: in OS1 (westelijk compartiment) is het troebeler dan in het middencompartiment (OS2 = nabij Zeelandbrug). In OS8 (LG-PK, in de kom) is de P:B ratio nog hoger, een gevolg van het heldere water en de geringe diepte. Figuur 4-5 toont bovendien dat de P:B ratio in de Westerschelde in dalende lijn is, vermoedelijk door een toenemende lichtlimitatie. In de Zeeschelde ter hoogte van Antwerpen (WS14) is sinds 2006 een verbetering waarneembaar, mogelijk toe te schrijven aan de sterke verbetering van de waterkwaliteit en het herstel van het ecosysteem.

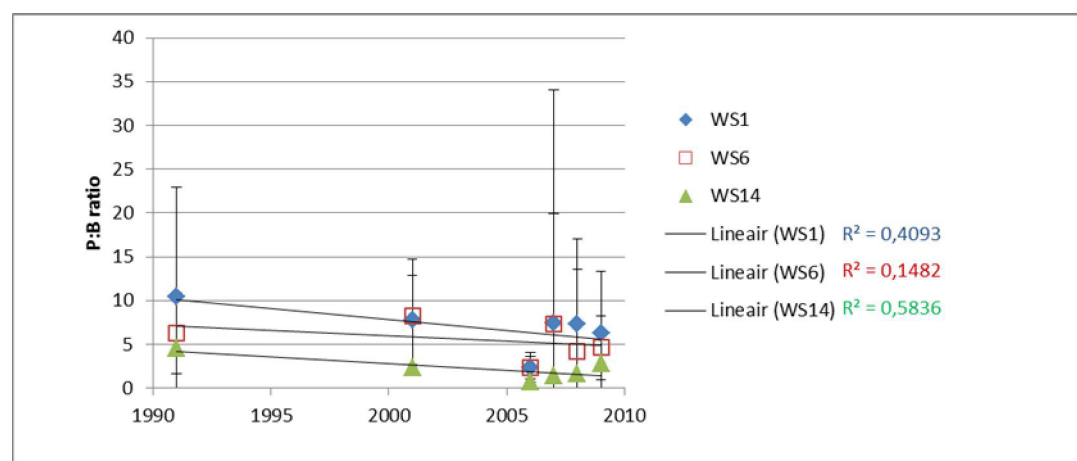




Figuur 4-3: P:B ratio's voor verschillende meetstations in Westerschelde en Oosterschelde.



Figuur 4-4: P:B ratio in 2008 in de Westerschelde (WS1) en Oosterschelde (OS1).



Figuur 4-5: Evolutie van de P:B ratio voor verschillende stations in de Westerschelde tussen 1991 en 2009.

P:B ratio

De P:B ratio wordt hier als rekenparameter voorgesteld binnen de toetsparameter Algenbloei. De P:B-ratio's zijn berekend door de dagproductie te delen door de chl-a

concentratie in de waterkolom (dus geïntegreerd over de diepte, net als de primaire productie).

Hoe hoger de ratio, hoe beter. Een bovengrens wordt in deze methodiek niet gesteld. Een ondergrens wel. Het nauwkeurig afleiden van deze ondergrens vergt echter nog nader onderzoek. Echter, uit onderzoek in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde weten we dat de P:B ratio begin de jaren '90 hoger lag dan nu. We moeten daarom een stijging na streven, minimaal terug tot de waarden die toen gemeten werden. Wat het uiteindelijke doel moet zijn, en dus het uiteindelijke evaluatiecriterium voor deze rekenparameter, is onderwerp van aanvullend onderzoek. In afwachting wordt elke stijging van het jaargemiddelde positief geëvalueerd, en dient de ratio tijdens voorjaar en zomer minstens 10 te zijn.

Chl a

Een criterium voor Chlorofyl a wordt niet uitgewerkt. Hoge chl-a waarden worden niet als schadelijk beschouwd, als er maar goede doorstroming is van de energie naar hogere niveaus. Extreem hoge chl-a waarden kunnen wel schadelijk zijn. Problemen van nachtelijke anoxie door respiratie of bij afsterven van een overmatige algenbloei zijn reeds vermeld. Echter, extreme hoge waarden voor chl-a kunnen pas bereikt worden als er onvoldoende begrazing is: normaal houdt een gezonde zoöplanktonpopulatie de algenbloei in toom. Schort er echter iets, kunnen wel zeer hoge chl-a waarden bereikt worden, maar dan zal de P:B ratio laag zijn. Problemen met overmatige algenbloei worden dus voldoende gedetecteerd met de rekenparameter **P:B ratio**.

Het instellen van een minimale Chl-a waarde is theoretisch wel nodig. Perfecte P:B-ratios kunnen immers voorkomen bij zeer lage primaire productie en Chl-a. Uiteraard is deze situatie niet wenselijk, want hierdoor ontbreekt elke draagkracht voor het ecosysteem. Op basis van de gewenste biomassa aan hogere niveaus, kan de gewenste biomassa aan primaire producenten bepaald worden. Gezien in de eutrofe Schelde het probleem van te weinig algen niet meteen aan de orde is, wordt voor het bepalen van een minimale algenbiomassa verwezen naar toekomstig onderzoek.

4.3.2 Plaagalgen

Plaagalgen zijn niet gewenst. Vanaf bepaalde concentraties kan *Phaeocystis* als een plaagsoort omschreven worden en nadelige effecten hebben op het ecosysteem. Dit komt uitvoerig aan bod bij de toetsparameter **Nutriënten**.

Een andere belangrijke groep plaagalgen vormen de cyanobacteriën. Zij kunnen toxines uitscheiden die schadelijk zijn voor het ecosysteem. Ook voor de mens kunnen deze cyanotoxines zeer schadelijk zijn. In verschillende landen zijn normen opgesteld voor deze cyanotoxines in drinkwater (voor een overzicht, zie Chorus et al., 2005). In deze evaluatiemethodiek worden geen toxines geëvalueerd. Wel wordt gekeken naar maximaal aantal cellen per liter dat mag voorkomen om problemen voor de mens (recreatie) of vee (drinkwater) te vermijden.

Uitzonderlijke groenalgen boei, met dominantie van groenalgen boven diatomeeën is evenmin wenselijk. Deze groenalgen kunnen dan als plaagalgen beschouwd worden. Toch zijn hiervoor geen afzonderlijke criteria opgesteld: bij een dominantie van groenalgen op diatomeeën zal de doorstroming van energie minder efficiënt zijn, waardoor de P:B ratio slecht scoort. Ook bij cyanobacteriebloei is er minder doorstroming, maar als de biomassa van cyanobacteriën klein is ten opzichte van de totale algenbiomassa, wordt dit misschien onvoldoende gedetecteerd met de P:B ratio.

Phaeocystis

De plaagalg *Phaeocystis* wordt bij de evaluatie van de toetsparameter **Nutriënten** reeds besproken. Vanaf een cellendichtheid van meer dan 4×10^6 cellen per liter is er sprake

van problematische *Phaeocystis* bloei. *Phaeocystis* wordt maandelijks geëvalueerd in het zomerhalfjaar.

Cyanobacteriën

Vanaf een cellendichtheid van meer dan 2×10^7 cellen per liter is er problematische cyanobacteriebloeï. Dit wordt maandelijks geëvalueerd in het zomerhalfjaar in de brakke en zoete zone. Indien in deze zone continue meetstations worden geplaatst met sensoren voor cyanobacteriën, kan een aangepaste methodiek voorgesteld worden op basis van de continue data.

Indien in de toekomst andere plaagalggen de kop op steken, moeten deze toegevoegd worden aan de evaluatie.

4.4 Samenvatting en beoordeling

Rekenparameter	Beoordeling
P:B ratio	De ratio wordt berekend door de dagproductie te delen door de chl _a concentratie in de waterkolom (dus geïntegreerd over de diepte, net als de primaire productie), dit voor elk compartiment niveau 3, maandelijks te bepalen tijdens lente en zomer. Waarden lager dan 10 worden negatief beoordeeld. Het jaargemiddelde dient te stijgen voor een positieve evaluatie
Phaeocystis	Vanaf een cellendichtheid van meer dan 4×10^6 cellen per liter is er sprake van problematische Phaeocystis bloei, maandelijks te bepalen in lente en zomer, op niveau 3.
Cyanobacteriën	Vanaf een cellendichtheid van meer dan 2×10^7 cellen per liter is er sprake van problematische cyanobacteriebloeï, maandelijks te bepalen in lente en zomer, in brak en zoet, op niveau 3

5 Toetsparameter Toxische stoffen

5.1 Inleiding

Binnen de communicatie-indicator **Waterkwaliteit** gaat veel aandacht naar nutriënten en organische belasting. Deze hebben immers rechtstreekse gevolgen voor het ecosysteem functioneren. Het ecosysteem zal zelf ook een invloed uitoefenen op deze stoffen: organische belasting zal bijvoorbeeld worden gemineraliseerd. Nutriënten worden opgenomen door primaire producenten, en kunnen nadien weer gerecycleerd worden. Ingrepen in het estuarium, zoals verdieping of ontpoldering, kunnen een impact hebben op verschillende estuariene processen, en bijgevolg ook op nutriëntgehalten of ratio's en op organische belasting.

Toxische stoffen kunnen evenzeer een determinerende invloed uitoefenen op het ecosysteem. Ze kunnen interfereren met de groei of voortplanting van diverse organismen, of kunnen in bepaalde gevallen acuut toxisch zijn. De aanwezigheid van bijvoorbeeld zware metalen of organische micropolluenten kan het ecosysteemfunctioneren grondig verstoren. Daarnaast worden toxische stoffen doorgegeven in de voedselketen naar hogere niveaus waardoor accumulatie in de hogere niveaus ontstaat die toxisch kan zijn. Monitoring en evaluatie van deze stoffen is daarom essentieel. Een evaluatie vanuit het ecosysteemfunctioneren is echter geen voor de hand liggende zaak. In tegenstelling tot vervuiling door nutriënten of organische belasting zal het ecosysteem zelf weinig of geen invloed kunnen uitoefenen op deze vorm van vervuiling. Vervuiling met toxische stoffen is in hoofdzaak een probleem uit het hele bekken, waar men met het beheer van het estuarium maar weinig vat op heeft. De impact van geplande ingrepen in het estuarium op deze toxische stoffen wordt klein geacht.

Directe of indirecte lozingen op het oppervlaktewater vanuit puntbronnen (bedrijven, rioolwaterzuiveringinstallaties), maar ook vanuit diffuse bronnen (zoals uitspoeling meststoffen) beïnvloeden de belasting van het oppervlaktewater. Naast water en bodem is er ook een belasting vanuit de atmosfeer.

Onrechtstreeks kunnen er wel gevolgen zijn van ingrepen in het estuarium op het gedrag van zware metalen en organische microverontreinigingen. De historische contaminatie opgeslagen in de bodem kan eventueel vrij komen door erosie bij veranderende hydromorfologie. Ook door veranderend zuurstofgehalte of veranderende redoxpotentiaal kunnen verontreinigingen terug in oplossing komen en beschikbaar worden voor biota.

Bijkomend kunnen ook de effecten van een vervuilende stof beïnvloed worden door veranderingen in het ecosysteem. Zo kan de gevoeligheid van een organisme voor een bepaalde verontreiniging toenemen bij wijzigend zoutgehalte. Ook kunnen organismen die reeds aanzienlijke stress ondervinden ten gevolge van bijvoorbeeld zuurstoftekorten of toenemende zoutschommelingen, een grotere gevoeligheid hebben aan diverse toxische stoffen.

5.2 Rekenparameters toxische stoffen

Monitoring en evaluatie van toxische stoffen is bijgevolg een complexe materie. Helaas is meestal niet alle kennis voorhanden om de effecten van potentieel toxische stoffen correct in te schatten. Dit wordt nog bemoeilijkt doordat er frequent talrijke nieuwe stoffen opduiken die potentieel toxische gevolgen kunnen hebben op het ecosysteem. Binnen deze evaluatiemethodiek wordt daarom de logica aangehouden, gebruikt in het VLIZ-IDO rapport (VLIZ, 2010) en aanvullend van de Kaderrichtlijn Water. Deze laatste werd ook aangehouden in de MONEOS-monitoring (Meire en Maris, 2008).

In het VLIZ-IDO (Indicatoren van Duurzame Ontwikkeling voor het Schelde-estuarium) rapport (VLIZ, 2010) werden de volgende metingen voorgesteld voor de indicator "Belasting door milieuverontreinigende stoffen"

- Emissies van nutriënten naar het oppervlaktewater in het Schelde-estuarium
- Waterbodembodemkwaliteit in het Schelde-estuarium
- Zwemwaterkwaliteit in het Schelde-estuarium
- Milieuverontreinigende stoffen in het voedselweb van het Schelde-estuarium

Voor deze evaluatiemethodiek worden de laatste 3 metingen aangewezen als rekenparameters voor toxische stoffen. De nutriënten worden in de optiek van deze evaluatiemethodiek niet als toxisch beschouwd en vormen het onderwerp van de toetsparameter **Nutriënten**.

5.2.1 Waterbodembodemkwaliteit

In het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium wordt de waterbodembodemkwaliteit bepaald in het waterbodembodemmeetnet waarbij gebruik gemaakt wordt van het triade-concept. Deze bestaat uit drie componenten: een fysico-chemische, een ecotoxicologische en een biologische component die samen voldoende informatie geven voor een integrale beoordeling van de waterbodembodemkwaliteit. De fysico-chemische beoordeling bestaat uit het toetsen van een aantal microverontreinigingen (bv. cadmium, nikkel, PCB's) t.o.v. de referenties. In de ecotoxicologische beoordeling worden in het laboratorium gekweekte organismen voor een bepaalde tijdspanne blootgesteld aan poriënwater of waterbodem en wordt na die bepaalde tijd gekeken naar het percentage van de organismen dat een effect vertoont of sterft. Voor de biologische beoordeling ten slotte wordt de aanwezigheid van bodemdieren en kaakafwijkingen bij muggenlarven onderzocht. Op basis van de signalen van de drie afzonderlijke beoordelingen, wordt een totale kwaliteitsbeoordeling van de waterbodem bepaald.

Een uitgebreide bespreking van de triadebeoordeling en bijhorende maatlatten en klassenindeling is terug te vinden op: http://www.vmm.be/water/toestand-watersystemen/waar-meten-we-het-water/meetnet_waterbodems.html

In Nederland is er momenteel geen specifieke monitoring omtrent waterbodembodemkwaliteit in de Westerschelde en de monding van de Schelde. Er zijn wel gegevens beschikbaar over de chemische kwaliteit van baggerspecie in het kader van de Zout-Bagger-Toets.

5.2.2 Chemische waterkwaliteit

Als maatlat voor het behalen van de goede ecologische en chemische toestand zijn in de KRW voor een aantal stoffen normen opgesteld. Dit zijn 33 prioritaire stoffen (20 prioritaire en 13 prioritair gevaarlijke stoffen), zoals genoemd in Annex X van de KRW en 8 overige relevante stoffen voor een goede chemische toestand, zoals genoemd in Annex IX van de KRW. Deze lijst omvat een aantal bestrijdingsmiddelen, PAK's en zware metalen. Deze lijst kan, als daar aanleiding toe is, door de EU uitgebreid worden. Het monitoringsprogramma voor de Schelde zal bijgevolg ook deze uitbreiding moeten overnemen.

Naast de prioritaire stoffen, zijn er aanvullend stroomgebiedsrelevante stoffen (Annex VIII van KRW) op te volgen. De samenstelling van de lijst stroomgebiedsrelevante stoffen kan variëren in de tijd en is afhankelijk van de emissies van bedrijven en activiteiten in het gebied. De ISC heeft voor het Scheldestroomgebied Cu, Zn en PCBs als stroomgebiedsrelevante stoffen aangeduid.

5.2.3 Zwemwaterkwaliteit

Volgens een gemeenschappelijke Europese methodologie wordt de zwemwaterkwaliteit bepaald door twee parameters die in de kust- en overgangswateren strengere normering hebben dan in binnenwateren. Deze parameters zijn intestinale enterokokken (kve/100 ml) en *Escheria coli* (kve/100 ml).

5.2.4 Milieuverontreinigende stoffen in het voedselweb

Veel milieubelastende stoffen kunnen in hoge concentraties opstapelen in organismen of het voedselweb en zo negatieve effecten teweegbrengen. Het gaat om zware metalen, PCB's en pesticiden (DDT's). Een meting die de hoeveelheden van deze stoffen in organismen weergeeft, vormt een goede aanvulling op de KRW-monitoring en kan in relatie tot de bestaande milieu- en voedselnormen/referentiekaders zicht geven op het wel of niet optreden van effecten op aquatische organismen en menselijke gezondheid.

Momenteel bestaat er geen gezamenlijk, grensoverschrijdend monitoringprogramma voor milieuverontreinigende stoffen in biota van het Schelde-estuarium:

- Vlaanderen: Jaarlijks gemiddelde concentratie ($\mu\text{g/kg}$ versgewicht) van de zeven standaard PCB's, DDT's en zware metalen Cd, Hg, Pb in paling afkomstig uit het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium.
- Nederland: Jaarlijks gemiddelde concentratie ($\mu\text{g/kg}$ versgewicht) van de zeven standaard standaard PCB's, DDT's en zware metalen Cd, Hg, Pb in mossel (*Mytilus edulis*) en bot (*Platichthys flesus*) afkomstig uit de Westerschelde.

5.3 Samenvatting en beoordeling

Voor een beschrijving van rekenparameters en hun beoordeling, wordt verwezen naar de hierboven vermelde wettelijke kaders.

6 Verklarende parameters

6.1 Inleiding

Zoals uit Figuur 1-1 blijkt, wordt het pelagiale ecosysteem beïnvloed door tal van factoren. Met de 4 toetsparameters (zuurstof, nutriënten, algenbloei en toxische stoffen) wordt de toestand van het pelagiaal beoordeeld. Positieve scores voor de 4 toetsparameters wijst uit dat het goed gaat met de pelagiale kwaliteit. Bij problemen zullen echter de 4 toetsparameters alleen niet de onderliggende oorzaken kunnen aanwijzen. Bijkomende verklarende parameters zijn hiervoor vereist. Deze indicatoren moeten trends in de toetsparameters helpen achterhalen. Voor de verklarende parameters zelf worden hier meestal geen criteria opgesteld, maar wordt gekeken hoe trends in deze verklarende parameters in verband kunnen staan met trends in de toetsparameters.

Volgende verklarende parameters worden bij de communicatie-indicator **Waterkwaliteit** opgelijst:

- Zout
- Lichtlimitatie
- Temperatuur
- Zoöplankton
- Chlorofyl a
- Verblijftijd

Deze verklarende parameters staan hier vermeld, maar kunnen eveneens aan bod komen in andere communicatie-indicatoren. Zo zal bijvoorbeeld in de communicatie-indicator Ecologisch functioneren verwezen worden naar de verklarende parameters zoöplankton of lichtklimaat. Ook toetsparameters (bijvoorbeeld zuurstof) kunnen daarbij aangewend worden als verklarende parameter.

6.2 Zout

6.2.1 Achtergrond

Een van de belangrijkste kenmerken van estuaria is de saliniteitsgradiënt. Deze start opwaarts waar zoetwater het estuarium binnenkomt vanuit de zijrivieren. In afwaartse richting neemt de saliniteit toe, naarmate er meer en meer zeewater wordt vermengd onder het zoete rivierwater. Deze gradiënt is bepalend voor het voorkomen van diverse soorten. Saliniteit is een van de belangrijkste factoren die de diversiteit beïnvloedt en bepaalt structurele en functionele kenmerken van aquatische biota in estuaria.

Organismen die aangepast zijn aan een verhoogde saliniteit worden halofyten genoemd. Daarnaast zijn er de euryhaliene organismen die een brede saliniteitsrange tolereren. Deze soorten hebben vaak wel een geleidelijke overgang van zoet naar zout nodig. Het tegenovergestelde van euryhaliene soorten zijn stenohaliene soorten.

In estuaria is de saliniteit(sgradiënt) een van de hoofdfactoren die het soortenpalet van het macrobenthos zullen bepalen (zie bijvoorbeeld Wolff, 1973).

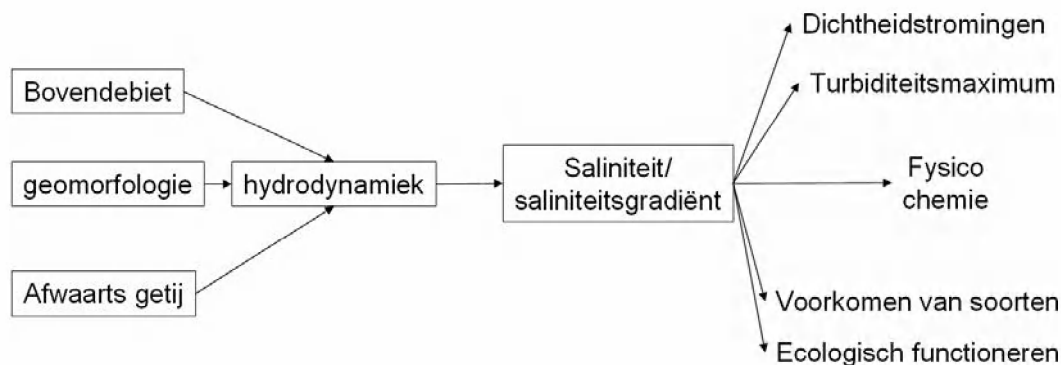
Tussen een saliniteit van 0,5 en 10 PSU worden de meeste zoetwater fytoplanktonsoorten vervangen door mariene soorten (Lionard et al, 2005). In de Schelde wordt een successie waargenomen van typische zoetwaterdiatomeeën zoals *Cyclotella* en *Stephanodiscus* bij 0,5 PSU naar mariene diatomeeën zoals *halassiosira* soorten,

Skeletonema costatum en *Ditylum brightwellii* boven 10 PSU (in Lionard et al., 2005) wat onder andere toe te schrijven is aan de saliniteit. Meeste phytoplanktonsoorten zijn stenohalieren en zijn onderhevig aan osmotische stress bij een blootstelling aan saliniteitsveranderingen. In het brakke gedeelte van de Schelde kunnen verschillende saliniteitszones met specifieke fytoplankton gemeenschappen onderscheiden worden (in Lionard et al., 2005) wat duidt op dat verschillende brakwater-fytoplanktonsoorten verschillende saliniteitstoleranties hebben.

De zone tussen 5 en 8 PSU wordt aangeduid als kritische saliniteitszone welke een barrière vormt waardoor de belangrijkste fauna en ecologische groepen van aquatische organismen worden gescheiden. Brakke wateren worden gekenmerkt door een lage soortenrijkdom met zouttolerante soorten. Alkaliteit en hoeveelheid opgeloste anorganische koolstof nemen af naarmate saliniteit toeneemt. Toxiciteit van verschillende metalen neemt doorgaans af wanneer de saliniteit toeneemt.

De saliniteit van water is afhankelijk van neerslag, verdamping, water aan- en afvoer naar zijkanalen en import vanuit zee via het getij. Tijdens een warme zomer zal de gradiënt stroomopwaarts schuiven door verminderde afvoerdebieten aan zoetwater (minder neerslag) om de zoutintrusie via het getij weg te spoelen. Meer verdamping in de zomer zorgt ook voor stijgende zoutgehaltes, wat zich vooral kan uiten in de intergetijdengebieden. Saliniteit varieert dus in ruimte en tijd.

Saliniteit is een fysische indicator die op zichzelf invloed heeft op de fysico-chemie van het systeem (zie Figuur 6-1). Saliniteit bepaalt bijvoorbeeld de hoeveelheid opgeloste zuurstof: deze neemt af naarmate de saliniteit toeneemt. Daar waar zoet met zout water mixt, ontstaat een turbiditeitsmaximum wat belangrijk is voor sedimentatieprocessen (Meire en Maris, 2008). Daarnaast beïnvloedt saliniteit de biobeschikbaarheid en toxiciteit van zware metalen.



Figuur 6-1: Impact van saliniteit op het estuarium (Uit Meire en Maris, 2008).

De Schelde kan opgedeeld worden in verschillende saliniteitszones op basis van conductiviteit (de compartimenten stemmen overeen met de MOSES/OMES compartimenten, niveau 4):

- Zoetwater (0-0,5 ppt) : compartiment 15 - 20
- Oligohalieren (0,5 – 5 ppt) : compartiment 13 – 14
- Zone met sterke saliniteitsgradiënt (oligohalieren-mesohalieren): compartiment 9 – 12
- Mesohalieren (5 – 18 ppt): compartiment 5 - 8
- Polyhalieren (18 – 30 ppt): compartiment 3 – 4
- Mondingszone : compartiment 1 - 2

Voor saliniteit in getijdenrivieren zijn binnen wettelijke kaders voor fysicochemie van oppervlaktewater geen normen of criteria geformuleerd, wegens niet relevant (Evers, 2006). Zout en zoutschommelingen zijn nu eenmaal inherent aan estuaria. Toch is het

meer dan duidelijk dat menselijk ingrijpen een invloed heeft op het zoutgehalte in het estuarium.

Factoren die getijvoortplanting en zoutintrusie bepalen komen aan bod in de communicatie-indicatoren **Veiligheid** en **Toegankelijkheid**. Een verdieping kan ervoor zorgen dat het getij verder doordringt. Naast ingrepen in de morfologie, is door menselijk ingrijpen ook de zoetwatertoevoer naar het estuarium ingrijpend gemanipuleerd. Grote debieten zoetwater worden van het estuarium weggeleid, in hoofdzaak om kanalen te voorzien van een voldoende grote toevoer aan zoetwater. Het debiet van de Bovenschelde wordt 's zomers vaak voor meer dan de helft omgeleid naar kanalen, en komt niet meer terecht in de meest stroomopwaartse zone van het estuarium. Bij langdurige droogte zijn er zelfs dagen dat helemaal geen bovendebiet vanuit de Schelderivier in het estuarium komt. Dit heeft uiteraard gevolgen voor het functioneren van het ecosysteem. De verblijftijden nemen sterk toe, wat de eutrofiëringsproblematiek extra in de verf zet. De invloed op het zoutgehalte is ook evident: de zoutgrens schuift op in het estuarium.

6.2.2 Effecten van veranderingen in zoutgehalte

Verschuiving

Verschuivingen in het zoutgehalte kunnen leiden tot verschuivingen in de soortendiversiteit en verschuivingen in het ecosysteemfunctioneren. De huidige volledige gradiënt van een zout over een brak naar een zoet estuarien ecosysteem is zeer waardevol en vrij zeldzaam geworden in Europa. In de lange termijnvisie wordt duidelijk naar voren geschoven deze karakteristieke gradiënt te beschermen. Het opstellen van evaluatiecriteria voor saliniteit is dus zeker aan de orde.

Schommeling

Langzame toename van de saliniteit leidt tot verschuivingen in de soortendiversiteit. Plotse veranderingen in de saliniteit leiden tot toenemende zoutstress, en kunnen grote gevolgen hebben voor het ecosysteem. Bij lage debieten kan een zeer steile zoutgradiënt ontstaan. In de zomerperiode kenmerkte de oligohaliene zone in het estuarium zich steeds in zo'n sterke zoutgradiënt. Bij een te sterke zoutgradiënt wordt de stress voor vele soorten te groot, en treedt verarming van diversiteit op. Bekend is dat in de zone met sterke saliniteitgradiënt de primaire productie het laagst ligt (Kromkamp 1995). Ook zoöplankton gemeenschappen sterven voor het grootste deel af in deze zone. De saliniteitgradiënt vormt een scheiding tussen de zoete en de zoute voedselketens fytoplankton en zooplankton. De abundantie van nitrificerende bacteriën neemt af vanaf de saliniteitgradiënt en daarna met toenemende saliniteit.

Niet enkel zeer lage debieten kunnen nadelig zijn, ook te sterke schommelingen zijn een probleem voor het ecosysteem. De debietschommelingen uiten zich in sterke fluctuaties in verblijftijd, waardoor planktonpopulaties plots kunnen uitspoelen en het ecosysteem wordt ontregeld. De plotse veranderingen in debiet zorgen ook voor plotse veranderingen in saliniteit, met gevolgen voor het ecosysteemfunctioneren. Dit treft in hoofdzaak de zoete zone van het estuarium. De brakke en zoute zone zijn veel beter gebufferd tegen debietpieken. Voor de zoete zone is dus een evaluatie van de zoutschommelingen een noodzaak.

Stratificatie

Saliniteit kan toenemen met de waterdiepte als het systeem niet goed gemengd is. Er kan een zoutwig ontstaan die onder een zoetwatermassa door migreert. Er ontstaat dan stratificatie, welke grote gevolgen kan hebben voor het ecosysteemfunctioneren, met onder andere ingrijpende gevolgen voor de indicator zuurstof of nutriënten en organische belasting. De Schelde wordt echter verondersteld een goed gemengd systeem te zijn, waardoor men aanneemt dat er geen stratificatie optreedt. Enkel rond kentering kan

momenteel een zwakke stratificatie optreden, die beperkt is in de tijd en bijgevolg geen grote ecologische gevolgen kent.

6.2.3 Rekenparameters

Saliniteit is een maat voor de hoeveelheid opgeloste zouten, in hoofdzaak natriumchloride, maar ook magnesium, calciumsulfaten, bicarbonaten in het water. Saliniteit wordt vaak uitgedrukt in aantal deeltjes per duizend (ppt) of ‰. Zoet water van de (zij)vieren heeft een saliniteit van 0,5 ppt of minder. In het estuarium wordt gerefereerd naar saliniteitsniveaus oligohalien (0,5-5,0 ppt), mesohalien (5,0 – 18,0 ppt) of polyhalien (18,0-30,0). Vlakbij de verbinding met open zee kan het estuariene water euhalien zijn, waar de saliniteit hetzelfde is als in zee (meer dan 30,0 ppt).

Echte metingen van saliniteit zijn complex en gebeuren meestal niet standaard in het Schelde-estuarium. Vaak worden wel omrekeningen van geleidbaarheid naar saliniteit gemaakt, of van geleidbaarheid naar Chloride-gehalte. Deze benadering van de saliniteit moet met de nodige voorzichtigheid gebeuren, omdat zeker bij lage concentraties aan chloride, deze omrekening niet steeds nauwkeurig is. De geleidbaarheid en saliniteit worden in hoofdzaak bepaald door de aanwezige Cl^- ionen, maar in het zoete, waar het gehalte aan chloride uiteraard veel lager is, vormen ook andere ionen een belangrijke bijdrage aan de geleidbaarheid. Daarom wordt voor deze evaluatiemethodiek voorgesteld om trends in saliniteit in het zoete te rapporteren als trends in geleidbaarheid. In de brakke en zoute zone kan wel met saliniteit (berekend of rechtstreeks gemeten) gewerkt worden.

Verschuiving

Om verschuivingen in het zoutgehalte te detecteren, wordt per compartiment op niveau 3 de seizoensgemiddelde saliniteit (of specifieke geleidbaarheid in het zoete) bepaald.

Schommelingen

Bij grote longitudinale saliniteitsgradiënten treden sterke schommelingen in saliniteit op binnen 1 tijdbeweging. Daarom worden in het zomerhalfjaar voor elke campagne het longitudinale saliniteitsprofiel opgesteld in de brakke en oligohaliene zone en wordt een saliniteitsgradiënt bepaald. Sterke gradiënten kunnen immers nadelige gevolgen hebben.

Sterke tidale schommelingen zullen ook meetbaar zijn aan de continue meetstations, maar ter hoogte van zo'n meetstation wordt daarom niet steeds de steilste gradiënt waargenomen. Via het longitudinale profiel krijgt men een beter beeld.

Naast de schommelingen binnen 1 getij, zijn er ook grote schommelingen mogelijk bij plotse veranderingen van het debiet. Bij plotse stijging van het debiet, kan de daggemiddelde saliniteit plots sterk afnemen. Dit speelt uiteraard enkel in de zoete en oligohaliene zone. Daarom wordt enkel voor deze zones van het estuarium, op basis van continue sondedata, het verloop van de daggemiddelde geleidbaarheid of saliniteit bekeken. Plotse, sterke veranderingen kunnen aan de basis liggen van problemen in het pelagiale ecosysteem.

Stratificatie

Stratificatie komt momenteel amper voor in de Schelde. Het risico op de negatieve gevolgen van stratificatie is dus zeer klein. De kans op dit fenomeen is het grootst in die zone waar zout en zoet elkaar tegenkomen, dit is de zone met de sterke saliniteitsgradiënt. Evaluatie van de verticale geleidbaarheidsgradiënt is enkel van nut in deze zone. Maandelijks wordt op basis van het verticale zoutprofiel nagegaan of er sprake is van sterke stratificatie. Wordt duidelijke stratificatie waargenomen, kan dit gevolgen hebben voor de zuurstofhuishouding nabij de bodem, en dus voor het benthos. Aangepaste metingen en een aangepaste evaluatie zijn dan nodig.

6.3 Lichtlimitatie

6.3.1 Achtergrond

Primaire productie door fytoplankton is sterk afhankelijk van de hoeveelheid licht in de waterkolom. In het Schelde-estuarium is de concentratie nutriënten doorgaans meer dan voldoende voor fytoplanktongroei, maar licht blijkt de limiterende factor te zijn voor het gros van de primaire productie. Veranderingen in lichtklimaat zullen dus bepalend zijn voor de primaire productie en bijgevolg voor het ganse ecosysteem. Lichtlimitatie vormt dus een belangrijke verklarende parameter.

Ondanks het zeer grote belang van het lichtklimaat voor het ganse ecosysteemfunctioneren, is de kennis hierover relatief beperkt. In de Schelde bedraagt de maximale lichtpenetratie ((eu)fotische diepte) tussen 0,5 en 1,5 meter met uitzonderlijke gevallen van maximaal 2,5 meter diep. Eufotische diepte is de diepte waaronder het lichtniveau onder 1% van de oppervlaktestraling valt (Scheffer, 1998). De Schelde geldt dan ook als een troebel estuarium waar het lichtklimaat limiterend is.

Wanneer gesproken wordt over lichtklimaat, spelen verschillende factoren een rol: het zicht onder water wordt beïnvloedt door de hoeveelheid licht dat op een voorwerp valt, welke afhankelijk is van de instraling aan de oppervlakte, de hoek waaronder het licht invalt en de mate van reflectie van het invallende licht en de hoeveelheid licht die onder water wordt geabsorbeerd. Daarnaast speelt verstrooiing van het licht een rol, wat in principe geen invloed heeft op de hoeveelheid licht onderwater, maar op de waarneming van een voorwerp onder water. Verstrooiing kan wel indirect bijdragen aan de uitdoving/extinctie van licht doordat door een verlenging van de weg van het licht, het licht meer kans heeft geabsorbeerd te worden.

Er zijn verschillende methodes om het lichtklimaat te beschrijven:

Doorzichtdiepte: Meting met secchi schijf. Hierbij wordt de loodrechte afstand tussen het wateroppervlak en het bovenvlak van de schijf gemeten, die tot zover is ondergedompeld dat de bovenzijde van de schijf nog net zichtbaar is (Scheffer, 1998). Omrekenen naar eufotische diepte is mogelijk (naar werkdocument Baretta-Bekker 2002):

$$Z_{eu} = 4,6 / 1,36251 * Z_{secchi}^{-1,44329}$$

waarbij Z_{secchi} de maximale diepte is waarbij de schijf nog zichtbaar is.

Extinctie: Een andere manier om lichtklimaat te meten is de meting van de *lichtextinctie-coëfficiënt* of uitdovingscoëfficiënt. Deze is afhankelijk van de hoeveelheid lichtabsorptie en indirect verstrooiing. Lichtabsorptie is op zijn beurt weer afhankelijk van dood zwevend organisch materiaal, algen en opgeloste organische stoffen. Lichtextinctie kan afgeleid worden met behulp van de klassieke wet van Lambert-Beer.

$I / I_0 = e^{-k_d z}$ met I het licht op diepte z , I_0 het invallende licht net onder het wateroppervlakte, k_d de verticale lichtextinctiecoëfficiënt in m^{-1} en z de diepte (positief georiënteerd in neerwaartse richting) in m.

Hiermee kan ook de eufotische diepte berekend worden:

$$Z_{eu} = -1/k_d * \ln(0.01) \approx 4,6/k_d$$

Turbiditeit: Verstrooiing kan gemeten worden met een turbiditeitsmeter. Mits voldoende kalibratie, kan turbiditeit omgerekend worden naar lichtextinctie en dus naar eufotische diepte. De conversiefactor is echter niet constant in tijd en ruimte, omdat ook de aard van de zwevende stof niet constant is.

Gebaseerd op een groot aantal gemeten verticale profielen stelde Desmit (2005, in Adraensen et al., 2005) vast dat het lichtklimaat voor een vaste diepte als een expliciete functie van het gehalte zwevende stof kon worden uitgedrukt:

$k_d = 1,4 + 0,0592 \text{ SPM}$ met k_d = de lichtextinctie-coëfficiënt en SPM = de concentratie zwevende stof.

Ook in de OMES rapportage (Maris et al., 2010) wordt dit verband tussen SPM en lichtextinctie bevestigd, al wordt hier aangegeven dat de relatie tussen k_d en SPM kan fluctueren van jaar tot jaar (Tabel 6-1).

Tabel 6-1: Lineaire regressie tussen k_d en SPM

Year	Slope	Intercept
2002	0.048	2.21
2003	0.055	2.06
2004	0.055	2.14
2005	0.059	1.81
2006	0.048	2.76
2007	0.046	2.98
2008	0.049	3.05
2009	0.053	2.09
2002 - 2009	$k_d = 0.053 \text{ SPM} + 2.27 \text{ (} r^2 = 0.73 \text{)}$	

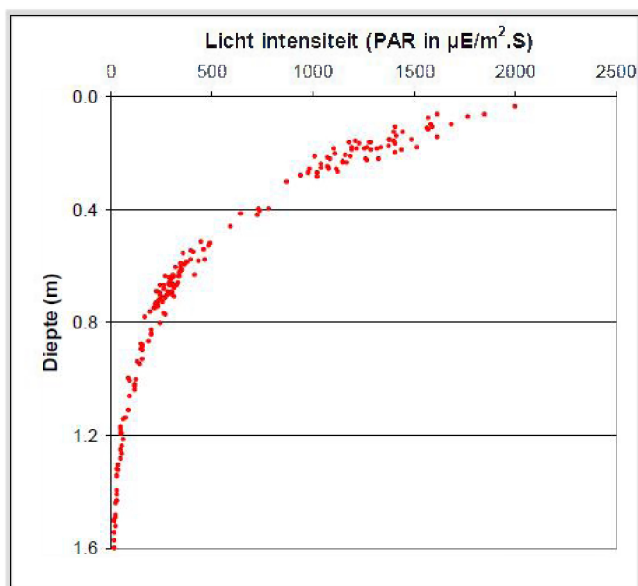
Turbiditeit en zwevende stof kunnen dus gebruikt worden om historische trends in lichtklimaat te reconstrueren. Voor evaluatie van het huidige lichtklimaat, wordt echter gebruik gemaakt van gemeten k_d waarden of secchi data.

Voor primaire productie is echter niet de hoeveelheid licht maar de hoeveelheid bruikbaar licht (bepaalde golflengtes) belangrijk om fotosynthese te kunnen bewerkstelligen. De bruikbare hoeveelheid licht E_0 (Photosynthetical Active Radiation, PAR) neemt exponentieel af met de diepte (Figuur 6-2):

$$E_0 = E_0(0) e^{-k_d z}$$

waarbij $E_0(0)$ de PAR instraling net onder het wateroppervlakte is, k_d de verticale lichtextinctiecoëfficiënt in m^{-1} en z de diepte (positief georiënteerd in neerwaartse richting) in m. Ongeveer 38% van de zonne-energie die het aardoppervlak bereikt behoort tot het PAR spectrum (Op een heldere zomerdag 38% van $1200 \text{ W.m}^{-2} \approx 450 \text{ W.m}^{-2}$). $E_0(0)$ ligt vaak rond $2000 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ($450 * 4,6 = 2070$).

Instraling wordt vaak uitgedrukt in Einstein of een van de subeenheden ervan, zoals $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. In het geval van monochromatische lichtinstraling kan een flux van fotonen, uitgedrukt in deze eenheid, gemakkelijk geconverteerd worden naar energie-eenheden zoals W.m^{-2} . Voor polychromatisch licht zoals zonlicht is de energie afhankelijk van de spectrale verdeling. Bij benadering is dan 1 W.m^{-2} equivalent aan $4,6 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ bij zonlicht.



Figuur 6-2: PAR neemt exponentieel af met de diepte (OMES data); fotosynthese is beperkt tot de oppervlaktelaag.

Echter, niet elk soort licht penetreert even diep in de waterkolom; groen licht penetreert dieper dan andere kleuren licht die nodig zijn voor fotosynthese. Door deze differentiële lichtextinctie is PAR niet constant over de diepte van de waterkolom. In troebele wateren is dit effect echter verwaarloosbaar (Kirk, 1994).

Lichtlimitatie

Niet enkel de extinctie is van belang voor het lichtklimaat, ook de waterdiepte bepaalt de lichtlimitatie in een gemengd systeem. Hoe dieper het water, hoe groter de kans dat het fytoplankton zich in een donkere waterlaag bevindt. Lichtlimitatie kan ingeschat worden met de formule Z_{eu}/Z_m . Hierbij staat Z_{eu} voor eufotische diepte (=1% lichtdoordringing) en Z_m voor mengdiepte, wat in de Schelde overeenkomt met de gemiddelde diepte per compartiment (Schelde is een goedgemengd systeem). Wanneer de mengdiepte veel groter is dan de eufotische diepte, is dit nadelig voor de primaire productie. De verhouding binnen het estuarium tussen deze twee dieptes is zeer ongunstig in de Westerschelde, aangezien het estuarium hier zeer diep is. In de Zeeschelde waar de turbiditeit zeer groot is, is de verhouding wel relatief gunstig, doordat de gemiddelde diepte kleiner is (Adriaensen et al., 2005).

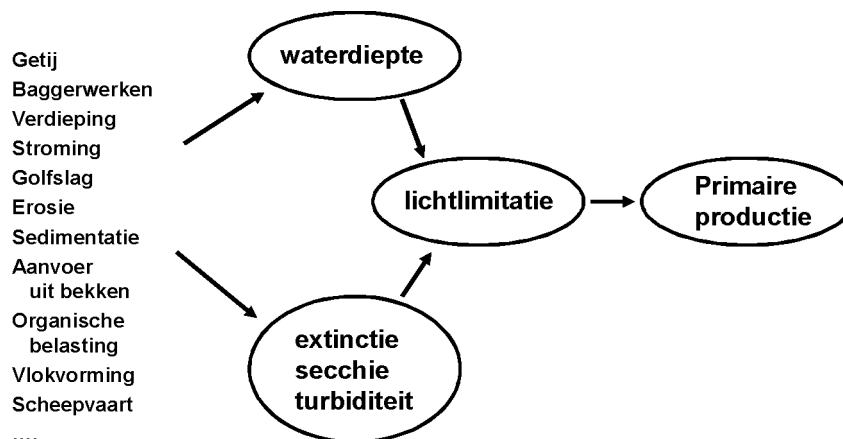
Beïnvloedende factoren

In de Schelde is de lichtlimitatie altijd onder 0,1 wat betekent dat de Schelde een extreem troebel systeem is. Ondanks het grote belang voor primaire productie, en bijgevolg de gehele voedselketen, is de kennis over het lichtklimaat nog vrij beperkt. Ook over de historische trends van het lichtklimaat zijn bitter weinig gegevens te vinden. Wat een natuurlijk of goed lichtklimaat voor de Schelde is, is daarom moeilijk af te leiden. Wel zijn er indicaties dat de lichtlimitatie vroeger anders was. Lichtlimitatie is afhankelijk van de waterdiepte enerzijds en de lichtextinctie (of secchi diepte of troebelheid) anderzijds (Figuur 6-3). Aangenomen wordt dat de lichtextinctie (benaderd via zwevende stof gehalte) en dus slibgehaltes door menselijke invloed werden vergroot. Door veranderingen in het landgebruik is erosie in het bekken toegenomen de voorbije eeuw. Veranderingen in de morfodynamiek van het estuarium dragen wellicht ook bij tot een verhoging van de slibconcentratie of de troebelheid in het estuarium. Daaruit kan men afleiden dat het lichtklimaat vroeger waarschijnlijk beter was dan nu.

In het Schelde-estuarium en in het Scheldebekken worden tal van maatregelen genomen die de lichtlimitatie kunnen beïnvloeden. Deze beïnvloedende factoren kunnen tegenstrijdige effecten veroorzaken voor de lichtlimitatie. In de Westerschelde leidt een toenemende waterdiepte tot verhoging van de lichtlimitatie. Er is bovendien de vrees dat

veranderende morfo-en hydrodynamiek leiden tot een verhoogde troebelheid van het systeem.

Figuur 6-3 geeft een overzicht van factoren die de lichtlimitatie beïnvloeden. Bij duidelijke trends in de verklarende parameter Lichtlimitatie, dienen deze factoren ter verklaring beschouwd te worden.



Figuur 6-3: Schelpdieren!! Factoren die lichtlimitatie beïnvloeden

In de Zeeschelde daarentegen kan het slibgehalte en dus de troebelheid dalen door doorgedreven waterzuivering. In het bekken worden tegenwoordig veel maatregelen genomen om erosie te beperken, denk maar aan bufferstroken, grasbermen, opvangbekkens, gewijzigde landbouwpraktijken, etc. Deze maatregelen kunnen resulteren in een significante afname van de sedimentvracht die vanuit het bekken in het estuarium komt. Ook in het estuarium worden talrijke maatregelen genomen. Ingrepen die energiedissipatie bevorderen, kunnen de troebelheid en de sedimentvracht doen afnemen. Nieuwe gebieden kunnen een sink vormen voor zwevende stof. Het is daarom niet onwaarschijnlijk dat de hoeveelheid zwevende stof in de waterkolom in de komende jaren kan afnemen in bepaalde delen van het estuarium, bv in opwaartse zones, en tegelijkertijd kan toenemen in andere deelgebieden, bv meer afwaarts.

6.3.2 Effecten van veranderingen in lichtlimitatie

Toename van de zwevende stof en de troebelheid, van slib, betekent toename van de lichtlimitatie met mogelijke gevolgen voor primaire productie en de voedselketen. Afname van de zwevende stof betekent een verbetering van het lichtklimaat. Op zich is dit een gunstige evolutie, aangezien er duidelijke aanwijzingen zijn dat het lichtklimaat onnatuurlijk troebel is in de Schelde. In het huidige Schelde-ecosysteem heeft een verbetering van het lichtklimaat ook een keerzijde. Primaire productie wordt lichtgelimiteerd verondersteld. Bij een verbeterd lichtklimaat, zal de primaire productie kunnen toenemen, want de nutriëntvracht is nog steeds zeer groot. Als de toegenomen primaire productie niet kan doorstromen naar hogere niveaus, kan dit leiden tot verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling met gevolgen voor de ganse voedselketen. Ook zuurstofproblemen kunnen opduiken (zie toetsparameter **Nutriënten**).

Een verandering van het lichtklimaat kan daarom niet onafhankelijk beoordeeld worden, maar moet steeds in combinatie met tal van andere factoren beschouwd worden. Een verbetering van het lichtklimaat moet wellicht gepaard gaan met een daling van de nutriëntvracht, zoniet zijn problemen niet uitgesloten. Hoe een verbetering van het lichtklimaat zich ten opzichte van een daling in nutriënten moet verhouden, vergt goede kennis van het ecosysteemfunctioneren, en een goed ecosysteemmodel. Deze kennis is nog onvoldoende voorhanden. Daarom worden trends in lichtlimitatie als verklarende parameter aangewend bij de evaluatie van de **pelagiale kwaliteit**, zonder de trend in

lichtlimitatie zelf te beoordelen of boven- en ondergrenzen af te lijnen. Het is immers cru om een verbetering van het lichtklimaat als ongewenst te beoordelen, ook al leidt dit tot schadelijke algenbloei wanneer de nutriëntvrucht nog ongezond hoog is. Wanneer er een duidelijke trend is van dalende troebelheid, dienen de nutriënten deze trend te volgen. Enkel wanneer overduidelijk is dat dit op korte termijn niet haalbaar is, en bijgevolg het risico bestaat op ernstige problemen voor het ecosysteem, kan men overwegen om een verbetering van het lichtklimaat tijdelijk als ongewenst te beoordelen.

6.3.3 Rekenparameters

Metingen van de eufotische diepte en een bepaling van lichtlimitatie zijn vereist. De bepaling van de eufotische diepte gebeurt bij voorkeur via veldmetingen van de verticale extinctie-coëfficiënt. Deze methode wordt gehanteerd in de Zeeschelde. In Maris et al. (2003) worden twee methoden beschreven om de waarde van lichtextinctie coëfficiënt k_d te bepalen. De eerste methode is gebaseerd op de meting van de instraling E_0 als een functie van de diepte z . Dit wordt gemeten met een sensor. Het logaritme van E_0 wordt uitgezet tegenover z . Wanneer de instraling exponentieel afneemt met de diepte levert de grafiek een rechte lijn op met een richtingscoëfficiënt die gelijk is aan $-k_d$. $E_0(0)$ is het intercept waar $z=0$. Deze methode is vrij gemakkelijk en duidelijk, maar heeft twee belangrijke nadelen: ten eerste kan k_d niet continu gemeten worden, ten tweede vergt het een zeer stabiele $E_0(0)$ aan het wateroppervlak gedurende de opmaak van het profiel. Een tweede methode elimineert deze twee restricties door het gebruik van meerdere sensoren aan een frame, met een bekende afstand tot elkaar Δz . De instraling wordt dus tegelijkertijd gemeten op twee verschillende dieptes z_1 en z_2 waarbij $z_1 = z_2 + \Delta z$. Deze methode kan gebruikt worden voor continue monitoring van de variatie van k_d , ook als de oppervlakte-instraling sterk fluctueert (wat vaak voorkomt in de Schelde).

Eufotische diepte wordt vervolgens bepaald wanneer k_d voorhanden is met de vergelijking:

$$Z_{eu} = -1/k_d * \ln(0.01) \approx 4,6 / k_d$$

Een andere methode om de eufotische diepte te bepalen is met behulp van een Secchischijf. Deze methode werd in de Westerschelde frequent toegepast. In deze methode wordt de maximale diepte bepaald waarbij de schijf nog zichtbaar is. Vervolgens wordt deze diepte Z_{secchi} omgerekend met de vergelijking $Z_{eu} = 4,6 / 1,36251 * Z_{secchi}^{-1,44329}$.

De temporele evolutie van de k_d over één getij laat altijd een opvallende correlatie zien met de turbiditeitsdata. (Maris et al., 2010). De conversiefactor van turbiditeit is echter niet steeds dezelfde, zodat metingen van k_d of secchi diepte nodig zijn. Continue turbiditeitsdata van permanente stations kunnen met behulp van de maandelijkse puntmetingen, wel omgezet worden naar k_d waarden als essentiële input voor het ecosysteemmodel. Dit heeft immers baat bij continue informatie over het lichtklimaat.

Voor de bepaling van de lichtlimitatie is Z_m vereist: de mengdiepte, welke benaderd kan worden door de gemiddelde diepte per compartiment, aangezien ervan uitgegaan wordt dat de Schelde een goed gemengd systeem is.

Seizoensgemiddelde eufotische diepte

Eufotische dieptes wordt bepaald door omrekening van de gemeten lichtextinctie-coëfficiënten (of secchi dieptes). Deze k_d 's worden in het winterhalfjaar één keer per maand, in het zomerhalfjaar twee keer per maand gemeten. Hiermee worden seizoensgemiddelde eufotische dieptes bepaald per compartiment (niveau 4). Trends worden geanalyseerd ter verklaring van onder andere patronen in primaire productie.

Seizoensgemiddelde lichtlimitatie

Eufotische diepte op zich zegt niks over de lichtlimitatie, welke berekend wordt door de eufotische diepte te delen door de gemiddelde diepte van een compartiment (niveau 4). Ook hier worden de trends in seizoensgemiddelde als verklarende parameter gehanteerd.

Maximale en minimale eufotische diepte per jaar

Deze dieptes zijn nodig om de fluctuaties binnen een jaar te bepalen. Hiervoor worden alle data van eufotische diepte per compartiment (niveau 4) gebruikt.

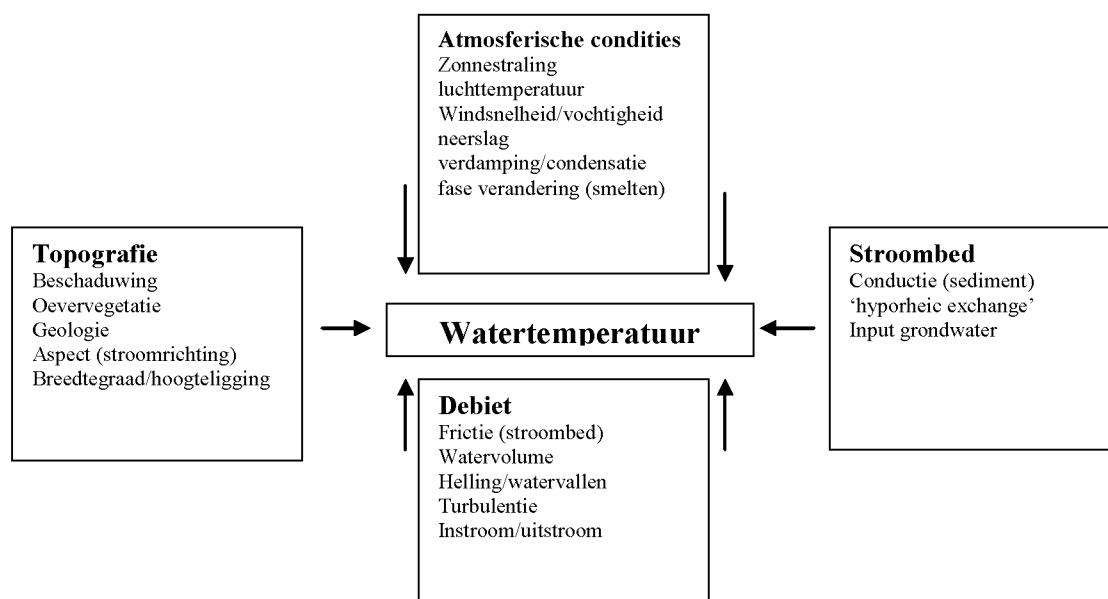
6.4 Temperatuur

6.4.1 Achtergrond

Hoewel luchttemperatuur ook belangrijk is voor bepaalde fauna en flora in het Schelde-ecosysteem, beperkt deze verklarende parameter zich tot de watertemperatuur. Het goed functioneren van het ecosysteem is vaak afhankelijk van maximale grenswaarden van temperatuur die organismen stellen voor bepaalde processen; bij te hoge temperaturen zal er bijvoorbeeld geen paai plaatsvinden bij vis. Daarnaast draait het niet alleen om de temperatuur op zich, maar ook om temperatuursveranderingen welke een reeks processen kunnen initiëren, zoals zaadkieming, algenbloei of vistrek. Temperatuur en temperatuurvereisten variëren echter in tijd en ruimte. Bij deze verklarende parameter zullen de trends bekeken worden ter verklaring van de toetsparameters. Voor temperatuur zullen echter niet enkel trends bekeken worden, maar is ook een toetsing aan bepaalde criteria mogelijk.

Temperatuurregulatie van rivieren is afhankelijk van natuurlijke en antropogene processen.

In natuurlijke waterlichamen omvat de regulatie van temperatuur uitwisseling van warmte met de omgeving (lucht, sediment, grondwater), voornamelijk van belang in stromende wateren, en instralingsenergie, voornamelijk van belang in stilstaande wateren. In Figuur 6-4 staan de belangrijkste warmteaanvoerende en -afvoerende factoren aangegeven. Verlies van warmte vindt plaats in de bovenste centimeters van het waterlichaam en is voor de meeste systemen verwaarloosbaar (Verdonschot et al., 2007). Antropogene factoren omvatten onttrekking van water, veranderingen van morfologie, lozingen van koelwater in de rivieren en “global warming” (niet puur antropogeen), waarbij de verhoging van luchttemperatuur de watertemperatuur doet en zal doen stijgen. Het aandeel van deze parameters op de watertemperatuur is niet eenvoudig te bepalen.



Figuur 6-4: Factoren die het warmteregime van de rivier beïnvloeden (naar Caissie, 2006).

6.4.2 Effecten van temperatuursveranderingen op het ecosysteem

6.4.2.1 Effect abiotisch

Bij een temperatuursverhoging neemt de hoeveelheid opgeloste zuurstof in het water af. Daarnaast worden organische stoffen sneller afgebroken waardoor het zuurstofverbruik toeneemt. Bij hoge temperaturen komen eutrofiëringsproblemen dus sterker tot uiting, wat kan leiden tot zuurstoftekorten. Dit laatste kan temperatuursproblemen extra in de verf zetten: de temperatuurtolerantie van aquatische organismen wordt mede bepaald door onder andere de hoeveelheid opgeloste zuurstof, maar ook door het zoutgehalte; een combinatie van veranderende zoutconcentratie en een afnemende zuurstofconcentratie in het water hebben een negatief effect op de temperatuurtolerantie (Brett, 1970 in Kinne 1970).

6.4.2.2 Effect biotisch

Naast chemische processen worden ook biologische processen versneld: hogere temperaturen (binnen bepaalde marges) stimuleren microbiële afbraak en bijhorende zuurstofconsumptie enerzijds; bij een temperatuurstijging kan anderzijds de primaire productie (van fytoplankton en drijvende algen) in eutrofe systemen toenemen, met eveneens grote gevolgen voor de zuurstofhuishouding (zie toetsparameter **Zuurstof**). Ook het lichtklimaat kan negatief beïnvloed worden door een sterkere groei van primaire producenten wat op zijn beurt kan zorgen voor verandering van concurrentieverhoudingen tussen verschillende groepen primaire producenten.

Voor vele hogere organismen in het Schelde-ecosysteem zijn hoge temperaturen eerder ongewenst. Uit de meeste literatuur blijkt dat, net zoals voor opgelost zuurstof, vissen het minst tolerant zijn voor hoge temperaturen. Echter, uit een literatuurstudie uitgevoerd door het RIVM bleek dat de maximale temperatuurwaarde voor macrofauna lager ligt dan voor vis (resp. 22-25°C en 26 °C). Bij het opstellen van deze waarden was minder literatuur beschikbaar van maximale temperaturen voor vis dan voor macrofauna (Evers 2006).

6.4.2.3 Fytoplankton/Zooplankton

De groei van fytoplankton in het voorjaar wordt onder andere bepaald door temperatuur en turbulentie. Hoge nutriëntgehalten in combinatie met lagere temperatuur en beperkt

licht in het voorjaar komen ten gunste van een snelle groei van diatomeeën (Reynolds, 1984 in Winder and Schindler, 2004). Deze diatomeeën leveren voedsel van hoge kwaliteit voor herbivore groei in het voorjaar. In pelagische ecosystemen zijn algen-zoöplankton interacties de basis voor de energiestroom naar hogere trofische niveaus (Platt et al., 2003). Wanneer een temperatuurstijging de algenbloei beïnvloedt, kan de predator-prooi relatie 'ontkoppeld' worden en kan dit overgebracht worden naar andere trofische niveaus, wat drastische ecologische en economische gevolgen kan hebben (Platt et al., 2003). Ondanks dat ook temperatuursverhoging zorgt voor een eerdere voortplanting, groeilimiet, hogere groeisnelheid en reproductiesnelheid van zoöplankton, kan temperatuursverhoging zorgen voor een mismatch tussen zoöplankton en fytoplanktonbloei. Vergrote nutriëntlimiet, het zinken van cellen en uiteindelijk 'begrazing' kan een ineenstorting betekenen van de lentebloei van fytoplankton en een shift van kleine eencellige diatomeeën naar grotere algen van minder voedselkwaliteit voor het zoöplankton. Populatiegroei van predatoren zou dan ook afhankelijk zijn van het vermogen om de timing van reproductie overeen te laten komen met een periode van optimale voedselbeschikbaarheid.

Winder en Schindler (2004) toonden een temporele mismatch aan tussen *Daphnia*-populaties, de belangrijkste herbivore, en de voorjaarsbloei van diatomeeën. De abundantie van volwassen vis lijkt ook samen te hangen met de timing van voorjaarsbloei van fytoplankton en de timing van de paai (Platt et al., 2003). Een voordeel van een vroege bloei kan voor bepaalde vissoorten met een verlengde paaiperiode inhouden dat minder van het totaal aantal geproduceerde larven sterven door tekort aan voedsel (Platt et al., 2003).

Voor fytoplankton en zoöplankton kan een temperatuurbereik bepaald worden waarbinnen ze optimaal groeien. Hartholt en Jager (2004) geven een samenvatting van literatuuronderzoek naar temperatuuroptima:

- Bij een temperatuur van 30 °C vertoont zoöplankton geen sterfte, maar bij 40 °C is de sterfte opgelopen naar 50 tot 100%.
- Bij een temperatuur van 30 °C vertoont fytoplankton geen sterfte, bij 40 °C is de sterfte opgelopen tot meer dan 50%.
- Eerste effecten van temperatuurschokken tussen 10 en 20 °C treden op bij *Cladocera* en diatomeeën.

Een groot deel van diatomeeën heeft een optimaal temperatuurbereik onder 20°C. (Resende et al., 2005; Kerkum et al., 2004). Onder invloed van temperatuur kunnen verschuivingen van diatomeeën naar groenalgen en van groenalgen naar blauwalgen optreden. Het temperatuurbereik van groenalgen ligt dan ook hoger dan dat voor diatomeeën en dat van blauwalgen hoger dan dat voor groenalgen. In zoet water wordt afname van primaire productie en acute mortaliteit bij fytoplankton onder 30 °C niet verwacht (Kerkum et al., 2004).

6.4.2.4 Macrofauna

Over het effect van temperatuursverhoging op aquatische macrofauna bestaat veel literatuur, echter, dit betreft vaak mariene of zoetwatersystemen, en geen estuaria. Over het algemeen geldt dat het groeipatroon van aquatische insecten positief gecorreleerd is met tijd en temperatuur (Markarian 1980). Daarnaast is een belangrijk gevolg voor aquatische invertebraten de vervroeging van levenscycli, waarbij mogelijk mismatches kunnen optreden tussen bijvoorbeeld predator en prooi of mannetjes en vrouwtjes. Concurrentieverhoudingen tussen soorten kunnen veranderen. Ook kan de temporele nichedifferentiatie en de ingang van de diapauze ontregeld worden (Van der Grinten et al., 2008; Verdonschot, 2007). Vaak neemt de groeisnelheid van macrofauna toe, waardoor minder energie beschikbaar is voor reproductie. De generatietijd wordt in het algemeen korter. Ook dit kan mismatches opleveren in de timing van levensfasen

(Verdonschot, 2007). Deze gevolgen kunnen uiteindelijk leiden tot een verandering in soortensamenstelling.

De Europese rivierkreeft *Astacus astacus* reageert op temperaturen boven 24 °C door een snelle stijging van het zuurstofverbruik, waardoor zuurstofgebrek kan optreden. Bij diverse kleinere invertebraten zijn de gevolgen van temperatuurstijging eerder beperkt. Radardiertjes en roeipootkreeftjes vertonen zelfs geen effect bij opwarming tot 34 °C. (Hadderingh, 2000 in Kerkum et al., 2004). Kreeftachtigen, schelpdieren en slakken uit intergetijdenzones blijken relatief hoge temperaturen zonder schade te kunnen verdragen (Hartholt en Jager, 2004). Macro-evertebraten op droogvallende platen zijn ook minder gevoelig voor hoge temperaturen: ze worden van nature regelmatig blootgesteld aan grote temperatuurschommelingen. Tabel 6-2 geeft een overzicht van een diverse temperatuurslimieten en -effecten. Voor macro-evertebraten kan, aan de hand van verscheidene literatuurstudies, een temperatuurlimiet gesteld worden op 28°C.

Afhankelijk van de temperatuur (in combinatie met bepaalde saliniteit en andere omgevingsvariabelen) verandert ook de concurrentiepositie van soorten.

Tabel 6-2: Effecten van temperatuur op diversie organismen naar Kerkum et al (2003)

Organisme	Duur	Temperatuur	Effect
Zeepok <i>Elminius modestus</i> en <i>Balanus balanoides</i> en <i>Balanus crenatus</i>	≥1 uur	33	tolerantie
Elf schelpdiersoorten		30-37	Herstelbaar
		36-46	dood
Kokkel	≥24 uur	31	tolerantie
Zeewatermossel	≥ 1 uur	35	tolerantie
	Half uur	36	tolerantie
Jongere stadia:	>3 uur	34	tolerantie
<i>Nereis diversicolor</i>		28	Geen schade
		35-37	sterfte
Amphipoda		33-34	Sterfte
Isopoda		33-34	sterfte

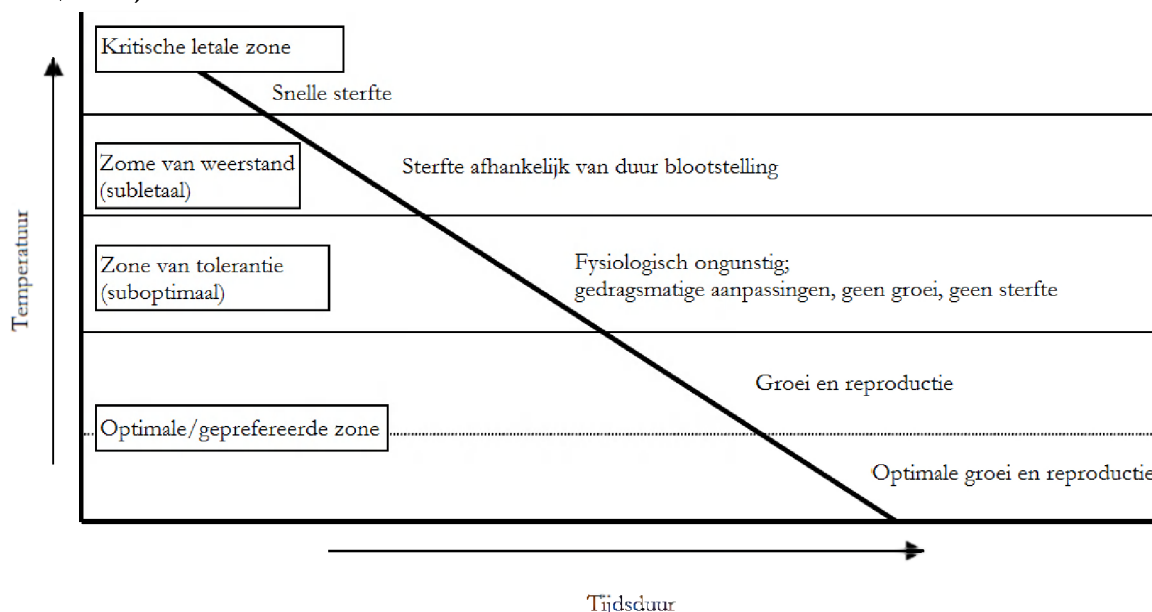
6.4.2.5 Vis

Vissen zijn ectotherm en daardoor niet in staat hun lichaamstemperatuur te reguleren aan de hand van fysiologische processen. Vissen kunnen met gedrag wel thermoregulatie vertonen door de selectie van temperatuurheterogene microhabitats (Brett 1971; Ficke et al., 2007, Stevens, 2006), maar blijven beperkt in hun voorkomen door het temperatuurbereik van de omgeving.

Biochemische reacties variëren als een functie van lichaamstemperatuur, waardoor alle fysiologische processen in een vis direct beïnvloed worden door veranderingen van temperatuur. Temperatuurverhoging kan dus de individuele vis beïnvloeden door het veranderen van fysiologische functies, zoals thermische tolerantie, groei, metabolisme, voedselconsumptie, reproductieve stress en het vermogen om de interne homeostase te handhaven (Ficke et al., 2007).

Vissen kunnen onderverdeeld worden in stenotherme soorten, met een smal temperatuurtraject en eurytherme soorten met een breed temperatuurtraject waarin ze kunnen voorkomen. Daarnaast heeft elk levensstadium een eigen traject; voor de een kan in de juveniele levensfase een temperatuurstijging dodelijk zijn, terwijl dit voor een adulte levensfase niet zo is (Küttel et al., 2002; Ficke et al., 2007). Zo kan thermale tolerantie ook afhangen van geslacht, leeftijd, fysiologische en voedselstaat en seizoen (Kinne, 1970). In een marien ecosysteem komen meer stenotherme dan eurytherme soorten voor, in brak- en zoetwater is dit omgekeerd (Hartholt en Jager, 2004).

Vispopulaties reageren niet allemaal hetzelfde op temperatuurveranderingen (Genner et al., 2010). Echter, een vis heeft energie nodig voor metabolisme, groei en ontwikkeling (reproductie en activiteit vallen hier ook onder) waardoor bij een temperatuurverhoging (en daardoor meer vraag naar energie) trade-offs plaatsvinden tussen deze processen (Ficke et al., 2005; Kinne, 1970), net als bij macrofauna. De temperatuurrange van vissen is aan de hand van fysiologische effecten onder te verdelen in verschillende zones (Figuur 6-5) (Sullivan et al., 2000). In de optimale temperatuurzone verlopen de meeste fysiologische functies optimaal. Wanneer het optimale temperatuurtraject wordt overschreden, treedt stress en uiteindelijk mortaliteit op (Verdonschot et al., 2007; Ficke et al., 2005).



Figuur 6-5: Algemene biologische effecten op temperatuursverhogingen van vissen; de bovenrange van de temperatuurrange en de fysiologische effecten van vissen van optimale temperatuur tot letale temperatuur (naar Sullivan et al. (2000) en Verdonschot et al., (2007)).

Maximale temperatuur voor vis

In Van der Grinten et al. (2008) wordt een overzicht gegeven van letale temperaturen voor een groot aantal Nederlandse zoetwatervissoorten, gebaseerd op een aantal reviews over de relatie tussen vissen en temperatuur.

De laagste letale temperatuur wordt bepaald door de kwabaal, die niet kan overleven bij temperaturen hoger dan 21-23 °C. Haringachtigen kunnen sterven bij 22°C (Hartholt en Jager, 2004). Benthische soorten, zoals platvissen, worden in het traject van 23-28 °C direct bedreigd met sterfte wanneer ze niet kunnen wegzwemmen (Hartholt en Jager, 2004). Daarnaast zijn er gegevens van een aantal vissoorten waarbij de letale temperatuur rond 25 of 26 °C ligt. Voor de meeste zoetwatervissen ligt de letale temperatuur boven de 30 graden met maxima bij 35 à 36 °C voor soorten als blankvoorn, brasem, snoekbaars (Hartholt en Jager, 2004). Vissen kunnen in de zomermaanden wel enige tijd een zodanig hoge temperatuur verdragen, dat stress optreedt. Echter, een dergelijke periode dient gevolgd te worden door een hersteltijd van ongeveer 3 weken (Iger et al., 1994).

Met een bovengrens van 28°C die nooit overschreden mag worden, wordt voor de meeste soorten sterfte vermeden.

Seizoenstemperaturen in functie van de levenscyclus van vis

Het voorkomen van vis in het Schelde-estuarium wordt voor een groot deel bepaald door temperatuur: de start van migratie voor trekvisserij richting paaigebied wordt onder

andere bepaald door hogere watertemperaturen (Ellis and Vokoun 2009; Stevens, 2006). Seizoenale migratie van estuariene soorten en mariene migranten vindt alleen plaats wanneer de condities van het estuarium gunstig zijn voor de vis, waaronder ook temperatuur en opgeloste zuurstofconcentraties; temperaturen boven 15°C en opgeloste zuurstofconcentraties onder 5 mg l⁻¹ kunnen een waterkwaliteitsbarrière voor migratie vormen (Breine, 2009; Maes et al., 2008)

Het paaien van vissen gebeurt in water met temperaturen waarbij eieren en larven kunnen overleven. Sommige soorten hebben koude watertemperaturen nodig in de winter om tot reproductie te komen, zoals salmoniden (Van der Grinten et al., 2008; Ficke et al., 2007). Ook de paai zelf is vaak afhankelijk van het bereiken van een bepaalde watertemperatuur (Verdonschot et al., 2007; Ficke et al. 2007; Kerkum et al., 2004; Turnpenny en Liney, 2006). Een te hoge watertemperatuur zorgt voor een verminderde paai of het uitblijven van de paai. Voor bepaalde salmoniden wordt ook de trek terug naar zee bepaald door een temperatuurverandering. Uit de studie van Ostergren (2006) bleek dat zeewaartse migratie geïnitieerd werd door een verhoging van watertemperatuur met 4 tot 6 graden. Ook de stroomafwaartse migratie van vislarven voor deze soorten werd geïnitieerd door een temperatuurverhoging in de lente (Ostergren 2006). Bij te hoge temperaturen kunnen verschuivingen van timing van de trek en andere life-history events optreden (Post et al., 2001).

Een aantal anadrome vissoorten hebben een paaiperiode november t/m januari. Voor deze winterpaaiers mag de temperatuur niet boven de 6-8 °C komen in de maanden december tot en met februari (Van der Grinten et al., 2007). Naast de winterpaaiers is de rest van de vis grofweg op te delen in koude paaiers (paaitemperatuur tussen 14-17 °C, de laagste bovengrens wordt bepaald door de spiering, namelijk 12 °C) en vissen die paaien bij temperaturen boven 20°C. Voor de 'koele paaiers' begint de paaiperiode ook al eerder in het jaar (februari/maart), voor de rest vanaf april, en duurt tot juni/juli. De paaiperiode kan variëren van 2 tot 6 maanden.

6.4.2.6 Exoten

Een verhoogde watertemperatuur in de wintermaanden kan zorgen voor de overleving van thermofiele organismen. Met uitzondering van de virussen, bacteriën en schimmels betreft het organismen die van nature niet thuishoren in Nederland/Vlaanderen (Kerkum et al., 2004).

Daarnaast zijn er ook verschuivingen mogelijk van soorten die wel inheems zijn. De meeste thermische lozingen in de Schelde vinden benedenstrooms plaats, waardoor organismen zich wellicht verplaatsen met hun temperatuuroptimum mee stroomopwaarts.

Exoten kunnen concurrentieverhoudingen veranderen en kunnen bijdragen aan een verandering van soortensamenstelling. Soorten kunnen verdrongen worden doordat exoten beter gedijen in warmer water of doordat soorten juist koudere plaatsen opzoeken en daar andere soorten verdrijven.

Naast uitheemse fauna/flora kunnen ook uitheemse parasieten en micro-organismen zich handhaven in wateren wanneer de temperatuur ervan stijgt.

6.4.3 Rekenparameters

Temperatuur is een maat voor de intensiteit van warmte en wordt gemeten in de eenheid van graden Celsius (°C). Watertemperatuur wordt door vele factoren beïnvloed (Figuur 6-4); een temperatuursverandering heeft altijd een langzaam verloop, door het grote bufferend vermogen van water.

Bijna alle antropogene ingrepen die een effect hebben op de watertemperatuur van de Schelde, leiden tot een stijging. Daarom zal hier voornamelijk gekeken worden naar stijgingen en bovengrenzen. Ook bestaande normen en richtlijnen leggen maxima op voor temperatuur.

Deze verklarende parameter temperatuur wordt opgebouwd uit de volgende rekenparameters:

Maximum temperatuur

Trends in dagmaxima worden vergeleken. Het dagmaximum overschrijdt best niet 28°C. Bij overschrijding van deze temperatuur kunnen bepaalde functies in het gedrang komen. Het aantal opeenvolgende dagen van overschrijding geldt als maat voor de ernst van het probleem. De maxima worden bepaald uit de gegevens van de vaartochten en de sondedata.

Seizoensgemiddelde temperatuur

Trends in seizoensgemiddelde temperatuur worden geanalyseerd en vergeleken met het zesjaarlijks gemiddelde. Het seizoensgemiddelde wordt bepaald in elk compartiment op niveau 3. Naast trendanalyse worden ze getoetst aan volgende criteria:

- Winter: seizoensgemiddelde maximaal 8°C
- Lente: seizoensgemiddelde maximaal 15°C
- Zomer: seizoensgemiddelde maximaal 21.5°C
- Herfst: seizoensgemiddelde maximaal 15°C

Een overschrijding van deze waarden kan nadelige gevolgen hebben voor het ecosysteem.

Winterminima temperatuur

Winterminima worden geregistreerd. Winterminima zijn nuttig bij het verklaren van gewijzigde densiteiten voor bepaalde organismen (bv exoten) na een strenge of zwakke winter.

Eerste maal 12°

Strenge winters of opwarming van het ecosysteem hebben ook een invloed op de start van het voortplantingsseizoen. De eerste dag dat de watertemperatuur 12°C overschrijdt is hiervoor een goede maat.

6.5 Zoöplankton

6.5.1 Achtergrond

Zoöplankton, als schakel tussen primaire producenten of detritus en hogere trofische niveaus, is een essentiële parameter binnen het ecosysteemfunctioneren. Kort samengevat, vervult het zoöplankton in het pelagiaal een zelfde essentiële rol als het zoöbenthos op de slikken en schorren. Zoöplankton zal daarom niet enkel een verklarende parameter vormen bij de communicatie-indicator **Waterkwaliteit**, maar speelt ook een rol binnen het **Ecologisch functioneren** en **Leefomgeving**. Zoöplankton kent ook een grote (functionele) diversiteit en is daarom opgenomen als toetsparameter bij Flora en fauna. We verwijzen dan ook naar dit hoofdstuk voor alle achtergrondinformatie, rekenparameters en beoordeling

6.6 Chlorofyl a

6.6.1 achtergrond

Chlorofyl a is een goede maat voor de aanwezige algenbiomassa. De hoeveelheid algen op zich is geen goede indicator voor de kwaliteit van het pelagiale ecosysteem. Daarom werd chl a niet als toetsparameter weerhouden binnen Waterkwaliteit, maar wordt met de P:B ratio gewerkt. Trends in chlorofyl a kunnen echter wel belangrijke additionale informatie opleveren bij de interpretatie van de algenbloei. Daarom wordt chl a hier als verklarende parameter opgenomen, als maat voor de grootte van de algenbloei.

6.6.2 Effecten van algenbloei op het ecosysteem

De effecten van algenbloei komen reeds uitvoerig aan bod bij de toetsparameters *Nutriënten* en *Algenbloei*.

6.6.3 Rekenparameters

Chl-a concentratie

De concentratie aan chl-a wordt maandelijks tot twee maal per maand in het zomerhalfjaar bepaald, per compartiment (niveau 4, omes/moses segment). Ruimtelijke en temporele trends worden bestudeerd.

6.7 Verblijftijd

6.7.1 Achtergrond

In tegenstelling tot de andere parameters binnen dit hoofdstuk, welke een biologische of fysico-chemische basis hebben, is verblijftijd een parameter bepaald door de hydro- en morfodynamiek van het estuarium. Verblijftijd kan eenvoudig gedefinieerd worden als de tijd die een deeltje doorbrengt in een systeem. Voor riviersystemen is dit eenvoudig te bepalen door het volume van het systeem te delen door het netto debiet door het systeem. In estuaria gaat deze eenvoudige werkwijze helaas niet op. Ook door de tijwerking worden deeltjes uitgewisseld, waardoor de verblijftijd niet meer eenvoudig volume gedeeld door netto debiet is.

De verblijftijd voor verschillende deeltjes in het estuarium is niet gelijk. In deze methodiek definiëren we verblijftijd als de tijd die een pakketje water nodig heeft om zich te verplaatsen van een bepaald gebied naar een ander gebied. De verblijftijd in een bepaalde zone van het estuarium is afhankelijk van onder andere de tijamplitude, het volume en het netto debiet in die zone.

Soetaert en Herman (1995) hebben voor de 13 meest afwaartse compartimenten van het OMES/MOSES model de verblijftijden bepaald. Hun werkwijze kan gebruikt worden om in het kader van deze evaluatiemethodiek verblijftijden te bepalen. Bovendien zijn binnen LTV andere hydraulische modellen ontwikkeld die in staat zijn om voor elk compartiment van de Schelde adequate verblijftijden te berekenen. Verblijftijden kunnen modelmatig bepaald worden aan de hand van volgende formule:

$$V/(F_{\text{in}} - F_{\text{uit}}) = T_{\text{verblijf}} - T_{\text{getij}}$$

Waarbij:

- V = watervolume in de beschouwde zone
- F_{in} = waterflux in de zone (m³/s)
- F_{uit} = waterflux uit het gebied (m³/s)

T_{verblijf} = verblijftijd in de beschouwde zone

T_{getij} = verblijftijd van het getij in de beschouwde zone

Verblijftijden kunnen ook ingeschat worden via het eenvoudige quotiënt van volume en netto debiet, waarbij dan een correctie wordt uitgevoerd voor het estuariene menggedrag. Dit laatste kan benaderd worden aan de hand van de saliniteitsgradiënt die een resultante is van de estuariene menging. Dit geeft volgende formule:

$$T_{\text{verblijf}} = V/F * (S_0 - S)/S_0$$

Waarbij:

V = watervolume in de beschouwde zone

F = netto (zoet)waterflux in de zone (m^3/s)

T_{verblijf} = verblijftijd in de beschouwde zone

S = zoutgehalte in de beschouwde zone

S_0 = zoutgehalte aan de monding

6.7.2 Belang van verblijftijd

De verblijftijd is voor tal van ecologische processen van groot belang. Verblijftijd bepaald de verversing van de waterkolom. Bij een korte verblijftijd wordt de waterkolom snel verversd. Dit betekent dat nutriënten snel worden aangevuld waardoor er minder snel depletie zal optreden. Afbraakproducten worden snel afgevoerd zodat er minder ongewenste effecten zullen optreden. Bij een korte verblijftijd zal er bijvoorbeeld onvoldoende tijd zijn om een grote organische koolstofvracht volledig te mineraliseren; bij een lange verblijftijd kan dit wel, met mogelijke zuurstofproblemen tot gevolg.

Bij een lange verblijftijd, in combinatie met beperkte menging, kunnen naast zwevende stof ook voedingsstoffen en organismen uitzakken, en zo de pelagiale kwaliteit beïnvloeden. Door de uitzakking kan in zones met een langere verblijftijd de rol van bodemdieren een grotere rol spelen.

Een grotere verblijftijd voor water, leidt ook tot een grotere verblijftijd voor bepaalde organismen in die waterkolom die zich niet snel genoeg actief kunnen verplaatsen. Een lange verblijftijd kan leiden tot hoge densiteiten aan fytoplankton (zolang er voldoende nutriënten zijn). Ook zoöplankton kan hoge dichtheden bereiken omdat dit zoöplankton langer de tijd heeft gekregen om zich te vermenigvuldigen.

Zeer korte verblijftijden kunnen zorgen voor uitspoeling van de fyto- en zoöplanktongemeenschap, en bijgevolg voor een ontsporing van de pelagiale waterkwaliteit. Bij korte verblijftijden is ook de tijd voor biochemische processen en interacties met slik- of schorgebieden korter. Processen zoals nitrificatie en denitrificatie zullen minder sterk plaatsvinden.

Ook vanuit hydro- en morfodynamiek is verblijftijd een belangrijk gegeven, met name voor sedimentatieprocessen en de slibtransport.

Verblijftijd heeft van nature een zekere fluctuatie: de afvoerdebieten variëren immers met de seizoenen. Bovendien is het niet evident om de ideale, minimale en maximale verblijftijd te bepalen. Daarom zijn geen criteria vastgelegd voor verblijftijd, maar wordt deze parameter als toegevoegd als belangrijke verklarende parameter. Trends in verblijftijd zullen bijdragen in het inzicht in verschillende toetsparameters.

De verblijftijd wordt sterk door de mens beïnvloed. Verblijftijd is afhankelijk van de tijamplitude, het volume en het netto debiet. Alle drie zijn door menselijke ingrepen gewijzigd. Tijamplitude en volume zijn beïnvloed door grote ingrepen zoals inpolderingen en baggerwerken. Veranderingen in het netto debiet spelen vooral in de opwaartse delen

van het estuarium een belangrijke rol. Dit debiet wordt in belangrijke mate beïnvloed door maatregelen in het bekken: versneld afvoeren van regenwater versus waterretentie in wachtbekkens. De belangrijkste impact op de verblijftijd vormt wellicht het sluisbeheer. Grote hoeveelheden zoetwater worden vanuit de Bovenschelde omgeleid om kanalen te voeden. In de zomer kan hierdoor het zoetwaterdebiet dat het estuarium te Gent bereikt, kortstondig tot nul herleid worden. Zelfs negatieve debieten werden geregistreerd: water uit het estuarium voedt dan de Gentse binnenwateren.

6.7.3 rekenparameters

Verblijftijd

Verblijftijd wordt per saliniteitszone (niveau 3) berekend, per maand. In het zoete deel van het estuarium wordt de verblijftijd in het zomerhalfjaar twee maal per maand bepaald. Deze zone is immers gevoelig aan sterke schommelingen in verblijftijd.

De bepaling gebeurt best modelmatig. Diverse modellen bestaan hiervoor. De verblijftijd wordt ook berekend aan de hand van de formule vermeld onder 6.7.1, gebruik makend van saliniteit gegevens. Beide methoden worden met elkaar vergeleken.

Onderzoek over de berekening van verblijftijden is nog lopende. De resultaten van dit onderzoek kunnen aangewend worden bij de berekening van de verblijftijd.

Trends in verblijftijd worden opgesteld. Minima en maxima worden geanalyseerd, evenals schommelingen in de verblijftijd.

7 Literatuur

Adriaensen, F.; Van Damme, S.; Van den Bergh, E.; Van Hove, D.; Brys, R.; Cox, T.; Jacobs, S.; Konings, P.; Maes, J.; Maris, T.; Mertens, W.; Nachtergale, L.; Struyf, E.; Van Braeckel, A.; Meire, P. (2005), 'Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium', Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05-R82, Antwerpen. 252 pp. + annexes. Studie uitgevoerd in samenwerking met Instituut voor Natuurbehoud, Vlaamse Gemeenschap (Afdeling Natuur), KU Leuven (Laboratorium Aquatische Ecologie)

Anon, 2008. Beheer en ontwikkelingsplan voor de rijkswateren 2010-2015. Ontwerp.

Appeltans, W.; Tackx, M.; Van Damme, S.; Hannouti, A.; Soetaert, K.; Fiers, F.; Daro, N.; Meire, P. (2003), 'Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium The Netherlands): The distribution of *Eurytemora affinis*: effect of oxygen? ', *Journal of Plankton Research* **11**: 1441-1445.

Barber, R. T., and M. R. Hiscock (2006), A rising tide lifts all phytoplankton: Growth response of other phytoplankton taxa in diatom-dominated blooms, *Global Biogeochem. Cycles*, 20, GB4S03, doi:10.1029/2006GB002726

Batiuk, R.A.; Breitburg, D.L.; Diaz, R.J.; Cronin, T.M.; Secor D.H.; and Thursby, G. (2009), 'Derivation of Habitat-Specific Dissolved Oxygen Criteria for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **381**: 204-215.

Billen, G.; Garnier, J. & Rousseau, V. (2005), 'Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years', *Hydrobiologia* **540**, 47-67.

Billen, G. & Garnier, J. (2007) River basin nutrient delivery to the coastl sea: Assessing its potential to sustain new production of non-silicious algae. *Marine Chemistr* 106: 148-160.

Breine, J., 2009. Proefschrift: Fish assemblages as ecological indicator in estuaries: the Zeeschelde. KU Leuven, INBO.

Brett, J.R., 1970. Fishes, functional responses. In: kinne, O. *Marine Ecology: A comprehensive, integrated treatise on life in aceans and coastal waters*. Vol. 1: Environmental factors, part 1: 516-560. Wiley, New York.

Brett, J.R., 1971. Energetic responses of salmon to temperature. A study of some thermal relations in the physiology and freshwater ecology of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Am Zool* 11:99–113

Chorus, I., 2005. Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), Dessau. 117 pp.

Cox, T. (2008), 'Zuurstof en primaire productie in de zoete Zeeschelde', PhD thesis, Universiteit Antwerpen.

Cox, T. J. S.; Maris, T.; Soetaert, K.; Conley, D. J.; Van Damme, S.; Meire, P.; Middelburg, J. J.; Vos, M. & Struyf, E. (2009), 'A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication: the Schelde case study', *Biogeosciences* **6**(12), 2935--2948.

Dauvin, J.-C., Fisso, C., Garnier, J., Lafite, R., Ruellet, T., Billen, G., Deloffre, J. & Verney, R., A report card and quality indicators for the Seine estuary : From scientific approach to operational tool. ,*Marine pollution bulletin* **57**:187-201

Dauvin, J.-C. & Ruellet, T. (2009), 'The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? ', *Marine pollution bulletin* 59(1-3):38-47.

Dean, T.L. & Richardson, J. (1999), 'Responses of seven species of native freshwater fish and a shrimp to low levels of dissolved oxygen' ,*New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **33**: 99-106.

Devlin, M.; Painting, S.; Best, M. (2007), 'Setting nutrient thresholds to support an ecological assessment based on nutrient enrichment, potential primary production and undesirable disturbance' , *Marine Pollution Bulletin* **55**:65–73

Dugdale, R.C., Goering, J.J. (1967). Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary production. *Limnology and Oceanography* **12**: 196-206.

Dugdale, R.C., Wilkerson, F.P. (1986). The use of ¹⁵N to measure nitrogen uptake in eutrophic oceans; experimental considerations. *Limnology and Oceanography* **31**: 673-689.

Dugdale, R.C., Wilkerson, F.P., Morel, A. (1990). Realization of new production in coastal upwelling areas: a means to compare relative performances. *Limnology and Oceanography* **35**: 822-829.

Ellis, D., Vokoun, J.C., 2009. Earlier Spring Warming of Coastal Streams and Implications for Alewife Migration Timing. *North American Journal of Fisheries Management*, **29**:1584–1589.

Evers, N., 2006. Getalswaarden bij de Goede ecologische Toestand voor oppervlaktewater voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen temperatuur, zuurgraad, doorzicht, zoutgehalte en zuurstof. STOWA, ISBN nummer 90.5773.347.1

Field, C.B., Behrenfeld, M.J., Randerson, J.T., Falkowski, P. (1998). Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science* **281**: 237-240.

Ficke, A.A., Myrick, C.A., Hansen, L.J., 2005. Potential impacts of global climate change on fresh water fisheries. WWF

Ficke, A.A., Myrick, C.A., Hansen, L.J., 2007. Potential impacts of global climate change on fresh water fisheries. *Review of fish biology and fisheries*, **17**:581–613.

Genner, M.J., Halliday, N.C., Simpson, S.D., Hawkins, S.J., Southward, A.J., Sims, D.W., 2010. Temperature-driven phenological changes within a marine larval fish assemblage. *Journal of Plankton Research*, 699-708.

Gray J.S.; Wu R.S. & Y.Y Or. (2002), 'Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment', *Marine Ecology Progress Series* **238**: 249-279.

Hartholt, J.G., en Jager, Z., 2004. Effecten van koelwater op het zoute aquatische milieu. . Rapport in opdracht van Ministerie van Verkeer en Waterstaat. RIZA rapport 2004.043.

Hofmann, A. F.; Soetaert, K. & Middelburg, J. J. (2008), 'Present nitrogen and carbon dynamics in the Scheldt estuary using a novel 1-D model', *Biogeosciences* **5**(4), 981-1006.

Iger, Y., Jenner, H.A., Wendelaar, Bonga, S.E., 1994. Cellular responses in the skin of the trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to temperature elevation. *Journal for fish biology* **44**:921-935.

Jacobs, S., Struyf, E., Maris, T. & Meire, P. 2008. Spatiotemporal aspects of silica buffering in restored tidal marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **80**: 42-52.

Kerkum, L.C.M., Bij de Vaate, A., Bijstra, D., De Jong, S.P., Jenner, H.A., 2004. Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu. Rapport in opdracht van Ministerie van Verkeer en Waterstaat. RIZA rapport 2004.033. ISBN 9026956919.

Kinne, O., 1970. *Marine Ecology: A comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters*. Vol. 1: Environmental factors, part 1: 516-560. Wiley, New York.

Kirk J. T. O. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. (1994) Cambridge: Cambridge University Press

Krieg H.-J. (2005), 'Die entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Indexes zur bewertung des ökologischen zustands der tideelbe von Geesthacht bis zur seegrenze', ARGE ELBE – FHH/BSU – WG Elbe, 42pp.

Kromkamp, J.; Peene, J.; Van Rijswijk, P.; Sandee, A.; Goosen, N. (1995). Nutrients, light and primary production by phytoplankton and microphytobenthos in the eutrophic, turbid Westerschelde estuary (The Netherlands) *Hydrobiologia* 311(1-3): 9-19

Küttel, S., Peter, A., Wüest, A., 2002. Rhône revitalisierung. Temperaturpräferenzen und –limiten von Fischarten Schweizerischer Fliessgewässer.

Lancelot, C., Rousseau, V. & Gypens, N., 2009. Ecologically based indicators for *Phaeocystis* disturbance in eutrophied Belgian coastal waters (Southern North Sea) based on field observations and ecological modelling. *Journal of Sea Research*, 61: 44-49.

Lionard, M.; Muylaert, K.; van Gansbeke, D.; Vyverman, W. (2005). Influence of changes in salinity and light intensity on growth of phytoplankton communities from the Schelde river and estuary (Belgium/The Netherlands) *Hydrobiologia* 540(1-3)

Maes, J., Stevens, M., Breine, J., 2008. Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lace´pe`de, 1803) in the watershed of river Scheldt. *Hydrobiologia* (2008) 602:129–143.

Maris, T.; Cox, T.; Van Damme, S.; Meire, P. (Red.) (2010) Onderzoek naar de gevolgen van het sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2008-2009. 010-R124 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Maris, T.; Van Damme, S.; Meire, P. (Red.) (2003) Onderzoek naar de gevolgen van het sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2002. 03-R59 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Meire, P. & Maris, T. (2008), MONEOS, Geïntegreerde systeemmonitoring van het schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Ostergren, J., 2006. Migration and Genetic Structure of *Salmo salar* and *Salmo trutta* in Northern Swedish Rivers. Proefschrift Universiteit Umea.

Paterson, D.M. (1989). Short-term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behaviour of epipelagic diatoms. *Limnology and Oceanography* 34: 223-234.

Pemberton, S.G. & Wightman D.M. (2010), 'Ichnological characteristics of brakings water deposits', *Applications of Ichnology to Petroleum Exploration* 141-167
Pena, M. A.; Katsev, S.; Oguz, T. & Gilbert, D. (2010), 'Modeling dissolved oxygen dynamics and hypoxia', *BIOGEOSCIENCES* 7(3), 933-957.

Platt, T., Fuentes-Yaco, Frank K.T., 2003. Spring algal bloom and larval fish survival. *Nature* 423, 398–399.

Post, E., Forchhammer, M.C., Stenseth, N.C., Callaghan, T.V., 2001. The timing of life-history events in a changing climate. *Proc. R. Soc. Lond. B* 2001 268, 15-23

Resende, P., U. Azeiteiro & M. J. Pereira, 2005. Diatom ecological preferences in a shallow temperate estuary (Ria de Aveiro, Western Portugal). *Hydrobiologia* 544: 77–88.

Sautour, B. & Castel, C. (1995), 'Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries', *Hydrobiologia* 311:139-151.

Scheffer, M. (1998) Ecology of shallow lakes. Population and community biology series 22

Soetaert, K. & Herman, P. (1995b), 'Estimating estuarine residence times in the Westerschelde (The Netherlands) using a box model with fixed dispersion coefficients', *Hydrobiologia*(311), 215-224.

- Stevens, M., 2006. Proefschrift: Intertidal and basin-wide habitat use of fishes in the Scheldt estuary. KU Leuven.
- Struyf, E., Temmerman, S. & Meire, P. 2007. Dynamics of biogenic Si in freshwater tidal marshes: Si regeneration and retention in marsh sediments (Scheldt estuary) *Biogeochemistry*, 82:41-53.
- Struyf, E., Van Damme, S. & Meire, P. 2004. Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes: a case study in the highly nutrified Schelde estuary (Belgium, The Netherlands). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 60: 649-661
- Sullivan, K., Martin, D.J., Cardwell, R.D., Toll, J.E., Duke, S., 2000. An analysis of the effects of temperature on salmonids of the Pacific Northwest with implications for selecting temperature criteria.
- Turnpenny, A.W.H., Liney, K.E., 2006. Review and development of temperature standards for marine and freshwater environments
- Underwood, G.J.C., Kromkamp, J. (1999). Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Advances in Ecological Research* 29: 93-153.
- Underwood, G.J.C., Paterson, D.M. (2003). The importance of extracellular carbohydrate production by marine epipelagic diatoms. *Advances in Botanical Research* 40: 183-240.
- Van der Grinten, E., Van Herpen, F.C.J., VanWijnen, H.J., Evers, C.H.M., Wuijts, S., Verweij, W., 2008. Afleiding maximum temperatuurnorm goede ecologische toestand (GET) voor Nederlandse grote rivieren. RIVM rapport 6078000054.
- Verdonschot, R.C.M., De Lange, H.J.M., Verdonschot, P.F.M., Besse, A., 2007. Klimaatverandering en aquatische diversiteit; een literatuurstudie naar temperatuur. Alterra-rapport 1451, ISSN 1566-7197.
- VLIZ. 2010. Indicatoren van Duurzame Ontwikkeling voor het Schelde-estuarium. IDO-Schelde. Eindrapport. Vlaams Instituut voor de Zee: Oostende, Belgium. 129 pp.
- Wolff, W.J. 1973. The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt, *Zoologische Verhandelingen* 126, Leiden, The Netherlands (1973) 242 pp..
- Winder and Schindler, 2004. Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic system. *Ecology*, 85(5):2100-2106.

8 Bijlage: BOD en NOD berekeningen

(naar Maris et al., 2010)

NOD

De stikstofzuurstofvraag kan op twee manieren bepaald worden: hetzij via metingen van de zuurstofvraag in een BOD experiment, hetzij uitgaande van de concentraties aan ammonium en nitriet.

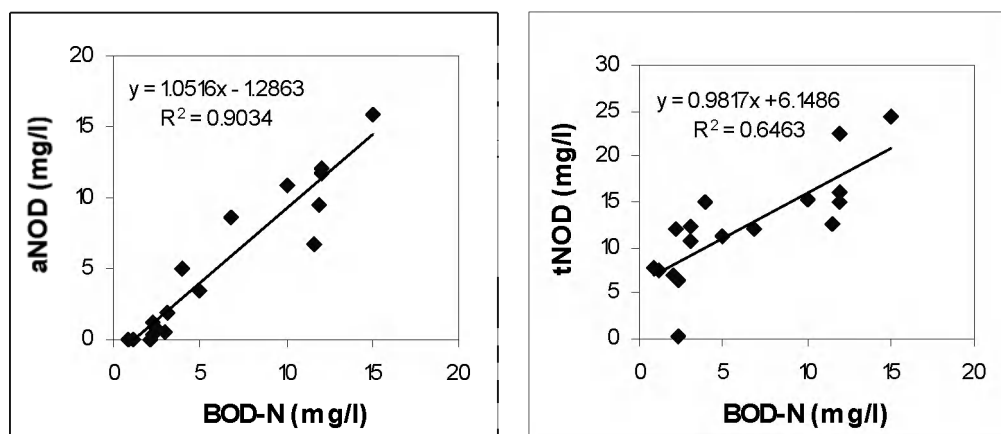
De biochemische zuurstofvraag (BOD) is een parameter die gemakkelijk gemeten kan worden maar waarvan de interpretatie niet altijd eenvoudig is. In klassieke BOD-meting geeft een maat voor de totale zuurstofvraag in het water, en wordt bepaald door een waterstaal gedurende 5 dagen donker te incuberen bij 20°C. De verbruikte zuurstof gedurende deze periode, is een maat voor de aanwezige hoeveelheid biologisch afbreekbaar materiaal en de hoeveelheid nitrificeerbare stikstof. Niet alle fracties breken echter even snel af, en deze afbraak is mede afhankelijk van de reeds aanwezige microbiële populaties in het Scheldewater, wat interpretatie moeilijker maakt.

Mineralisatie van de nutriënten en nitrificatie van alle NH_4^+ zijn de belangrijkste zuurstofconsumerende processen. Experimenten met nitrificatieremmers (BOD N-serve) in het BOD-staal, laten toe de zuurstofvraag voor nitrificatie te onderscheiden van andere processen.

De zuurstofvraag voor nitrificatie (gedurende 5 dagen bij 20°C) (BOD-N) wordt experimenteel bepaald door data voor BOD zonder nitrificatie (door toevoegen van een nitrificatieremmer aan het BOD staal) af te trekken van BOD data. De zuurstofvraag voor nitrificatie kan ook berekend worden uitgaande van alle stikstofcomponenten aanwezig in het water. De anorganische stikstof-zuurstofvraag (aNOD) is uitgaande van het aanwezige NH_4^+ en NO_2^- en de zuurstof vereist om deze te oxideren tot NO_3^- volgens de formule:

$$\text{aNOD (mg/l)} = 4.33 [\text{NH}_4^+-\text{N}] + 16/14 [\text{NO}_2^--\text{N}]$$

waarbij nutriëntconcentraties in mg/l worden gehanteerd. Figuur 8-1 toont voor de zomermaanden (juli-augustus-september, periode 1996-2002)) een goede correlatie tussen de experimenteel bepaalde BOD-N en de berekende aNOD te Dendermonde. Het verschil tussen de gemeten BOD5 en de berekende aNOD geeft de BOD-C: de biologische zuurstofvraag voor de afbraak van de koolstofverbindingen. De goede correlatie die tussen BOD-N en aNOD wordt gevonden in de zomermaanden te Dendermonde, bestaat ook voor de andere stations in het zoete, behalve voor de twee meest opwaartse stations. Te Melle en Wetteren is de correlatie zoek (data niet weergegeven). Misschien is tijdens de zomermaanden de populatie nitrificeerders hier nog niet op peil. In de Bovenschelde wordt ook geen goede correlatie gevonden.



Figuur 8-1: Correlaties tussen BOD-N (biologische zuurstofvraag voor nitrificatie) en aNOD (berekende anorganische stikstof-zuurstofvraag) en BOD-N en tNOD (berekende totale stikstof-zuurstofvraag) voor de zomermaanden (juli-aug-sept) te Dendermonde.

Voor de andere seizoenen geeft de correlatie geen goede resultaten. Enkel voor de zomermaanden vinden we een overeenkomst tussen de berekende aNOD en de gemeten BOD-N, in de wintermaanden is dit verband vaak zoek. De verklaring is logisch: nitrificerende bacteriën groeien traag en zijn sterk afhankelijk van temperatuur. Enkel in de zomermaanden is een actieve populatie aanwezig. In de andere seizoenen is deze populatie wellicht minder of niet actief aanwezig. Bij incubatie bij 20°C gedurende 5 dagen tijdens de BOD5-meting, is het bijgevolg niet duidelijk welke de invloed van nitrificerende bacteriën zal zijn op de zuurstofvraag. In wintermaanden liggen de gemeten BOD5 en BOD N-serve waarden vaak zeer dicht bij elkaar, wat geenszins wijst op afwezigheid van ammonium voor een stikstof-zuurstofvraag, maar wel op de afwezigheid van nitrificeerders.

Naast anorganische stikstof, zal ook de organische stikstof zuurstof onttrekken aan de waterkolom bij mineralisatie en nitrificatie. De som van deze zuurstofvraag en de aNOD is de totale stikstof-zuurstofvraag (tNOD). De correlatie tussen BOD-N en tNOD is echter minder goed dan tussen BOD-N en aNOD. Blijkbaar wordt gedurende de 5 dagen van de BOD5-meting in hoofdzaak alle anorganische stikstof genitrificeerd, en speelt de mineralisatie van de organische fractie een beperkte rol gedurende de duur van de BOD5-meting. De constante term uit de correlatievergelijking tussen BOD-N en aNOD (1.29 mg/l) kan een maat zijn voor de gemiddelde zuurstofvraag ten gevolge van afbraak van de organische stikstof fractie. De constante term uit de correlatievergelijking tussen BOD-N en tNOD (6.15 mg/l) kan een maat zijn voor de gemiddelde zuurstofvraag van de organische stikstof fractie die nog niet werd afgebroken gedurende de 5 dagen van de BOD5-metingen. Samen vormen deze termen een maat voor de gemiddelde totale organische stikstofzuurstofvraag.

De kennis over beide fracties organische stikstof is nog zeer beperkt. Criteria voor deze stikstof fracties zijn daarom nog niet voorhanden. Zolang de kennis hieromtrent ontbreekt, kan de fastNOD benaderd worden door de aNOD. De snelafbrekende organische stikstof fractie wordt hierbij verwaarloosd.

Evaluatie van de slowNOD, op basis van fractie traag afbreekbare organische stikstof, wordt ook uitgesteld tot meer kennis voorhanden is.

BOD-C

Ook hier zijn twee berekeningswijzen mogelijk. Via toedienen van een nitrificatieremmer aan het BOD staal kan de zuurstofvraag voor mineralisatie van de koolstof fractie bepaald worden (BOD-C), omdat de zuurstofvraag voor nitrificatie wordt geïnhibeed. Deze

methode is toepasbaar in alle seizoenen en wordt daarom voor deze indicator voorgesteld.

Een tweede methode bestaat erin de BOD te bepalen zonder nitrificatieregger, waardoor de zuurstofvraag voor nitrificatie mee vervat zit in het resultaat. Deze stikstofzuurstofvraag kan dan, aan de hand van de berekening van aNOD afgetrokken worden van de BOD meting. Wat rest is de zuurstofvraag voor mineralisatie van de koolstof: de BOD-C. Deze methode is enkel toepasbaar in de zomer, omdat dan de nitrificerende bacteriën actief zijn. Aanbevolen wordt om, aanvullend, deze methode in de zomer toe te passen omdat uit de metingen extra info kan bekomen worden over de diverse fracties.

Bij zeer lage BOD meetresultaten wordt de nauwkeurigheid van de metingen twijfelachtig. Het nut van deze methode dient dan geëvalueerd te worden.

Leefomgeving

1 Inleiding

1.1 Achtergrondkader

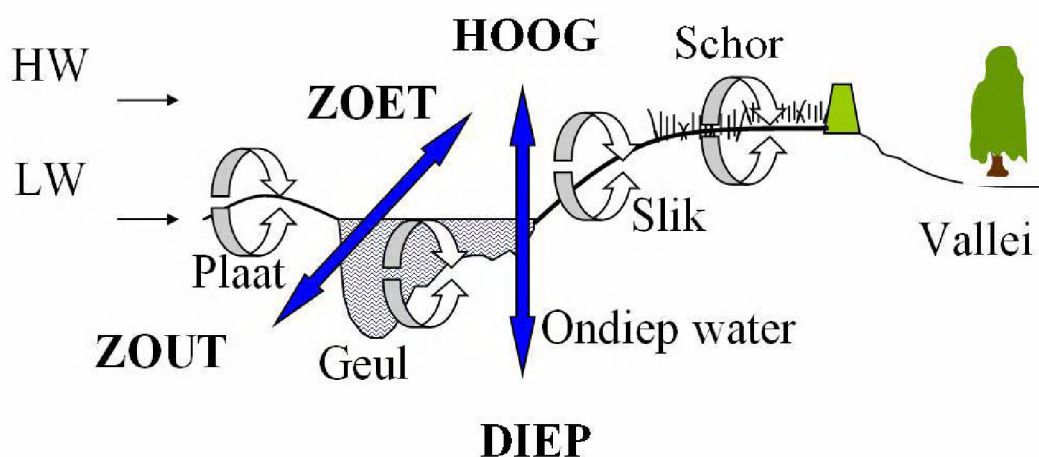
De langetermijnvisie Schelde-estuarium (LTV) beoogt in haar streefbeeld voor 2030 een gezond en dynamisch estuarien ecosysteem:

‘...met al zijn typische habitats en levensgemeenschappen langs de zoet-zoutgradiënt, behouden en waar mogelijk versterken’.

De Westerschelde is een meergeulensysteem met verschillende fysische kenmerken. De variatie in deze fysische systeemkenmerken resulteert in een grote diversiteit aan habitats met een diversiteit in soorten. De Zeeschelde is in essentie een ééngeulensysteem, hoewel hier en daar vroeger wel kleine nevengeulen en platen voorkwamen (Van Braeckel et al., 2006), met verschillende habitats.

1.2 De leefomgeving van het Schelde-estuarium

De leefomgeving voor flora en fauna van het Schelde-estuarium wordt gekenmerkt door een grote variatie aan habitats (zie Figuur 1-1). Deze variatie wordt veroorzaakt door drie grote gradiënten: een oost naar west gradiënt van volledig zoet naar volledig zout, een verticale gradiënt van het diepste punt van de geul tot het hoogste deel van het schor, en een interne gradiënt van een cyclische variatie in habitat turn-over en schordynamiek. De habitats en hun kenmerken zijn de resultante van morfo- en hydrodynamiek.



Figuur 1-1: Overzicht van de verschillende habitats in een estuarium als gevolg van een horizontale zoutgradiënt, een verticale dieptegradiënt en een interne dynamiekgadiënt. (Meire en Maris, 2008).

Daarnaast wordt steeds duidelijker dat ook de flora en fauna een belangrijke rol spelen in de vorming van habitats (Jones et al. 1994, Roast et al. 2004). De schorvegetatie speelt een zeer belangrijke rol in de sedimenthuishouding van de intertidale gebieden. Vegetatie kan het invangen van sedimenten sterk bevorderen en het proces van erosie afremmen (Esselink et al. 1997; Sanchez et al. 2001). Hierdoor vermindert de invloed van de getijdynamiek en wordt vervolgens de groei en successie van de vegetatie verder bevorderd (Bertness et al. 1992; Temmerman, et al., 2007).

De invloed van flora of fauna kan dermate zijn dat zacht substraat geleidelijk overgaat in hard substraat, gepaard met een verandering in faunagemeenschappen. Deze soorten

vallen onder de eco-elementen. Eco-elementen worden niet apart onderscheiden als habitat, maar zijn wel belangrijke indicatoren voor het ecologisch functioneren van het estuarium. Voorbeelden hiervan zijn schelpdierbanken en sedimentvangende vegetatie zoals zeegras. In de Westerschelde is zeegras echter minder van belang omdat het een hoogdynamisch en zeer troebel watersysteem is, waar vestiging en fotosynthese moeilijk plaatsvinden. De ontwikkeling van zeegrasvegetaties is waarschijnlijk alleen mogelijk in een smalle zone in het hoge litoraal, in concurrentie met pionierschor en in beschutte (haven)gebieden. Uit het verleden zijn nauwelijks meldingen bekend, recent alleen uit de Sloehaven. Door de zeer geringe oppervlakte aan zeegras is de bijdrage hiervan aan het systeem zeer gering. Daarom is het niet opgenomen als criterium. Mochten de oppervlaktes toenemen dan zal het zeegras mogelijk wel opgenomen moeten worden.

De laagdynamische intergetijdengebieden zijn typische habitats van een natuurlijk estuarium met eb- en vloedgeulen. Veel habitats hebben een belangrijke functie in het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium. Hogere trofische niveaus, zoals vissen, vogels en zeezoogdieren zijn afhankelijk van deze habitats als rustplaats, paaipplaats of als foerageergebied.

Het Schelde-estuarium is continu onderhevig aan veranderingen. Veel van deze veranderingen zijn geïnduceerd door menselijk ingrijpen zoals het uitbaggeren van de vaargeul. De morfologische veranderingen die als gevolg hiervan optreden worden weerspiegeld in de aan- of afwezigheid van habitats. Om het estuarium in een goede ecologische staat te houden is de aanwezigheid van bepaalde habitats en de diversiteit van habitats cruciaal. De diversiteit aan habitats geeft een indicatie over de variatie in fysische kenmerken en deze is gekoppeld aan een goed functionerend plaat- en geulsysteem. In Cleveringa (2007) wordt de ontwikkeling van de morfologie (op de mesoschaal) in de periode 1954 tot 2004 beschreven. De meest in het oog springende veranderingen zijn: het hoger en droger worden van plaatcomplexen, de afname van kortsluitgeulen en vloed- en ebscharen, de afname van het aantal platen per plaatcomplex, de afname van de grilligheid van de waterlijn en de afname van het ondiepewater.

In dit hoofdstuk wordt gesproken van habitats, omdat het voornamelijk gaat om leefgebied voor flora en fauna. De grenzen tussen de verschillende habitats worden bepaald op basis van fysische kenmerken, zoals gebeurt in het ZES.1 (Bouma et al., 2005). Daarom wordt er in plaats van habitats ook wel gesproken van fysiotopen of ecotopen. Echter, de splitsingswaarden voor deze fysische parameters zijn grotendeels ingegeven door het voorkomen van bodemdieren en schorvegetatie. Daarom is er, ondanks de vaak fysische splitsingswaarden, voor gekozen om de term habitat te hanteren.

1.3 Werkwijze indicator: Leefomgeving

De indicator *Leefomgeving, voor flora en fauna*, is een onderdeel van de hoofdfunctie Natuurlijkheid van het Schelde-estuarium. Zoals in de inleiding beschreven, zijn alle indicatoren opgebouwd uit drie niveaus (zie Figuur 1-1). Het uitgangspunt voor de evaluatie van *Leefomgeving, voor flora en fauna* is dat een natuurlijk functionerend Schelde-estuarium aanwezig is, indien het oppervlak aan verschillende habitats evenwichtig verdeeld is, het aanwezige laagdynamisch habitat van voldoende kwaliteit is en er sprake is van stabiliteit van habitats. Met dit laatste wordt bedoeld dat er op een locatie niet te vaak een overgang van het ene habitat in het andere habitat optreedt. De indicator *Leefomgeving* bestaat hiermee uit drie **toetsparameters**: Oppervlak, Kwaliteit en Turn-over.

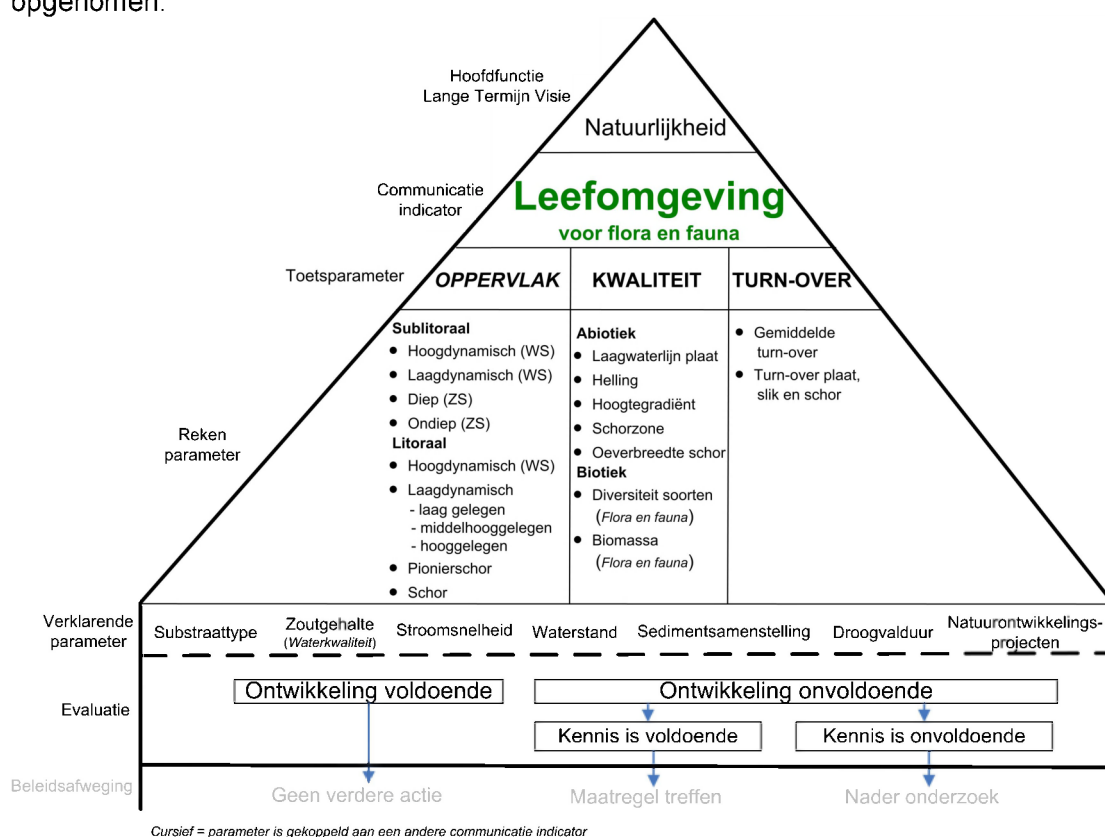
Aan de hand van de oppervlakte van de verschillende habitats wordt inzicht verkregen in de ruimtelijke verdeling van de verschillende habitats over het estuarium. Tevens is voor het ecologisch functioneren van de afzonderlijke habitats een voldoende groot areaal van

goede kwaliteit, cruciaal. Hebben vogels bijvoorbeeld wel voldoende tijd om voldoende voedsel binnen te krijgen tijdens het op- en afgaan van het getij? Is er voldoende voedsel aanwezig? Dit maakt dat de kwaliteit van het habitat bestaat uit zowel fysische (vorm en ligging) als biologische (aanwezigheid van voedsel) randvoorwaarden.

In een gezond en dynamisch systeem is er sprake van een wisselwerking tussen de opbouwende processen (sedimentatie) en afbrekende processen (erosie) van platen, slikken en schorren. Hierdoor bestaat er op een locatie een zekere turn-over van het ene habitat in het andere. De trend in de turn-over weerspiegelt of de dynamiek in het systeem te groot, te klein of in balans is.

Voor elk van de toetsparameters zijn **rekenparameters** gedefinieerd. Waar mogelijk is een kwantitatief criterium afgeleid in de vorm van een exacte waarde of een trendontwikkeling. Alle rekenparameters samen bepalen of de toetsparameter als voldoende beoordeeld wordt. Voor een aantal van de rekenparameters is nog geen duidelijk criterium beschikbaar. Dit vormt geen probleem voor de T2009 rapportage aangezien hier de trendontwikkeling wel in beeld gebracht kan worden. Voorgesteld wordt om de referentiewaarden in een aanvullende studie te bepalen die minimaal gereed is voor de systeemevaluatie in 2015.

Op het derde niveau worden de **verklarende parameters** weergegeven. Deze parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en geven de onderliggende systeemverklaring. Voor de indicator *Leefomgeving* zijn het zoutgehalte, de stroomsnelheden, de waterstanden, het substraattype, de sedimentsamenstelling en natuurontwikkelingsprojecten als verklarende parameters opgenomen.



Figuur 1-2: Weergave indicator *Leefomgeving* voor flora en fauna.

Voor de evaluatie moeten altijd alle niveaus worden doorlopen. Wanneer alle toetsparameters voldoende zijn, wordt de Communicatie-indicator *Leefomgeving* als voldoende beoordeeld. Wanneer één van de toetsparameters onvoldoende wordt beoordeeld wordt de Communicatie-indicator *Leefomgeving* ook als onvoldoende beoordeeld en moet er gekeken worden waar dit aan ligt.

De beleidsafweging met hierin het eventueel nemen van maatregelen of uitzetten van nader onderzoek is geen onderdeel van de evaluatiemethodiek. De evaluatiemethodiek probeert enkel aan te geven waar het probleem zich voor doet en of er voldoende kennis aanwezig is of niet.

1.4 Ruimtelijk en temporeel bereik

Alle rekenparameters worden voor het gehele estuarium bepaald binnen een aantal segmenten. Deze segmenten zijn gebaseerd op de zoutverdeling en het zoete gedeelte binnen het Schelde-estuarium, waarbij het zoete gedeelte nog verder opgedeeld wordt in drie zones op basis van verblijftijd (zie Figuur 1-3). Binnen het zoete gedeelte is de verblijftijd van het water een belangrijke sturende factor voor het voorkomen en functioneren van de verschillende habitats.

De rekenparameters voor de *Kwaliteit* van het habitat worden binnen elk segment, enkel bepaald voor de laagdynamische gebieden.

De bepaling van het zoutgehalte en de verblijftijd vindt plaats binnen de Communicatie-indicator *Waterkwaliteit*.



Segmenten evaluatiemethodiek						
1	2	3	4	5	6	7
Polyhalien (zone 1 t/m 5 ¹⁵)	Mesohalien (zone 6 t/m 9)	sterke saliniteits- gradient (zone 10 t/m 12)	Oligohalien (zone 13, 14)	Zoet verblijftijd lang (zone 15, 16)	Zoet verblijftijd kort (zone 17 t/m 19)	Zijrivieren Rupel en Durme
Meergeulensysteem (Westerschelde)		Eengeulensysteem (Zeeschelde)				

Figuur 1-3: Schematische weergave indeling in segmenten voor de Communicatie-indicator Leefomgeving.

¹⁵ In de praktijk is gebleken dat OMES-segment 5 nog polyhalien is (Pers. med. Dick de Jong)

Gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG's) zijn niet opgenomen in de ecotopenkaarten aangezien die zich beperken tot het buitendijkse habitat. Ontpolderingen en Gecontroleerd Gereduceerd Getijgebieden (GGG's) worden opgenomen vanaf het moment van realisatie. Het is van belang om de natuurontwikkelingsprojecten in beeld te brengen ter verklaring van veranderingen in verschillende habitats. De *natuurontwikkelingsprojecten* zijn opgenomen als de verklarende parameter.

De temporele resolutie van de rekenparameters is voor de oppervlaktebepalingen afhankelijk van de frequentie waarop de ecotopenkaarten en de bathymetrische kaarten gemaakt worden. De ecotopenkaarten worden voor de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde elke 2 jaar gemaakt, voor de Boven-Zeeschelde, Ruppel en Durme om de 3 jaar en voor de bovenlopen elke 6 jaar.

De bathymetrische opnames worden voor de Westerschelde en de Beneden-zeeschelde jaarlijks gemaakt. voor de Boven-Zeeschelde, Durme en Rupel elke drie jaar en voor de bovenlopen elke 6 jaar. De evaluatie kan dus 2, 3 of 6-jaarlijks worden uitgevoerd afhankelijk van de frequentie van de ecotopenkaart en het gebied.

Tabel 1-1: Ruimtelijk bereik per toetsparameter

Toetsparameter	Rekenparameter	Ruimtelijk bereik
Oppervlakte	• Hoogdynamisch sublitoraal • Laagdynamisch sublitoraal • Hoogdynamisch litoraal	• Zout en brakke segmenten
	• Ondiep sublitoraal • Diep sublitoraal	• Zoete segmenten
	• Laagdynamisch laaggelegen litoraal • Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal • Laagdynamisch hooggelegen litoraal	• Onderscheid naar laagdynamische gebieden in de zoute en brakke segmenten. • Geen onderscheid naar laagdynamische gebieden in de zoete segmenten.
	• Pionierschor • Schor	• Zoute, brakke en zoete segmenten
Kwaliteit (abiotiek)	• Laagwaterlijn plaat langs laagdynamische habitats	• Laagdynamisch plaathabitat in de zoute en brakke segmenten
	• Hoogtegradiënt litoraal habitat • Helling • Zoneverdeling schorhabitat • Oeverbreedte schorhabitat	• Geulen, platen, slikken, en schorren in de zoute, brakke en zoete segmenten
Kwaliteit (biota)	• Diversiteit soorten (indicator Flora en fauna) • Biomassa op platen, slikken en geulen (indicator Flora en fauna)	
Turn-over	• Gemiddelde turn-over • Turn-over plaat, slik of schorgebied	• Zout, brak en zoete segmenten

2 Toetsparameter: Oppervlak

2.1 Inleiding

Het behoud van en streven naar een optimale habitatverdeling zit vervat in de toetsparameter *Oppervlak*. Onder de toetsparameter *Oppervlak* zijn de (geaggregeerde) habitats gedefinieerd die gezamenlijk een gebiedsdekkend beeld op leveren van het Schelde-estuarium. Binnen de geaggregeerde habitats is een opsplitsing naar specifieke habitats mogelijk. Voor de beoordeling wordt er echter van uit gegaan dat de geaggregeerde habitats een voldoende beeld schetsen.

Om goed te functioneren moet een habitat voldoende groot zijn en idealiter moet het habitat op meerdere plaatsen binnen een segment worden teruggevonden. De oppervlakte van een habitat wordt beïnvloed door natuurlijke processen van sedimentatie en erosie. Naast de sedimentatie- en erosieprocessen heeft een verandering van de getij-amplitude ook invloed op het habitatoppervlak. Totslot heeft de mens een bijzondere invloed op het oppervlak van habitats.

De ontwikkeling van het habitatoppervlak in het Schelde-estuarium wordt bepaald aan de hand van de (geaggregeerde) habitats: hoogdynamisch subtidaal, hoogdynamisch litoraal, laagdynamisch subtidaal, laagdynamisch laag litoraal, laagdynamisch midden litoraal, laagdynamisch hoog litoraal, pionierschor en schor. Om het ecologisch functioneren te waarborgen is niet alleen het areaal van de belangrijkste habitats van belang maar ook de verhouding waarin ze voorkomen en de verdeling over de ruimte. Zo is hoogdynamisch litoraal habitat voor veel vogelsoorten minder interessant dan laagdynamisch litoraal habitat waar vogels de waterlijn goed kunnen volgen tijdens het foerageren.

2.2 Effecten van veranderingen in het habitatoppervlak

2.2.1 Laagdynamische habitats

Het sublitoraal en het slik herbergen hoge dichtheden aan macrofauna, waarbij de hydrodynamiek een belangrijke variabele is voor de habitat (Bouma et al., 2005). De laagdynamische habitats bevatten over het algemeen een grotere soortenrijkdom dan de hoogdynamische habitats. De morfologische kenmerken van laagdynamische habitats zijn: het ontbreken van grote bodempatronen, relatief vlak, afzetting van fijn sediment (o.a. slib) en beperkte bodemomwerking. Door deze kenmerken bieden laagdynamische gebieden betere leefomstandigheden voor soorten. De morfologische kenmerken van hoogdynamische habitats zijn: grote bodempatronen (ribbelvorming), nauwelijks tot geen afzetting van fijn sediment en bodemomwerking door erosie en sedimentatie.

De dynamiek wordt voornamelijk vertaald in stroomsnelheid. Ysebaert et al., (2009) toonden voor de Plaat van Walsoorden aan dat de tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid overschreden wordt de variatie binnen het macrozoöbenthos beter verklaart dan de maximale stroomsnelheid. Als verklaring wordt gedacht dat de tijdsduur een maat is voor hoe lang een bepaald sediment in beweging is en daardoor meer zegt over de 'dynamiek' en het potentiële effect op bodemdieren. De maatgevende stroomsnelheid (d.i. stroomsnelheid gekoppeld aan tijdsduur) kan echter ruimtelijk variëren en moet nog verder onderzocht worden. De beschrijving van de *stroomsnelheid* (dynamiek) in het sublitoraal en litoraal is als verklarende parameter opgenomen.

Voor de Zeeschelde wordt op dit moment nog geen onderscheid gemaakt naar dynamiek. Het is aan te bevelen dit onderscheid op te nemen in de ecotoopkartering van de Vlaamse gebieden.

2.2.2 Diep- en ondiepwater

Vooralsnog werd er binnen het sublitoraal naast dynamiek ook een onderscheid gemaakt tussen diep- en ondiepwater. De definitie van de overgang tussen het ondiep- en diepwater verschilt in Westerschelde en de Zeeschelde. In de Westerschelde wordt het ondiepwater gedefinieerd van de gemiddelde laagwaterlijn tot 5 m beneden de gemiddeld laagwaterlijn (Bouma et al., 2005), maar ook de ondergrens van 5m beneden NAP wordt gehanteerd. In de Zeeschelde wordt het ondiepwater gedefinieerd van de gemiddelde laagwaterlijn tot 2 m beneden de gemiddelde laagwaterlijn (van Braeckel et al., 2006). Dit geeft aan dat er veel discussie is over de precieze afbakening van het ondiepe water.

Uit recent onderzoek bij de plaat van Walsoorden is echter gebleken dat de aanwezigheid van een hoge of lage dynamiek veel belangrijker is dan de diepte (Plancke et al., 2010), in iedergeval in de Westerschelde. Dit is een reden om de scheiding tussen diep- en ondiepwater voor de Westerschelde niet op te nemen als rekenparameter.

Voor de Zeeschelde wordt de scheiding tussen diep- en ondiepwater wel opgenomen als rekenparameter. Mocht uit nadere studie blijken dat ook hier dat de dynamiek meer sturend is dan diepte dan wordt voorgesteld de scheiding tussen diep- en ondiepwater te laten vervallen en over te gaan op een scheiding aan de hand van dynamiek.

2.2.3 Habitat voor de kinderkamerfunctie

Sommige habitats hebben een specifieke ecologische functie, zoals de kinderkamerfunctie. De specifieke eisen aan het habitat voor de kinderkamerfunctie is nog onvoldoende gedefinieerd en daarom niet opgenomen als rekenparameter. Aanvullend onderzoek moet inzicht bieden in de randvoorwaarden voor het habitat voor o.a. jonge vis, garnalen en (hyper)benthos. Vooralsnog wordt er vanuit gegaan dat voldoende grote zones **laagdynamisch sublitoraal** aansluitend op **laagdynamisch litoraal** de voorkeur hebben.

2.2.4 Pioniervegetatie

Het voorkomen van pioniervegetatie geeft aan dat natuurlijke processen van schorvorming aanwezig zijn. In natuurlijke estuariene systemen wordt spontane slik- en schorontwikkeling afgewisseld door afkalving en regressie door erosie (Pringle 1995; Allen 2000). Verandering in het aanwezige slik- en schorhabitat is dus een inherent systeemkenmerk van estuaria en fluctuatie in oppervlakte is hierdoor, binnen een zekere bandbreedte over tientallen jaren, aanvaardbaar.

De **pioniervegetatie op de slikken** bevat pioniervegetatie langs de rand van het schor op het slik en binnen het schor (in de schorkommen). Beide types van pioniersvegetatie zijn gerelateerd aan andere condities. De pioniervegetatie aan de waterrand van het slik is afhankelijk van de mate van dynamiek als gevolg van stroming en sedimenttoevoer waardoor aangroei en afslag van vegetatie plaatsvindt. Het regelmatig voorkomen van te hoge stromingen is nadelig voor het voorkomen en ontstaan van pioniersvegetatie. De pioniervegetatie binnen het schor ontstaat als gevolg van waterstress en zoutstress (Van Braeckel, pers. comm.).

In het recente verleden (1992 tot 2003) behoren de afname van pioniersvegetaties (biezen + kolonisatoren) en de toename van climaxvegetaties (zie ook rekenparameter macrofyten onder *Flora en fauna*) tot de meest opvallende trends zowel in de Westerschelde als in de Zeeschelde (Dijkema et al., 2005; Van Braeckel et al., 2008).

Het voorkomen van **pioniervegetatie op de platen** ten opzichte van het totaal intertidaal plaatoppervlak is juist een indicator van sterke ophoging en hiermee gepaard gaande verlaging van de dynamiek. Door ophoging van intertidale delen van verschillende platen in de Westerschelde, zoals de Hoge Springer en de Plaat van Walsoorden (Cleveringa, 2007) is een toename van de schorontwikkeling waargenomen. Op de Hoge Springer was in de jaren '60, '70, '80 en '90 slechts sprake van kleine stukjes begroeit gebied. In de periode 2001 tot 2008 neemt dit sterk toe tot ca 10 % van de plaat (pers med. Dick de Jong). Vanwege de ophoging van de platen wordt een versnelde schorvorming op de platen ten opzichte van de historische ontwikkeling als minder gewenst gezien.

2.3 Rekenparameters en criteria

2.3.1 Hoog- en laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)

Voor de Zeeschelde wordt op dit moment nog geen onderscheid gemaakt tussen hoog- en laagdynamische gebieden in het sublitoraal. Dit maakt dat er in de beoordeling van de Zeeschelde dit onderscheid niet meegenomen kan worden. Het is aan te bevelen dit onderscheid op te nemen in de ecotoopkartering van de Vlaamse gebieden. Het is niet direct logisch dat de grenswaarde van 0,8 m/s welke voor de Westerschelde wordt gehanteerd ook geldt in de Zeeschelde.

Hoogdynamisch sublitoraal

Het oppervlak hoogdynamisch sublitoraal kan worden bepaald uit de ecotopenkaarten. Of uit de dieptekaart in combinatie met een stroomsnelheidskaart. Voorsnog worden in de Westerschelde alle sublitorale gebieden met een stroomsnelheid boven de 0,8 m/s aangewezen als hoogdynamisch. Beneden deze waarde is het gebied laagdynamisch. Voor de Zeeschelde wordt het hoogdynamisch sublitoraal niet bepaald.

Referentiewaarde

Er is geen exacte referentiewaarde afgeleid voor het gewenste oppervlak hoogdynamisch sublitoraal. Het hoogdynamisch sublitoraal mag binnen een segment niet toenemen ten koste van laagdynamisch habitat.

Laagdynamisch sublitoraal

Het laagdynamisch sublitoraal is ecologisch het meest belangrijke sublitorale habitat. Deze zone herbergt een grote diversiteit aan macrofauna, heeft een hoge productiviteit en kan een rol als kinderkamer vervullen. Verder is de zone van specifiek belang als overgang van sublitoraal naar het litoraal voor soorten die met het tij migreren. Belangrijk is wel dat het laagdynamische sublitoraal grenst aan het laagdynamische litoraal.

Het oppervlak laagdynamisch sublitoraal kan voor de Westerschelde worden bepaald uit de ecotopenkaarten. Of uit de diepte kaart in combinatie met de stroomsnelheid. In de Zeeschelde kan het habitat laagdynamisch sublitoraal niet bepaald worden.

Referentiewaarde

Een referentiewaarde voor het gewenste oppervlak laagdynamisch sublitoraal in het gehele Schelde-estuarium is nog niet voorhanden. In het kader van de Kaderrichtlijn Water wordt wel een onderscheid gemaakt naar diep (47% Westerschelde) en ondiepwater (15% Westerschelde, 1438 ha (MEP) tot 1150 ha (GEP) Zeeschelde en de getijdezijsrivieren) (van Hoey et al, 2007; Breys et al., 2005; Speybroeck et al., 2008) maar, juist niet tussen sublitorale gebieden met een lage of hoge dynamiek.

Voor het bepalen van de exacte gewenste waarde voor het laagdynamisch sublitoraal per segment in de Westerschelde zal gekeken moeten worden naar het wenselijk areaal voor het goed functioneren van het estuarium. Omdat een exacte waarde voor het

gewenst laagdynamisch sublitoraal nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Een toename van het laagdynamisch sublitoraal is gewenst.

2.3.2 Diep- en ondiepwater (Zeeschelde)

Het oppervlak diep- en ondiep sublitoraal in de Zeeschelde kan worden bepaald uit de ecotopenkaart, of uit de dieptekaart. Zoals eerder beschreven wordt het ondiepwater in de Zeeschelde gedefinieerd van de gemiddelde laagwaterlijn tot 2 m beneden de gemiddelde laagwaterlijn (van Braeckel et al., 2006).

Referentiewaarde

In het kader van de Kaderrichtlijn Water wordt voor Zeeschelde en de getijdezijrivieren een onderscheid gemaakt naar diep- en ondiepwater waarbij voor het ondiepe water een MEP van 1438 ha en een GEP van 1150 ha aangegeven wordt (Breys et al., 2005; Speybroeck et al., 2008).

Voor het bepalen van de exacte gewenste waarde voor het diep- en ondiep sublitoraal in de Zeeschelde zal gekeken moeten worden naar het wenselijk areaal voor het goed functioneren van het estuarium. Omdat een exacte waarde nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Een toename van het ondiepe sublitoraal in een segment is gewenst.

2.3.3 Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)

Het oppervlak hoogdynamisch litoraal kan worden bepaald uit de ecotopenkaarten. Of uit de geomorfologische kaart. Vooralsnog wordt in de Westerschelde de dynamiek in de litorale gebieden afgeleid uit het reliëf zichtbaar in de geomorfologische kaarten. In de Zeeschelde wordt nog geen onderscheid gemaakt naar dynamiek waardoor dit habitat (nog) niet bepaald kan worden voor de Zeeschelde.

Referentiewaarde

Er is voor het hoogdynamisch litoraal zijn geen exacte referentiewaarde afgeleid. Het hoogdynamisch litoraal binnen een segment mag niet toenemen ten koste van laagdynamisch habitat.

2.3.4 Laagdynamisch laag-, middelhoog-, en hooggelegen litoraal

Voor de Zeeschelde wordt op dit moment nog geen onderscheid gemaakt tussen hoog- en laagdynamische gebieden. Zolang dit onderscheid niet wordt bepaald voor de Zeeschelde kan hier enkel het laag-, middelhoog-, en hooggelegen litoraal bepaald worden zonder onderscheid naar dynamiek. Wederom is het aan te bevelen dit onderscheid op te nemen in de ecotoopkartering van de Vlaamse gebieden.

Het oppervlak laagdynamisch laag-, middelhoog-, en hooggelegen litoraal kan worden bepaald uit de ecotopenkaarten. Of uit de geomorfologische kaart in combinatie met de droogvalduurkaart. Hier voor wordt eerst het laagdynamische litoraal bepaald aan de hand van de geomorfologische kaart waarna op basis van de droogvalduurkaart bepaald wordt of het gebied laag-, middelhoog- of hooggelegen is.

Droogvalduur	Habitat
< 25 % van de tijd	laaggelegen
tussen de 25 en 75 % van de tijd	middelhooggelegen
> 75 % van de tijd	hooggelegen

De droogvalduur wordt bepaald aan de hand van het getij en de hoogteligging van het litorale gebied. In de verklarende parameters is beschrijving van het belang van de droogvalduur opgenomen.

Referentiewaarde

Een exacte waarde voor het gewenste oppervlak laagdynamisch laag-, middelhoog- en hooggelegen litoraal in het gehele Schelde-estuarium is nog niet voorhanden. Voor het bepalen van de referentiewaardes zal gekeken moeten worden naar de benodigde arealen per segment voor het goed functioneren van het estuarium.

Omdat de exacte referentiewaardes voor deze litorale habitats nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Op basis van de historische ontwikkeling en de ecologische waarde van deze habitats wordt gesteld dat een toename gewenst is.

2.3.5 Pioniervegetatie

De oppervlakte van de pioniersvegetatie wordt afgeleid uit de ecotopenkaarten en de vegetatiekaarten (biezen, kolonisatoren, zeekraal-vegetaties, slijkgrasvegetaties).

Referentiewaarde op de slikken

Het gewenste oppervlak aan pioniersvegetatie is een percentage van het totale schor oppervlak per segment. De boven- en ondergrens zijn gesteld op 40 respectievelijk 5 procent van het totale schoroppervlak binnen een segment. Een groot oppervlak pioniersschor in een segment kan wijzen op een groot aandeel laagdynamisch habitat (bv. nieuwe ontpolderingen) maar zou ook een gevolg kunnen zijn van schorverdrinking door een verhoging van de waterstand. Daarom zal naast het oppervlak pioniersschor ook de waterstandontwikkeling bekeken moeten worden. Binnen de Communicatie-indicator *Dynamiek waterbeweging* wordt de ontwikkeling van de hoog- en laagwaterstanden weergegeven.

De bovengrens van 40% pioniersvegetatie van het totale schoroppervlak binnen een segment is gebaseerd op de situatie 1920-1930 in het gedeelte van de Zeeschelde van de Nederlandse grens tot aan de Kennedy-tunnel. Hier ontstond een groot pioniersschor (Groot Buitenschoor) door de gewijzigde dynamiek in het systeem ten gevolge van inpolderingen op de rechteroever Antwerpen (Van Braeckel et al., 2006). Toekomstige grotere pioniersschorren in de Zeeschelde zijn enkel te verwachten door nieuwe ontpolderingen.

De ondergrens van 5% pioniersvegetatie van het totale schoroppervlak binnen een segment is in de Westerschelde afgeleid door Dijkema et al., (2005). Op basis van (historische) vegetatiekaarten van de Zeeschelde kan dit minimumpercentage ook gehanteerd worden voor het minimale oppervlak pioniervegetatie in de Zeeschelde.

Referentiewaarde op de platen

Het pioniersschor op de platen wordt gezien als een minder gunstige ontwikkeling omdat het, het resultaat is van het hoger en droger worden van de platen. Een versnelde toename van het oppervlaktepercentage pioniersvegetatie op de platen is daarom minder gewenst.

2.3.6 Schorvegetatie

De oppervlakte van de schorren wordt afgeleid uit de ecotopenkaarten en de vegetatiekaarten.

Referentiewaarde

Binnen de Kaderrichtlijn Water wordt het gewenste schoroppervlak in de Westerschelde gesteld op 3100 ha (MEP) tot 2300 ha (GEP) waarvan minimaal 500 ha ten westen van Hansweert moet liggen (Dijkema et al, 2005; De Jong, 2007).

In de Zeeschelde en de getijde zijrivieren wordt uitgegaan van 7512 ha (MEP) tot 2392 ha (GEP) (Breys et al., 2005). De instandhoudingsindicatoren gaan uit van een toename van 1500 ha schor in 2030 tov 2001 in de Zeeschelde (Adriaensen et al, 2005).

Voor het bepalen van de exacte gewenste oppervlaktes per segment zal er een doorvertaling gemaakt moeten worden van deze oppervlaktes naar de gewenste oppervlaktes per segment waarbij het systeem ecologisch goed functioneert.

Omdat een exacte referentiewaarde per segment nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Het afnemen van het schorhabitat binnen een segment wordt als onwenselijk ervaren.

2.4 Samenvatting en beoordeling toetsparameter: Oppervlak

2.4.1 Tolerantiegrens oppervlakte bepaling

Door de natuurlijke omstandigheden in het Schelde-estuarium is er een jaarlijkse variatie van circa 5% van de habitatoppervlaktes te verwachten. Dit is gebaseerd op de tolerantiegrens die voor de Westerschelde wordt gehanteerd om de areaalafwijkingen voor het bepalen van het MEP en GEP voor schoroppervlakte binnen de Kaderrichtlijn Water op te vangen (Dijkema et al., 2005). Echter door Dick de Jong (pers comm) wordt aangegeven dat 5% variatie per jaar binnen het schorhabitat vrij veel is. Voor de overige habitats is de 5% marge goed bruikbaar.

De tolerantiegrens wordt binnen de evaluatiemethodiek ook toegepast. Er is pas sprake van een verandering wanneer het habitatoppervlak over een tijdsperiode van 6 jaar meer dan 5% is gewijzigd. Daarnaast is een cumulatieve af- of toename van het oppervlak over een langere periode dan zes jaar niet wenselijk.

2.4.2 Bestaande wetgeving en normen

In het kader van de Kaderrichtlijn Water zijn normen opgesteld voor gewenste oppervlaktes van specifieke habitats. In de onderstaande tabel is voor elke rekenparameter aangegeven of er normen gegeven zijn of niet. De evaluatiemethodiek kan niet in alle gevallen direct gebruik maken van deze normen omdat de evaluatiemethodiek werkt met andere specifieke habitats en/of een andere opdeling in segmenten die niet direct overeenkomt met de opdeling gebruikt voor de gestelde norm.

Tabel 2-1: Overzicht wettelijke kaders voor de rekenparameters binnen de toetsparameter Oppervlak

Toetsparameter: Oppervlak	
Rekenparameter	Wettelijk kader
Hoogdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	<u>Westerschelde</u>: KRW MEP, 15% ondiep sublitoraal en 47% diep subtidaal (van Hoey et al, 2007).
Laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	
Diep sublitoraal (Zeeschelde)	<u>Zeeschelde + getijdezijrivieren</u>: KRW MEP, 1438 ha ondiep sublitoraal (Breys et al., 2005; Speybroeck et al., 2008).
Ondiep sublitoraal (Zeeschelde)	
Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)	<u>Westerschelde</u>: KRW MEP, 15% slibrijk en 12% zandig litoraal (van Hoey et al, 2007) <u>Westerschelde</u>: 114 ha extra laagdynamisch habitat binnen 5 jaar na de start van de verdiepingswerkzaamheden (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, 2009). <u>Zeeschelde</u>: IHD, 500 ha extra slik in 2030 tov 2011
Laagdynamisch laaggelegen litoraal	
Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal	
Laagdynamisch	

hooggelegen litoraal	(Adriaensen et al, 2005) • <u>Zeeschelde + getijdezijsrivieren</u> : KRW MEP 1943 ha slik (Breys et al., 2005; Speybroeck et al., 2008)
Pionierschor	• <u>Westerschelde</u> : KRW MEP, 3100 ha schor waarvan minimaal 500 ha ten westen van Hansweerd (Dijkema et al, 2005; De Jong, 2007) • <u>Zeeschelde + getijdezijsrivieren</u> : KRW MEP, 7512 ha schor (Breys et al., 2005) • <u>Zeeschelde</u> : IHD, 1500 ha extra schor in 2030 tov 2001 (Adriaensen et al, 2005)
Schor	

2.4.3 Beoordeling rekenparameters

Tabel 2-2: Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Oppervlak

Toetsparameter: Oppervlak	
Rekenparameter	Beoordeling
Hoogdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	• <u>Trendontwikkeling</u> : Een toename van hoogdynamisch sublitoraal ten koste van laagdynamisch gebied per segment is onwenselijk.
Laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	• Een exacte referentiewaarde per segment is nog niet voorhanden. • <u>Trendontwikkeling</u> : Een toename van laagdynamisch sublitoraal per segment is wenselijk.
Ondiep sublitoraal (Zeeschelde)	• Een exacte referentiewaarde per segment is nog niet voorhanden. • <u>Trendontwikkeling</u> : Een toename van ondiep sublitoraal per segment is wenselijk.
Diep sublitoraal (Zeeschelde)	• <u>Trendontwikkeling</u> : Een toename van diep sublitoraal ten koste van ondiep sublitoraal per segment is onwenselijk.
Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)	• <u>Trendontwikkeling</u> : Een toename van hoogdynamisch litoraal ten koste van laagdynamisch gebied per segment is onwenselijk.
Laagdynamisch laaggelegen litoraal	• Exacte referentiewaardes per segment zijn nog niet voorhanden. • <u>Trendontwikkeling</u> : Een toename van (laagdynamisch) litoraal laag-, middelhoog- en hooggelegen litoraal per segment is wenselijk.
Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal	
Laagdynamisch hooggelegen litoraal	
Pionierschor	• Minimaal 5 % en maximaal 40% van het schorareaal per segment op de slikken. • <u>Trendontwikkeling</u> : Een toename van het oppervlak pioniersvegetatie op de platen is minder gewenst.
Schor	• Een exacte referentiewaardes per segment zijn nog niet voorhanden. • <u>Trendontwikkeling</u> : Een afname van het schorhabitat per segment is onwenselijk.

2.4.4 Toepassing in de T2009

Voor de T2009 kunnen alle oppervlaktes bepaald worden. Een evaluatie ten opzichte van exacte referentiewaarden is nog niet mogelijk aangezien de referentiekaders nog niet voor alle specifieke habitats beschikbaar zijn. Voorgesteld wordt deze referentiekaders zo snel mogelijk op te stellen.

Binnen de T2009 kan op basis van de trendontwikkeling al wel aangegeven worden of de ontwikkeling gewenst of ongewenst is. Voor het bepalen van de trendontwikkeling zal gebruik gemaakt moeten worden van historische data.

Voor beoordeling van de evolutie in het habitatooppervlak na de start van de verdiepingswerken zal de ecotopenkaart van 2008 en 2010 als eerste referentie dienen. Wanneer alle referentiewaarden voor de specifieke habitats beschikbaar zijn worden de waarden van de T2009 hierdoor vervangen en kan de beoordeling uitgevoerd worden aan de hand referentiewaarden opgesteld vanuit het ecologisch functioneren.

3 Toetsparameter: Kwaliteit

3.1 Inleiding

De kwaliteit van het habitat wordt bepaald door de structuur (abiotische kwaliteit) en de aanwezigheid van verschillende organismen (biologische kwaliteit). De structurele kwaliteit van het habitat wordt voornamelijk beïnvloed door de fysische processen die zich afspelen in het estuarium. De biologische kwaliteit door de diversiteit van aanwezige soorten en de aanwezigheid van voedsel voor hogere trofische niveaus.

De kwaliteit van het habitat wordt dus bepaald door de aanwezige hydrodynamiek, de morfologie van het habitat, de aanwezigheid van hoogtegradiënten, de ruimte voor en aanwezigheid van zonering, en de diversiteit en biomassa van de aanwezige flora en fauna voor hogere trofische niveaus. De kwaliteit van het habitat is gebaat bij geleidelijke overgangen in vorm, ligging en hoogtegradiënten (Dyer et al., 2000; Breys et al., 2005). Daarnaast wordt de samenstelling en productiviteit van de aanwezige levensgemeenschappen mede gestuurd door de saliniteit en sedimentsamenstelling van een habitat.

3.2 Effecten van verandering in de kwaliteit

3.2.1 Het slibpercentage

Het slibpercentage in de laagdynamische gebieden is een belangrijke parameter voor de habitatverdeling. In de lager gelegen gebieden bepaald het slibpercentage mede welke soorten er voorkomen. In de hogere delen van de plaat bepaald het wel of niet aanwezig zijn van slib of dat er überhaupt wel of geen bodemdieren voorkomen. Dit bepaald mede welke vogels er globaal voorkomen binnen een habitat. Zo kunnen in slibrijke delen veel meer bergeenden en kluten voorkomen dan in slibarme delen.

Het is echter nog steeds erg lastig om het slibpercentage gebiedsdekken nauwkeurig genoeg te bepalen. De ruimtelijke verschillen binnen een habitat zijn vaak erg groot, wat maakt dat een monsterpunt onvoldoende beeld geeft van het slibpercentage binnen het habitat. Ook kan het slibgehalte in een korte tijd veranderen. Hierdoor kan de momentopname waarin het slibpercentage bepaald is een verkeerd beeld schetsen. Om deze redenen is het slibpercentage niet opgenomen als rekenparameter voor de habitatkwaliteit maar als verklarende parameter.

3.2.2 Lengte laagwaterlijn

De lengte van de laagwaterlijn langs het laagdynamische gebied van een plaat is belangrijk om het beschikbare foerageergebied voor bepaalde vogels, zoals steltlopers te bepalen. Hoe langer de laagwaterlijn hoe groter het foerageergebied. Zo is een grillige laagdynamisch plaatgebied met een middelhoge ligging (middelmatic droogvalpercentage) en tal van kortsluitgeulen die niet of nauwelijks migreren, ecologisch het meest aantrekkelijk voor bodemdieren en daarmee vogels.

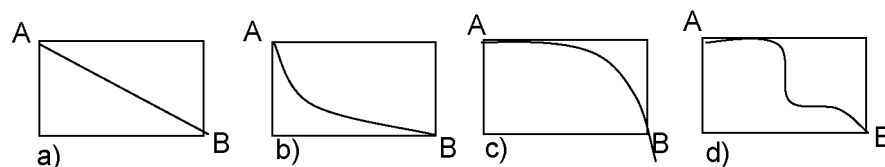
Belangrijk is wel dat de laagwaterlijn van de plaat grenst aan laagdynamisch gebied. In het laagdynamische gebied is immers veel meer voedsel te vinden. Een laagwaterlijn waar langs alleen hoogdynamisch gebied ligt zal voor veel vogelsoorten niet of veel minder interessant zijn. De lengte van de **laagwaterlijn grenzend aan laagdynamisch habitat** is een van de elementen die aangeeft aan of er op een plaat voldoende foerageergebied aanwezig is. Een afname betekent dat er minder foerageergebied beschikbaar is en wordt gezien als ongunstig.

3.2.3 Helling

De **helling van het litorale gebied** geeft een indicatie of het gebied bijvoorbeeld voldoende tijd biedt voor vogels om te foerageren, geschikt is voor de ontwikkeling van schor of als schuilplaats kan dienen voor bijvoorbeeld juveniele vissen. Voor de Westerschelde kan hier nog onderscheid gemaakt worden naar dynamiek.

Een te steile helling kan ervoor zorgen dat er op de plaat of het slik te weinig tijd beschikbaar is om te foerageren (zie Figuur 3-1, c). Wanneer er sprake is van een gedeeltelijk vlakke helling (zie Figuur 3-1, b) is de foerageertijd langer ondanks dat het verhang tussen punt A en B gelijk is.

In een natuurlijk estuarium waar voldoende ruimte is voor sedimentatie/erosie cycli treedt sedimentatie op indien de helling niet al te steil is. Het slik en vervolgens schor bouwen zich op, de rand wordt steiler en de erosie start. Nadien start de cyclus opnieuw (zie Figuur 3-1, d).



Figuur 3-1: Verloop helling van de intergetijdenoever van A naar B.

Elk segment van het Schelde-estuarium kan een andere helling van het litoraal hebben. In de Westerschelde zijn er tot nu toe geen problemen met te steile hellingen van platen of slikken geconstateerd. In de Zeeschelde is echter het probleem dat de hellingen steeds steiler worden en er enkel destructieve erosie plaatsvindt. Door de stijgende dynamiek, de hogere waterstanden en de laterale beperking van de Zeeschelde kan de schorcyclus niet opnieuw beginnen. Indien geen maatregelen genomen worden zal het in de Zeeschelde schor verder eroderen en tenslotte verdwijnen.

Naast de helling van het litorale gebied geeft de ontwikkeling van de **helling van het gehele profiel** ook informatie over de ontwikkeling van het gebied. Dit is met name van belang in de Zeeschelde. Hoewel de slikken of platen nog een gunstige helling kunnen hebben door bijv. hardere onderlagen of antropogene versteviging, kan het gehele profiel wijzen op een profiel onder erosiedruk. Daarom moet de ook helling van het gehele profiel bestudeerd worden vanaf het hoogste punt tot in de geul. Een te steile helling in het gehele profiel wijst op een onevenwichtige bandbreedte van habitats en het ontbreken van geleidelijke overgangen (van der Wal et al., 2008; Piesschaert et al., 2008). Dit komt duidelijk tot uiting wanneer we naar de zonering van de oevers kijken. Doorgaans start de versteiling dicht tegen de diepere geul aan en kan als 'early warning' dienen voor (ongewenste) schorerosie.

Zeehonden

De zeehonden in de Westerschelde lijken afhankelijk van platen met steilere hellingen (> 1,5% helling, Twisk, 2004). Dit staat mogelijk in relatie tot de lokaal hoge graad van verstoring van deze dieren, waardoor ze in de Westerschelde snel het water moeten kunnen invluchten (Meininger et al., 2003). Er zijn in de huidige toestand voldoende steile hellingen aanwezig voor zeehonden. Daarnaast zijn er ook aanwijzingen dat zeehonden het ook prettig vinden om langs minder steile randen te liggen mits het gebied rustig is en niet verstoord wordt (pers. comm. Dick de Jong).

3.2.4 Hoogtegradiënt

In het laagdynamisch litoraal is de aanwezigheid van voldoende hoogtegradiënt, van subtidaal naar laag-, middelhoog- en hooggelegen litoraal, van groot belang voor het goed ecologisch functioneren van platen en slikken. Niet alleen voor vogels, maar ook voor vestiging van bodemdieren. Zo vestigen bijvoorbeeld kokkels, nonnetjes en

wadpieren zich als broed of juvenielen vaak goed in het laagdynamisch hooggelegen litoraal. Echter, als ze volwassen worden geven ze de voorkeur aan het laaggelegen laagdynamische litoraal. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de aanwezigheid van hun predatoren.

Wanneer er sprake is van een volledige aaneengesloten hoogtegradiënt binnen een laagdynamisch gebied kunnen verschillende soorten optimaal met het tij, en over langere perioden, migreren tussen de verschillende hoogtezones.

In de Westerschelde zijn er weinig plaat- en slikgebieden te vinden waar binnen een aaneengesloten laagdynamisch gebied de volledige gradiënt van sublitoraal naar hooggelegen litoraal aanwezig is.

Voor de Zeeschelde wordt het onderscheid in dynamiek niet gemaakt.

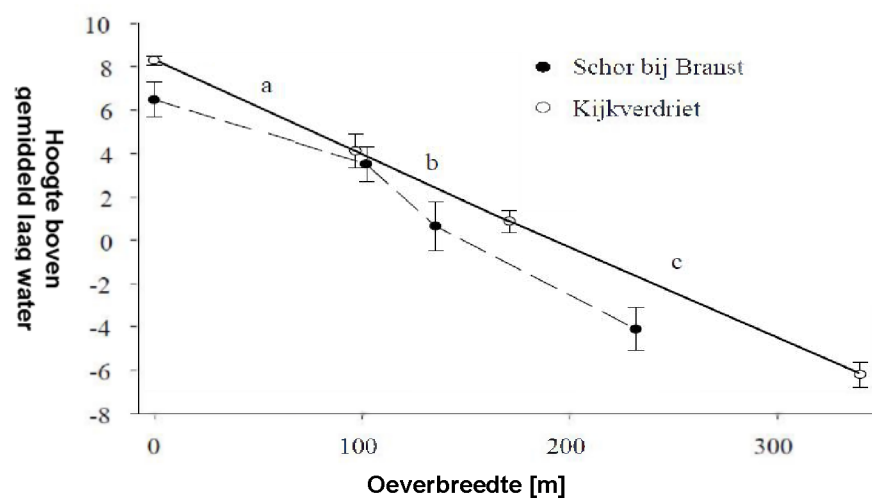
3.2.5 Zonering van schorren

Een goede zonering is gekoppeld aan het verloop van de helling. Zoals eerder aangegeven kan een te steil profiel ervoor zorgen dat er te weinig breedte is voor geleidelijke overgangen tussen de habitats. Zowel in de Westerschelde als in de Zeeschelde is er sprake van het fenomeen 'coastal squeeze'. Dit houdt in dat door de hogere waterstanden en de vastlegging van het estuarium door dijken intertidale habitats, en met name schorren, verdrinken doordat ze niet meer kunnen migreren naar hoger gelegen delen. De benodigde breedte is afhankelijk van de geuldiepte, hoogwaterstanden en stroomsnelheden.

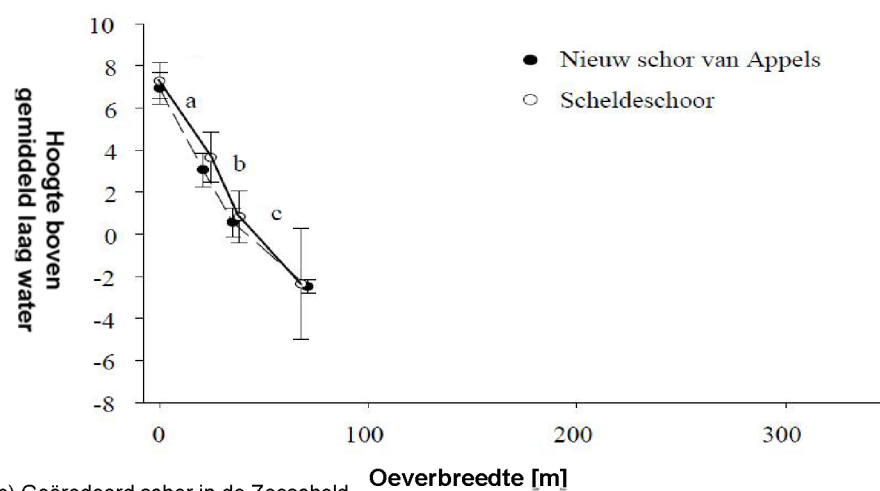
De zonering voor schorren geeft een kwalitatieve invulling aan de vraag of de **oeverbreedte** daadwerkelijk genoeg is om alle gewenste schorvegetatietypen te herbergen (zie Figuur 3-2).

Voldoende brede slikken en schorren resulteren in een voldoende groot oppervlak aan waardevolle estuariene natuur waar garantie is voor gradiënten tussen de verschillende habitats, voldoende rust en mogelijkheden tot het voltrekken van de fysische en ecologische processen. Binnen de het schorhabitat zorgt bijvoorbeeld de reliëfdiversiteit voor zones andere hydrologische regimes die zorgen voor een verhoogde vegetatiediversiteit. De reliëfdiversiteit op schorren wordt in belangrijke mate gestuurd door erosie- en sedimentatieprocessen vanuit de kreken die het gebied in meer of mindere mate doorsnijden. Vanuit de kreken worden vaak oeverwallen gevormd en ontstaat een variatie in standplaatsfactoren op een transversale gradiënt van de kreek naar het schor. Kreken zorgen op deze manier voor een complexe topografische mozaïek, met als resultaat een grote heterogeniteit in structuur, hydrologie en chemische samenstelling (Bledsoe en Shear, 2000). De kreekverwevenheid, het vertakkingspatroon en de reliëfdiversiteit staat in relatie tot de breedte en oppervlakte die schorren hebben (Brys et al., 2005).

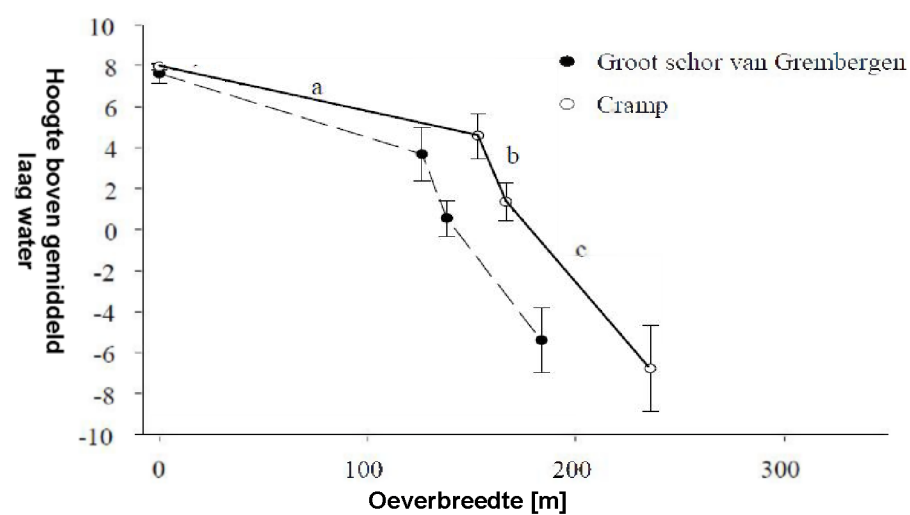
Daarnaast zorgen brede hoger gelegen gebieden voor een buffering tegen overstroming, het dempen van de getij-energie en als natuurlijke bescherming van de dijk, waardoor kan bespaard worden op dijkonderhoudswerken (Hoffmann en Meire, 1997).



a) Natuurlijk schor in de Zeeschelde



b) Geërodeerd schor in de Zeescheld



c) Beschermd schor in de Zeeschelde

Figuur 3-2: Voorbeelden van schorontwikkeling en oeverbreedte van schorren in de Zeeschelde

Een schor wordt beschouwd als opgebouwd uit vier opeenvolgende **schorzones**, gaande van het slik naar de *pionierzone* in de laagste delen, via het *laag-* en *middelhoge schor*, naar het *hoge schor*. De ontwikkeling van slik naar schor zet zich voort tot het schor uitgroeit tot de gemiddelde hoogwaterlijn bij springtij en een evenwichtstoestand bereikt wordt (Allen 2000; French 1993). In de Schelde houdt de ophoging van de oude schorren gelijke tred met de verhoging van de gemiddelde hoogwaterstand (Stapel en de Jong, 1998; Temmerman et al., 2007).

De zones vertegenwoordigen niet alleen een hoogtezonering binnen een schor, maar ook een leeftijdsontwikkeling. Deze laatste wordt op bepaalde momenten teruggedreven, als een onderdeel van een cyclisch proces van opbouw en afbraak. Een specifiek schor kan aan het begin, het midden of het einde van de cyclus verkeren, maar binnen het schor van een segment moet er een zeker evenwicht zijn tussen de diverse schorzones. Sterke oververtegenwoordiging van een zone duidt in de regel op verstoring van de natuurlijke processen in het waterlichaam. In de meest gunstige situatie is er sprake van een dynamisch evenwicht tussen de schorzones, omdat er voldoende ruimte is voor het doorlopen van de cyclus.

3.2.6 Diversiteit van flora en fauna binnen de verschillende habitats

Diversiteit soorten en biomassa zijn een indicator voor een gezond habitat dat voldoende en geschikt voedsel levert voor hogere trofische niveaus. In het estuarium zijn macrozoöbenthos, macrofyten, macroalgen en microfytobenthos sturende componenten. Het Macrobenthos speelt een belangrijke rol in het biologisch actief maken/houden van de bodem door bioturbatie die zorgen voor beluchting en/of het opbreken van het substraat. Krabben (Chinese wolhandkrab) zijn actieve gravers en bespoedigen waarschijnlijk de erosie van de schorranden. Macro- (bv. *Vaucheria*) en microalgen kunnen als sedimentstabilisator eveneens belangrijk zijn (Paterson, 1989) en treden voornamelijk op in gebieden die laagdynamisch zijn.

Het uitgangspunt voor de kwaliteit van schorren is dat vegetatiediversiteit per schorzone voldoende hoog is met een evenwichtige verdeling van schorzones. Een afname in vegetatiediversiteit wijst op een uniformisering van een schorgebied. Dit gaat vaak gepaard met een toename in de oppervlakte aan climaxvegetatie. Beheer kan de vegetatiediversiteit beïnvloeden, erosie kan vegetatietypen uit de pionierszone, laag en zelfs midden schor wegslaan.

De diversiteit van het aanwezige macrozoöbenthos en de verschillende vegetatietypen wordt uitgewerkt in de communicatie-indicator *Flora en Fauna*.

3.2.7 Benthische primaire productie

De primaire producenten, fytoplankton en microfytobenthos, vormen de basis van een ecosysteem omdat ze zorgen voor de input van organisch materiaal in het ecosysteem via de fotosynthese en opname van nutriënten. De primaire productie bepaalt zo in belangrijke mate de grenzen van de draagkracht van ecosysteem.

De evaluatie van de primaire productie in de waterkolom wordt behandeld in de toetsparameter *Algenbloei* (zie *Waterkwaliteit*). De daar gevolgde logica wordt hier, voor de op de bodem levende algen, in grote lijnen gevolgd. Echter, omdat het monitoringsprogramma minder uitgebreid is voor benthische algen kan de benthische primaire productie nog niet worden toegepast als rekenparameter.

Het microfytobenthos zijn de algen die leven op de bodem, al dan niet gehecht aan sedimentpartikels. De primaire productie van microfytobenthos kan 50% of meer bedragen van de totale primaire productie in een estuarium (Underwood en Kromkamp 1999). Microfytobenthos zijn ook belangrijke ecosysteembouwers omdat ze relatief

grote hoeveelheden extracellulaire polymere substanties uitgescheiden met name tijdens de verticale migratie. Hiermee stabiliseren ze het sediment (Paterson, 1989; Underwood en Kromkamp, 1999; Underwood en Paterson, 2003). Behalve stabilisatie van het sediment vangt het extracellulaire polymere substanties ook fijn sediment in, waardoor het lichtklimaat in de waterkolom verbeterd.

Er zijn drie vormen microfythobenthos:

- epipsammon, vnl kleine pennate diatomeeën ($< 10 \mu\text{m}$), die zich stevig aan zandkorrels hechten. Dit type vindt men vooral in de gebieden met een grotere getijde-energie.
- Epipelon, vnl pennate diatomeeën ($> 10 \mu\text{m}$). Deze pennate diatomeeën vertonen verticale migratie. Deze migratie lijkt onder controle te staan van een endogene klok, omdat het migratieritme doorgaat als een sediment-core in het donker wordt geplaatst in afwezigheid van een getij (Serôdio et al. 1997). De diatomeeën migreren alleen naar de oppervlakte als het laagwater overdag valt. Epipelon vindt men vooral op het zachtere sediment met een hoog silt/fijn zand gehalte. Maar ook in zandiger sediment komt epipelon voor, mits het gebied laagdynamisch is.
- Tychoplanktonisch microfythobenthos: Deze algen hebben zowel een bentische als pelagische levenswijze.

Het belang van microfythobenthos in estuaria is dus voor een deel afhankelijk van het oppervlak aan intergetijdengebied. Epipelon is meestal in hogere concentraties aanwezig dan epipsammon. Epipelische diatomeeën dragen een eigen, deels bentisch voedselweb (slakken als *Hydrobia* sp., garnaaltjes als *Corophium* sp., en predatoren als zagers (*Nereis* sp.)).

Daarnaast is het type sediment belangrijk. In zandigere sedimenten vind men vooral borstelwormen als *Arenicola* sp. en soorten met filterende voedingswijze waaronder vele schelpdiersoorten deze organismen zijn vooral afhankelijk van het fytoplankton, de rest van epipelon.

Door het verschijnsel van verticale migratie en variabele sedimentsamenstelling is het moeilijk om de microfythobenthos biomassa op de schaal van een getijdeplaat te meten. Momenteel wordt slechts 4x per jaar het microfythobenthos bepaald in de Westerschelde. In Vlaanderen wordt het microfythobenthos maandelijks bemonsterd in het zomerhalfjaar op een beperkt aantal locaties. Een intensieve monitoring van het microfythobenthos is echter essentieel omdat de weersomstandigheden invloed hebben op de metingen. Bij een lage meetfrequentie zal het moeilijk zijn om weereffecten te onderscheiden van veranderingen in biomassa.

In Nederland wordt de primaire productie van microfythobenthos niet gemeten. In de (Zee)schelde en haar zijrivieren wordt dit sinds kort wel gedaan. Er zijn verschillende technieken beschikbaar zijn om primaire productie van microfythobenthos te meten die zo hun voor en nadelen hebben. Uiteraard zijn we gedurende de evaluatie afhankelijk van de beschikbare meetgegevens, maar we dienen ons wel te realiseren dat die gegevens bestaan uit afgeleiden, en niet zo maar uitwisselbaar zijn.

Omdat de data voor een adequate evaluatie van het microfythobenthos onvoldoende aanwezig zijn, is het niet mogelijk om een kwantitatieve evaluatie uit te voeren. Daarom zal eerder naar trends gekeken worden. Trends in chlorofyl-a, als maat voor de biomassa, kunnen helpen bij het verklaren van trends in andere parameters. Maar trends in chlorofyl-a op zich zijn moeilijk te evalueren. Daarnaast is het is niet de hoeveelheid chlorofyl-a die van belang is voor een goed functioneren, het is de mate van energiedoorstroming (zie ook toetsparameter Algenbloei binnen de communicatie-indicator *Waterkwaliteit*). Daarom stellen we hier voor om de bentische algen en het chlorofyl-a als verklarende parameter te beschouwen en niet als rekenparameter.

Als in de toekomst wel een goede dataset (voldoende primaire productie data en chlorofyl-a data) beschikbaar is, kunnen benthische algen wel opgenomen bij de toetsparameters en geëvalueerd worden aan de hand van hun P:B ratio.

3.3 Rekenparameters en criteria

3.3.1 Laagwaterlijn grenzend aan laagdynamisch plaathabitat

De laagwaterlijn is de overgang tussen het subtidaal en het litoraal. De lengte van de laagwaterlijn grenzend aan laagdynamische habitat op platen binnen een segment wordt bepaald door: het aantal platen, de grilligheid van de laagdynamische plaatrand en de aanwezigheid van kortsluitgeulen en kleinere krekens in de laagdynamische gebieden op de platen.

Wanneer we kijken naar de ontwikkeling van de laagwaterlijn in de Westerschelde tussen 1954 en 2004 is er een duidelijke afname van de lengte van de laagwaterlijn. Dit wordt veroorzaakt doordat de platen meer aaneen gegroeid zijn en hoger en droger zijn geworden waardoor de kortsluitgeulen minder aanwezig zijn (Cleveringa, 2007). In deze analyse is gekeken naar de totale laagwaterlijn en is geen onderscheidt gemaakt tussen de laagwaterlijn in hoogdynamische of laagdynamische gebieden.

Referentiewaarde

Een exacte referentiewaarde voor de gewenste lengte van de laagwaterlijn langs laagdynamische gebieden is nog niet bepaald. Hiervoor zal gekeken moeten worden naar de historische ontwikkeling van de laagwaterlijn in laagdynamische plaatgebieden. Daarnaast zal gekeken moeten worden naar de benodigde lengte voor het goed functioneren van het estuarium voor de soorten die hiervan afhankelijk zijn.

Omdat een exacte referentiewaarde nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Een afname van de lengte van de laagwaterlijn langs laagdynamisch plaatgebied wordt gezien als een ongunstige ontwikkeling.

3.3.2 Helling van het litoraal en het gehele profiel

De helling van de platen, slikken schorren en het gehele profiel kan met behulp van de bathymetrische opnames aangevuld met LIDAR en RTK-DGPS opnames van de raaien op het slikken, platen en schorren, relatief eenvoudig geëvalueerd worden voor het gehele Schelde-estuarium. Hierbij wordt per segment gekeken naar de ontwikkeling in de tijd van de *helling* van de platen, slikken en schorren en de *gemiddelde helling* van het gehele profiel. Voor de Westerschelde kan hier nog een onderscheidt naar dynamiek in aangebracht worden.

Een onveranderde helling binnen een segment hoeft niet te betekenen dat er lokaal geen veranderingen zijn opgetreden. De netto hellingsverandering kan namelijk in evenwicht zijn met de veranderingen elders.

Referentiewaarde helling litoraal

Een exacte referentiewaarde voor de gewenste helling in de litorale gebieden is nog niet bepaald. Een convex verloop wordt gezien als een gewenste vorm. Een plaatgebied kan mogelijk een iets ander gewenst verloop hebben dan een slik gebied. Daarnaast kan de gewenste helling per segment enigszins verschillen.

Omdat een exacte referentiewaarde nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Een versteiling van de helling in het litoraal wordt als ongunstig gezien.

Referentiewaarde helling geheel profiel

In de literatuur wordt aangegeven dat natuurlijke oevers evolueren naar een stabielere, flauwe helling die tussen de 2,5% en 5% ligt (Van de Koppel et al., 2005; Cox et al., 2003; Van der Wal et al., 2008; Van den Neucker et al., 2008).

In het kader van de IHD's en de KRW is een benadering gegeven voor de helling van het volledige profiel van hoog schor tot de geul. Op basis hiervan wordt gesteld dat voor het gehele profiel in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde een hellingspercentage van meer dan 2.8% een profiel onder erosiedruk is. Voor het gehele profiel in de andere delen van Zeeschelde wordt gesteld dat een hellingspercentage van 5% een profiel onder erosiedruk is.

Historische data

De historische ontwikkeling van de sublitorale habitats kan goed geconstrueerd worden op basis van de oude bathymetrische gegevens. Voor de intertidale habitats is dit lastiger omdat historische metingen van slikken en schorren nauwelijks te vinden zijn. Voor de Beneden-Zeeschelde kan beroep gedaan worden op het werk van De Smedt (1969), die in 1966-1967 een geomorfologische beschrijving van de Schelde-oevers maakte van de grens tot aan de Rupelmonding (Piesschaert et al., 2008). Voor de Westerschelde worden sinds de jaren tachtig profielen opgemeten.

3.3.3 Hoogtegradiënt laagdynamisch habitat

Een goed functionerende plaat of slik bestaat uit laagdynamisch habitat waarin de volledige gradiënt aan hoogte van sublitoraal naar laag, middelhoog, hooggelegen en supralitoraal gebied aaneengesloten aanwezig is.

Referentiewaarde

De referentiewaarde bestaat uit het wel of niet aanwezig zijn van een volledige aaneengesloten gradiënt in hoogte zones op een plaat of slik. Een toename van platen en slikken met aaneengesloten laagdynamische hoogte zones wordt gezien als gunstig.

3.3.4 Zonering schorhabitat

Een evenwichtig schor is opgebouwd uit vier zones welke alle vier in voldoende mate voorkomen.

Referentiewaarde

Er is sprake van een evenwichtige situatie wanneer het oppervlak van iedere zone binnen het schorhabitat (pionierschor, laagschor, middelhoog, hoogschor) minimaal 5% en maximaal 40% van het totaal schoroppervlak binnen een segment is. Voor de pioniervegetatie is dit reeds aangegeven in de rekenparameter *oppervlak pioniervegetatie*.

Binnen elke zone van het schorhabitat is het verder nog van belang dat de climaxvegetatie niet meer dan de helft van het oppervlak van de betreffende schorzone bedekt.

3.3.5 Oeverbreedte schorhabitat

Voor het goed functioneren van het schorhabitat is er een minimale breedte nodig. Deze is verschillend in de Zeeschelde en de Westerschelde.

Zeeschelde

Voor de Zeeschelde wordt aangenomen wordt dat de minimale breedte van de oever 75 tot 100 m is. Schorren die smaller zijn dan 75-100m tonen een steiler profiel en zijn vaak onderhevig aan erosieprocessen (Piesschaert et al., 2008).

Westerschelde

In de Westerschelde wordt uitgegaan van veel bredere oevers van 1 tot 2 km. Deze breedte is gebaseerd op de vuistregel dat de schorgebieden in de Westerschelde hiermee voldoende ruimte hebben voor de afbrekende en opbouwprocessen van de schorontwikkeling (pers comm Dick de Jong).

Vooralsnog wordt uitgegaan van deze 'vuistregel' aan de hand van de gegevens uit de T2009 rapportage zal gekeken moeten worden of er een aanpassing in de gewenste oeverbreedte van de Westerschelde moet worden aangebracht.

3.4 Samenvatting en beoordeling toetsparameter Kwaliteit

3.4.1 Bestaande wetgeving en normen

De rekenparameters binnen de toetsparameter kwaliteit zijn niet opgenomen in wettelijke kaders.

3.4.2 Beoordeling rekenparameters

Tabel 3-1: Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Kwaliteit

Toetsparameter Kwaliteit	
Rekenparameter	Beoordeling
Laagwaterlijn grenzend laagdynamisch plaathabitat	• Een exacte referentiewaarde per laagdynamisch plaathabitat is nog niet voorhanden. • <u>Trendontwikkeling</u>: Afname van de laagwaterlijn langs het laagdynamische plaathabitat binnen een segment word gezien als ongunstig.
Helling litoraal	• Een exacte referentiewaarde per segment is nog niet voorhanden. • <u>Trendontwikkeling</u>: Versteiling of trapsgewijze vorm in het verloop van de helling binnen een segment is ongunstig.
Helling geheel profiel	• Versteiling van het gehele profiel binnen een segment is ongunstig. ○ Westerschelde + Beneden Zeeschelde > 2.8 % ○ Boven Zeeschelde, zijrivieren en bovenlopen > 5%
Hoogtegradiënt laagdynamisch habitat	• Een exacte referentiewaarde per laagdynamisch habitat is nog niet voorhanden. • Aanwezigheid van een aaneengesloten overgang van laag naar hooggelegen gebieden binnen een laagdynamische habitat is gunstig. • <u>Trendontwikkeling</u>: Een toename van een aanwezige hoogtegradient in het laagdynamisch habitat is een gunstige ontwikkeling.
Zonering schorhabitat	• Aandeel van iedere zone (pionier, laag-schor, middelhoog schor en hoog-schor) binnen het schorhabitat per segment is minimaal 5% en maximaal 40%. • Het aandeel climaxvegetatie binnen een zone van het schorhabitat is niet meer dan 50 %.
Oeverbreedte schorhabitat	• Zeeschelde minimaal 75-100 meter • Westerschelde 1 tot 2 kilometer

3.4.3 Toepassing in de T2009

Voor de T2009 kunnen alle rekenparameters met betrekking tot de toetsparameter *Kwaliteit* bepaald worden. Een evaluatie ten opzichte van exacte criteria is nog niet mogelijk omdat de exacte criterium waarden nog niet bepaald zijn. Voorgesteld wordt deze referentiekaders zo snel mogelijk op te stellen.

Op basis van de trendontwikkeling van de rekenparameters kan al wel een uitspraak gedaan worden of de waargenomen ontwikkeling gewenst of ongewenst is. Voor het bepalen van de trendontwikkeling zal gebruik gemaakt moeten worden van de historische data.

Voor beoordeling van de evolutie in de kwaliteit na de start van de verdiepingswerken kan de berekening van de T2009 als eerste referentie dienen. Wanneer alle referentiewaarden beschikbaar zijn worden de waarden van de T2009 hierdoor vervangen en kan de beoordeling uitgevoerd worden aan de hand referentiewaarden opgesteld vanuit het ecologisch functioneren

4 Toetsparameter: Turn-over

4.1 Inleiding

Natuurlijke estuaria ontwikkelen zich niet tot een stadium van homeostase, maar ze doorlopen steeds een cyclus van ontwikkeling en degeneratie. Het bestaan van habitats wordt dus bepaald door een dynamische wisselwerking van processen die geassocieerd zijn met de accumulatie en erosie van sedimenten. Sedimentatie of accumulatie leidt meestal tot een verticale groei van het intergetijdengebied en is één van de belangrijkste factoren voor de ecologische processen binnen deze systemen (Reed 1989).

Habitat turn-over is de omzettingsdynamiek van het ene habitat naar het andere op een specifieke locatie. Dit geeft inzicht in de vraag of er een evenwicht is tussen de afbrekende en opbouwende processen in het estuarium. In een gezond en dynamisch systeem is er sprake van een zekere mate van habitat turn-over, maar er moet ook sprake zijn van stabiliteit van het habitat op een locatie. Bij de beoordeling moet gekeken worden naar systematische verandering van het habitat op een locatie. Systematische veranderingen kunnen een lokaal fenomeen zijn, maar kunnen ook worden gestuurd door fysische krachten op de macro- en megaschaal.

4.2 Effecten van veranderingen in turn-over

4.2.1 Vestiging en ontwikkeling

De habitat turn-over op middellange termijn kan initieel veroorzaakt worden door directe ingrepen in het systeem zoals bodemberoerende activiteiten (baggeren, zandwinning of storten) en/of door indirecte effecten die de hydro-morfodynamiek beïnvloeden. Afhankelijk van de tijdstermijn en de overgang tussen specifieke habitats kan de turn-over in een gebied groter of kleiner zijn.

Een hoge mate van habitat turn-over over een korte tijdsperiode is nadelig voor de vestiging en ontwikkeling van bodemdiergemeenschappen en vegetatieontwikkeling. De bodemdieren zijn doorgaans kortlevend (behalve langlevende schelpdieren) of hebben nood aan stabiele bodems om zich te kunnen vestigen (Ysebaert, 2000). Dit is dan ook niet wenselijk.

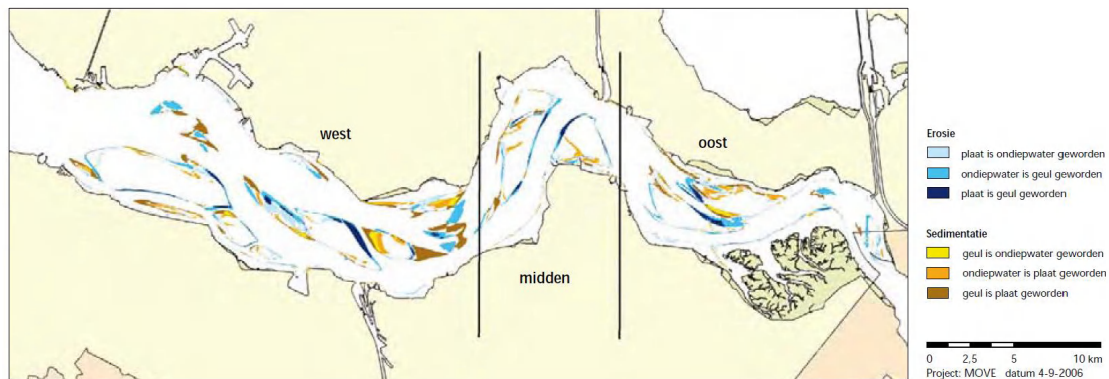
4.3 Rekenparameters en criteria

De turn-over binnen de segmenten kan worden bepaald aan de hand van de ecotopenkaarten (dit bepaald meteen de tijdstermijn waarover de mate van turn-over bepaald kan worden). Hiervoor wordt voor elk gebied bepaald welke overgangen van het ene habitat naar het andere op een locatie heeft plaatsgevonden. Een voorbeeld voor de Westerschelde is gegeven in de onderstaande figuur. Hierin is duidelijk te zien dat veel gebieden niet veranderd zijn (niet ingekleurde gebieden) maar ook dat de volgende overgangen zijn opgetreden¹⁶:

- Van plaat naar ondiepwater
- Van ondiepwater naar geul
- Van plaat naar geul
- Van geul naar ondiepwater

¹⁶ De overgangen van en naar (pionier)schor is in deze berekening niet meegenomen.

- Van ondiepwater naar plaat
- Van geul naar plaat



Figuur 4-1: Turn-over van habitats tussen 1996 en 2005 in de Westerschelde (Van Eck et al., 2007)

Aan de hand van de **gemiddelde turn-over** wordt een beeld van de stabiliteit binnen een segment gegeven. De **turn-over per plaat of slik** zoomt in binnen een segment en geeft inzicht in de stabiliteit van de afzonderlijke gebieden.

4.3.1 Gemiddelde turnover

Er wordt een beeld van de gemiddelde turn-over per segment over 2 to 3 jaar verkregen door het oppervlak aan veranderingen te delen door het totale oppervlak van het segment.

Referentiewaarde

Een exacte waarde voor de maximale toegestane gemiddelde turn-over in de segmenten is nog niet voorhanden. Voor het bepalen van een referentiewaarde zal gekeken moeten worden naar de historische ontwikkeling en de toegestane maximale gemiddelde turn-over binnen een segment voor het goed functioneren van het estuarium.

Omdat een exacte referentiewaarde nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Op basis van het belang van stabiliteit van gebieden wordt gesteld dat een verhoging van de gemiddelde turn-over ongewenst is.

4.3.2 Turn-over plaat, slik of schorgebied

Referentiewaarde

Een exacte referentiewaarde voor de maximale turn-over in een plaat of slikgebied over een periode van 2 to 3 jaar is nog niet voorhanden. Voor het bepalen van een referentiewaarde zal gekeken moeten worden naar de historische ontwikkeling en het de wenselijke maximale turn-over voor het goed functioneren van de platen en slikken binnen het estuarium.

Omdat een exacte referentiewaarde nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Op basis van het belang van stabiliteit van gebieden wordt gesteld dat een verhoging van de turn-over per plaat en slikgebied ongewenst is.

4.4 Samenvatting en beoordeling toetsparameter: Turn-over

4.4.1 Bestaande wetgeving en normen

De rekenparameters binnen de toetsparameter turn-over zijn niet opgenomen in wettelijke kaders.

4.4.2 Beoordeling rekenparameters

Tabel 4-1: Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter *Turn-over*

Toetsparameter <i>Turn-over</i>	
Rekenparameter	Beoordeling
Gemiddelde <i>turn-over</i>	- Een exacte referentiewaarde per segment is nog niet voorhanden. <u>Trendontwikkeling</u>: Een verhoging van de gemiddelde <i>turn-over</i> binnen een segment is ongewenst.
<i>Turn-over</i> plaat en slikgebieden	- Een exacte referentiewaarde per plaat of slik is nog niet voorhanden. <u>Trendontwikkeling</u>: Een verhoging van de <i>turn-over</i> binnen plaat en of slikgebieden is ongewenst.

4.4.3 Toepassing in de T2009

Voor de T2009 kunnen alle rekenparameters met betrekking tot de *Turn-over* bepaald worden. Een evaluatie ten opzichte van exacte referentiewaarden is nog niet mogelijk omdat de exacte waarden nog niet bepaald zijn.

Op basis van de trendontwikkeling van de rekenparameters kan al wel een uitspraak gedaan worden of de waargenomen ontwikkeling gewenst of ongewenst is. Voor het bepalen van de trendontwikkeling zal gebruik gemaakt moeten worden van de historische data.

Voor beoordeling van de evolutie in de *Turn-over* na de start van de verdiepingswerken kan de berekening van de T2009 als eerste referentie dienen. Wanneer alle referentiewaarden beschikbaar zijn worden de waarden van de T2009 hierdoor vervangen en kan de beoordeling uitgevoerd worden aan de hand referentiewaarden opgesteld vanuit het ecologisch functioneren

5 Verklarende parameters

5.1 Natuurontwikkelingsprojecten

Natuurontwikkelingsprojecten dragen bij aan de verbetering van de leefomgeving voor flora en fauna. Om goed te kunnen achterhalen of er een bepaalde ontwikkeling in een habitat oppervlakte, kwaliteit of turn-over het gevolg is van een ontwikkeling binnen het oorspronkelijke Schelde-estuarium of door de inwerkingtreding van een natuurontwikkelingsproject is het van belang hiervan een duidelijk overzicht bij te houden. In dit overzicht moet minimaal de volgende informatie worden opgenomen:

- reden
- doel
- locatie
- start werkzaamheden
- eind werkzaamheden
- aard van de werkzaamheden

5.2 Dynamiek

(naar Bouma et al, 2005)

De hydrodynamiek bepaald in grote mate of bodemdieren kunnen voorkomen of niet. Wanneer de stroomsnelheid of de golfwerking zodanig hoog is dat het sediment regelmatig in beweging en/of in suspensie wordt gebracht, moeten bodemdieren moeite doen om op hun plaats te blijven. Dit kan door zich dieper in te graven, maar als dit niet lukt worden de bodemdieren weggespoeld. Op plaatsen waar de bovenste laag van de bodem vrijwel continu in beweging is, komen alleen enkele soorten voor die aan dergelijke hoogdynamische omstandigheden goed aangepast zijn.

De hydrodynamiek beïnvloedt ook de vestiging van bodemdieren. Veel bodemdieren verblijven de eerste weken van hun leven als larven in de waterkolom. De plaats waar de postlarvale bodemdierdierjes zich kunnen vestigen in het sediment wordt voornamelijk bepaald door de stroomsnelheid en turbulentie van het water en de daardoor veroorzaakte beweging van het sediment (Bouma et al., 2001a). In een later levensstadium komen veel bodemdieren, zoals Kokkels (*Cerastoderma edule*) en Nonnetjes (*Macoma balthica*), nogmaals in de waterkolom terecht. Dit kan zowel actief als passief gebeuren. Via de waterkolom kunnen deze, in principe in het sediment levende, dieren zich toch verplaatsen naar andere gebieden. De getijdenstromingen hebben een grote invloed op deze secundaire verspreiding.

Indirect is de hydrodynamiek van invloed op het voedselaanbod voor bodemdieren. Dit geldt vooral voor de bodemdieren die de voedseldeeltjes (fytoplankton) uit het water filteren (filterfeeders). Het voedselaanbod van deze dieren wordt voor een deel bepaald door de hoeveelheid water, en daarmee de hoeveelheid voedsel, die langs stroomt. Bij een te lage stroomsnelheid en te weinig menging kan, vooral in het geval van hoge dichtheden, voedseltekort optreden. Aan de andere kant kan een te hoge stroomsnelheid en een te grote hoeveelheid gesuspendeerd sediment negatieve effecten op de groei hebben. In zeer troebele estuaria komen dan ook weinig filterfeeders voor.

In de geulen

Voor het bepalen van de stroomsnelheden in de geulen kan gebruik gemaakt worden van de huidige stromingsmodellen. Wanneer de stroomsnelheid boven de 0,8 m/s uitkomt wordt dit gezien als een hoogdynamisch gebied. Deze 0.8 m/s is gebaseerd op het feit dat bodem deze stroomsnelheid ribbels worden gevormd waardoor een groot deel van het

zand in beweging is en getransporteerd wordt. Op dergelijke hoogdynamische locaties is de bodem tot op een zekere diepte voortdurend in beweging.

In het litoraal

De stromingsmodellen geven in het litoraal onvoldoende nauwkeurigheid. Daarom wordt er gebruik gemaakt van een alternatieve manier om de mate van dynamiek te bepalen. Er wordt gebruik gemaakt van de geomorfologische kaarten. De geomorfologie wordt gekarteerd met behulp van luchtfoto's, die genomen zijn bij een zo laag mogelijke waterstand. Op deze foto's zijn allerlei fenomenen te onderscheiden die samenhangen met de invloed van stroming en golven. Bijvoorbeeld zal bij lage hydrodynamische omstandigheden de bodem op de foto (nagenoeg) vlak lijken, terwijl bij hoge stroomsnelheden er (mega)ribbelpatronen te zien zijn.

De indeling van de geomorfologische kaart is in:

- Schor
 - open of gesloten schor
 - grote schorkreek
- slik/plaat
 - hoog- of laagdynamisch slik/plaat of grote schorkreek
- hardsubstraat
 - natuurlijk of kunstmatig
- duin
- overig.

Een nadeel van de geomorfologische kaart is dat deze alleen gemaakt kan worden voor jaren waarvan luchtfoto's beschikbaar zijn. Voor een toekomstige situatie of voor scenarioberekeningen kan er uiteraard geen geomorfologische kaart worden gemaakt.

5.3 Droogvalduur

(naar Bouma et al, 2005)

De droogvalduur is een belangrijke factor voor het gedrag van vogels en bodemdieren. Verder is het ook bepalend voor het voorkomen van bepaalde (water-)plantensoorten. De droogvalduur heeft een directe invloed op het voorkomen en op de groei van bodemdieren in het zachte substraat. Er is duidelijk een grens waarboven bodemdieren niet voor kunnen komen doordat ze daar te kort onder water staan om te kunnen overleven (Reise, 1985).

Omdat de hoogteligging ten opzichte van NAP op zich geen directe relatie heeft met het voorkomen van bodemflora en -fauna, wordt gewerkt met de droogvalduur. Voor het verband tussen habitatgeschiktheid (meeste bodemdieren, steltlopers) en droogvalduur is de relatie tussen de hoogte ligging en de droogvalduur tussen de 20 en 80% van de tijd het meest van belang. De droogvalduur is onderverdeeld in drie klassen. Eén van de redenen hiervoor is dat de dichtheid en de biomassa aan bodemdieren in het middenlitoraal vaak hoger is dan in het lage en in het hoge litoraal (Beukema, 1976; Wolff en De Wolf, 1977).

- Het lage litoraal is het gebied tussen de gemiddelde laagwaterlijn bij springtij en de 25% droogvalduurlijn,
- het middelhoge litoraal is de zone tussen 25% en 75% droogvalduur, en
- het hoge litoraal loopt van de 75% droogvalduurlijn tot de gemiddelde hoogwaterlijn bij doortij

In het supralitoraal is in de laagdynamische delen de overspoelingsfrequentie een belangrijke factor voor voorkomen van schorvegetatie. De specifieke fysiologie van elke plantensoort bepaalt hoe vaak en hoe lang deze overspoeld kan worden (in verband met zouttolerantie en de overspoelingsduur). Op schorren is een gradiënt in de vegetatie aanwezig van laag naar hoog, waarbij de successie van de vegetatie steeds verder

gevorderd is. Op de lage delen komen de pionierplanten voor, op de hoge delen is de vegetatie hoger en 'ruiger'. De soortenrijkdom aan planten is in het middengebied het hoogst. Als exacte variabele voor de onderverdeling van schorren is het aantal keren overspoeling per jaar van belang.

- de pionierzone en potentiële pionierzone wordt vrijwel elk tij overspoeld (GHWD - > 300 keer per jaar),
- de lage kwelders/schorren regelmatig (300-150 keer per jaar)
- de middelhoge kwelders/schorren af en toe (150-50 keer per jaar)
- de hoge kwelders/schorren zelden (50-5 keer per jaar)

Hoewel in de droogvalduurkaarten meestal worden berekend voor perioden van één kalenderjaar, zijn kaarten van meerdere seizoenen (bijvoorbeeld de winterperioden van 2001 tot 2003) voor de ecologie veel meer van belang.

5.4 Substraat

(naar Bouma et al, 2005)

Er worden in het Schelde-estuarium twee typen substraat onderscheiden, hard substraat (steen, hout, veen etc.) en zacht substraat (bodem van sediment, zoals zand en/of slib). Het harde substraat bestaat veelal uit natuursteen of betonelementen, eventueel met een laag asfalt, en hout. Voorbeelden van natuurlijk hard substraat zijn veen- en kleibanken, schelpenbanken en grindbanken die eveneens vestigingsmogelijkheden bieden voor typische hard substraat soorten. Onder zacht substraat wordt een bodem van sediment verstaan. Het type sediment wordt bepaald door de groottesamenstelling van de sedimentkorrels. Het sediment kan bijvoorbeeld fijn- of grofzandig zijn, en wel of niet slibrijk.

5.5 P:B ratio

Naar analogie met de toetsparameter Algenbloei wordt hier voorgesteld om ook voor benthische algen met een P:B ratio te werken. De P:B ratio geeft de verhouding weer tussen de primaire productie en biomassa (benaderd via de chlorofyl a concentratie) en dient als maat voor de doorstroming van energie. Voor meer informatie, zie Algenbloei. Primaire productiemetingen van het microfythobenthos zijn echter maar beperkt voorhanden, en niet voor het ganse gebied. Daarom wordt voorgesteld om deze ratio te berekenen waar data beschikbaar zijn, en de evaluatie te beperken tot het beoordelen van de trend: een afname van de ratio is negatief.

6 Literatuur

Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A., Van Hove, D. en Meire, P. (2005) Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05R.82, Antwerpen.

Allen, J.R.L. (2000) Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coast of Europe. *Quaternary Science Reviews* 19, 1155-1231.

Bertness, M.D., Wikler, K. en Chatkupt, T.O.M. (1992) Flood tolerance and the distribution of *Iva frutescens* across New England salt marshes. *Oecologia* 91, 171-178.

Bledsoe, B.P. en Shear, T.H. (2000) Vegetation along hydrologic and edaphic gradients in a North Carolina coastal plain creek bottom and implications for restoration. *Wetlands* 20, 126-147.

Bouma, H.; de Jong, D.J.; Twisk, F.; Wolfstein, K. (2005). Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1); voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Rapport RIKZ, 2005.024. LNO drukkerij/uitgeverij: Middelburg, the Netherlands. 156 pp.

Brys, R. et al. (2005). Effect of habitat deterioration on population dynamics and extinction risks in a previously common perennial *Conserv. Biol.* 19(5): 1633-1643

Cleveringa, J. (2007). Milieueffectrapport verruimingvaargeul Beneden-Zeeschelde en Westerschelde. Achtergronddocument Morfologische ontwikkeling Westerschelde.

Cox, R., Wadsworth, R.A., Thomson, A.G. (2003). Long-term changes in a salt marsh extent affected by channel deepening in a modified estuary. *Continental Shelf Research* 23: 1833-1846.

De jong, D.J., 2007. Kaderrichtlijn Water, bepaling referentiesituatie en P-REF/P-GET en opstellen maatlatten voor planten in de zoute en brakke watertypen K1, K2, K3, O2 en M32 in Nederland. Versie juni 2007. Werkdocument RIKZ/ZDO/2007.803w

De Smedt, P. 1969. Geomorfologie van slikken en schorren langs het Scheldeestuarium op Belgisch grondgebied. *Acta Geographica Lovaniensia* 7: 49-63.
Dyer K.R., Christie M.C. en Wright E.W. 2000. The classification of intertidal mudflats. *Continental Shelf Research* 20, 10, pp. 1039-1060.

Esselink, P., Helder, G.J.F., Aerts, B.A. en Gerdes, K. (1997) The impact of grubbing by Greylag Geese (*Anser anser*) on the vegetation dynamics of a tidal marsh. *Aquatic Botany* 55: 261-279.

French, J.R. (1993) Numerical simulation of vertical marsh growth and adjustment to accelerated sea-level rise, north Norfolk, U.K. *Earth Surface Processes and Landforms* 18, 63-81.

Hoffmann, M. en Meire, P. 1997. De oevers langs de Zeeschelde: inventarisatie van de huidige oeverstructuren. *Water* 95, 131-137.

Jones C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M. (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386

Meininger P.L., Witte R.H. en Graveland J. (2003). Zeezoogdieren in de Westerschelde: knelpunten en kansen. Rapport RIKZ/2003.041. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Meire, P. en Maris, T., (2008). Moneos – geïntegreerde monitoring van het Scheldeestuarium. Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer. Universiteit Antwerpen. ECOBE08-R-113.

Paterson, D.M. (1989). Short-Term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behavior of epipelagic diatoms. *Limnology and Oceanography*, 34: 223-234.

Piesschaert, F., Dillen, J., Van Braeckel, A., Van den Bergh, E. (2008). Inventarisatie en historische analyse Zeeschelde habitats (vervolgstudie) Resultaten van het eerste jaar. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.IR.2008.29, Brussel.

ProSes (2005). Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium – Besluiten van de Nederlandse en Vlaamse regering.

Plancke, Y.; Vos, G.; Ysebaert, T.J. (2010). Analysis of multibeam echo sounding data on bed forms near the Walsoorden sandbar, a first phase in the subtidal habitat classification for the Western Scheldt, pp. 921-928

Reed, D.J. (1989) Patterns of sediment deposition in subsiding coastal marshes, Terrebonne Bay, Louisiana: the role of winter storms. *Estuaries* 12, 222-227.

Roast, S.D.; Widdows, J.; Pope, N.; Jones, M.B. (2004). Sediment-biota interactions: mysid feeding activity enhances water turbidity and sediment erodability. *Marine Ecology Progress Series* 281: 145-154.

Sanchez, J.M., SanLeon, D.G. en Izco, J. (2001) Primary colonisation of mudflat estuaries by *Spartina maritima* (Curtis) Fernald in Northwest Spain: vegetation structure and sediment accretion. *Aquatic Botany* 69: 15-25.

Speybroeck, J.; Breine, J.J.; Vandevoorde, B.; Van Wichelen, J.; Van Braeckel, A.; Van Burm, E.; Van den Bergh, E.; Van Thuyne, G.; Vyverman, W. (2008). KRW doelstellingen in Vlaamse getijrivieren: Afleiden en beschrijven van typespecifiek maximaal ecologisch potentieel en goed ecologisch potentieel in een aantal Vlaamse getijrivier-waterlichamen vanuit de - overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water - ontwikkelde relevante beoordelingssystemen voor een aantal biologische kwaliteitselementen.. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, R.2008.56. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel. 153 pp.

Stapel, J. en de Jong, D.J. (1998). Sedimentatiemetingen op het schor bij Waarde en het Verdrongen Land van Saeftinghe, Westerschelde (ZW Nederland). Rijkswaterstaat-RIKZ, Rapport RIKZ-98.022.

Temmerman, S., Govers, G., Bouma, T., De Vries, M., Wartel, S. en Meire, P. (2007). Opslibbing van schorren en overstromingsgebieden langs de Schelde: een onvermijdelijk natuurlijk proces. *Water – Congres watersysteemkennis*, p 1-9.

Twisk, F. (2004). De geschiktheid van platen in de Westerschelde als rustplaats voor de Gewone Zeehond (1931 en 2001). Werkdocument RIKZ/OS/2003.838x.

Underwood, G.J.C., Kromkamp, J. (1999) Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries *Advances in Ecological Research*, Vol 29 (journal) Vol. 29, p93-153

Underwood, G.J.C., Paterson, D.M. (2003) The importance of extracellular carbohydrate production by marine epipelagic diatoms. *Advances in Botanical Research* 40: 183–240.

Van Braeckel, A.; Piesschaert, F.; Van den Bergh, E. (2006). Historische analyse van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren: 19e eeuw tot heden. Rapport INBO, 2006.29. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel, Belgium. 143 pp.

Van de Koppel, J., van der Wal, D., Bakker, J.P. en Herman, P..M.J. (2005). Selforganization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. *The American Naturalist* 165:E1-E12 (e-article).

Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T.J., Herman, P.M.J. (2007). The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive: Final report. NIOO Rapporten, 2007-02. The Netherlands. 244 pp.

Vandenneucker, T., Vandevoorde, B., Verbessem, I., Van den Bergh, E. (2008). Nieuwe slikken en schorren langs de Zeeschelde, in: INBO (2008). INBO jaarboek 2007. pp. 10-11

Van der Wal, D. Wielemaker, Van den Dool, A. en Herman, P.M.J. (2008). Spatial patterns, rates and mechanisms of saltmarsh cycles (Westerschelde, The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 357-368.

van Eck, G.Th.M., Holzhauer, H. (2007). Monitoring van de effecten van de verruiming 48°/43': MOVE eindrapport 2006 (Rapport 10). Report RIKZ, 2007.003. RIKZ: Middelburg. 64 pp

Ysebaert, T. (2000). Chapter 7. Subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde estuary (Belgium): influence by man? 98-110. In *Macrobenthos and waterbirds in the estuarine environment: Spatio-temporal patterns at different scales*. PhD thesis, University of Antwerp. Communications of the Institute of Nature Conservation, 16: 175p.

Ysebaert T, Plancke Y, Bolle L, De Mesel I, Vos G, Wielemaker A, Van der Wal D, Herman PMJ. (2009). Habitatmapping Westerschelde – Deelrapport 2: Ecologische karakteristieken en ecotopen in het sublitoraal van de Westerschelde. Studie in opdracht van LTV OenM. Rapport Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

Flora en fauna

1 Inleiding

De piramide Flora en fauna omvat de evaluatie van het luik “Diversiteit soorten”. Binnen deze evaluatiemethodiek is doelbewust de term “diversiteit soorten” niet gekozen voor dit hoofdstuk, immers Flora en fauna klinkt duidelijker als communicatie-indicator. In deze piramide zullen we bovendien niet werken met klassieke diversiteitsindices, maar geniet een “intactness” index de voorkeur om veranderingen in soortensamenstelling te beschrijven. Verder wordt niet enkel naar intactness of diversiteit gekeken, ook (relatieve) aantallen van sommige soorten spelen een belangrijke rol in de evaluatie.

1.1 Belang van diversiteit

Biodiversiteit is één van de basissenmerken van elk ecosysteem. Biodiversiteit omvat eigenlijk alle variabiliteit van het leven en omvat zowel genetische variatie binnen soorten, populaties, ecosystemen en biomen. Meestal wordt het begrip biodiversiteit echter beperkt tot de diversiteit aan soorten.

Gezien elk ecosysteem opgebouwd is uit soorten, is reeds heel veel onderzoek gedaan naar de patronen van diversiteit in ecosystemen: hoeveel en welke soorten komen voor, wat is de verdeling van de individuen over de soorten (eveness), wat zijn de temporele en ruimtelijke patronen in het voorkomen van soorten etc. Veel indices en theoretische modellen werden ontwikkeld om deze patronen te beschrijven en vele hiervan worden ook gebruikt om de impact van verstoringen op het systeem te bestuderen. Het zou ons veel te ver leiden om dit hier samen te vatten, hiervoor verwijzen we naar belangrijke achtergrondliteratuur.

Het belang van biodiversiteit is tweërlei. Vooreerst heeft biodiversiteit een grote intrinsieke waarde. Dit is ook erkend in de vele wetgevingen die het behoud van de biodiversiteit moeten garanderen. Naast vele nationale en internationale initiatieven was de goedkeuring in 1992 van de UN Convention on Biodiversity (CBD) een zeer belangrijke stap naar een mondiale bescherming van de biodiversiteit. In Europa vormen de EU Vogel- en Habitat richtlijn de hoeksteen van het natuurbehoud. Deze wetgevingen zijn gericht op het behoud van de diversiteit op zich.

Naast de intrinsieke waarde van de biodiversiteit is deze ook zowel direct als indirect cruciaal voor het overleven van de mens. Het directe belang als voedsel, materiaal en andere is duidelijk. Het indirecte belang ligt in de rol die biodiversiteit speelt voor het functioneren van ecosystemen. Het concept van ecosysteemdiensten (ecosystem goods and services), het belang van biodiversiteit voor de mens, kreeg de voorbije jaren steeds meer aandacht. Sinds de gezaghebbende publicatie van Costanza et al. (1997) in Nature en de het verschijnen van de Millenium Ecosystem Assessment in 2005 is wereldwijd duidelijk geworden dat de mens in belangrijke mate afhankelijk is van deze ecosysteemdiensten en dat ze ook een belangrijke economische waarde betekenen. Verlies aan ecosysteemdiensten betekent dan ook onmiddellijk een economisch verlies. De cruciale vraag die zich dan ook stelt is: hoe belangrijk is biodiversiteit voor het genereren van ecosysteemdiensten. De voorbije jaren werd dit uitgebreid onderzocht en de evidentie groeit dat er een duidelijk verband is tussen biodiversiteit en functie, met andere woorden, de functionaliteit van een systeem (bijvoorbeeld primaire productie, nutriënt cyclering,...) is positief gecorreleerd met het aantal soorten. Een review van dit onderwerp is hier niet op zijn plaats, maar zeer recent verscheen een artikel in Nature (Isbel et al., 2011) met een meta-analyse van 17 biodiversiteitsexperimenten. Hierin concluderen de auteurs dat verschillende soorten bijdragen aan ecosysteefuncties gedurende verschillende jaren, op verschillende plaatsen, voor verschillende functies en

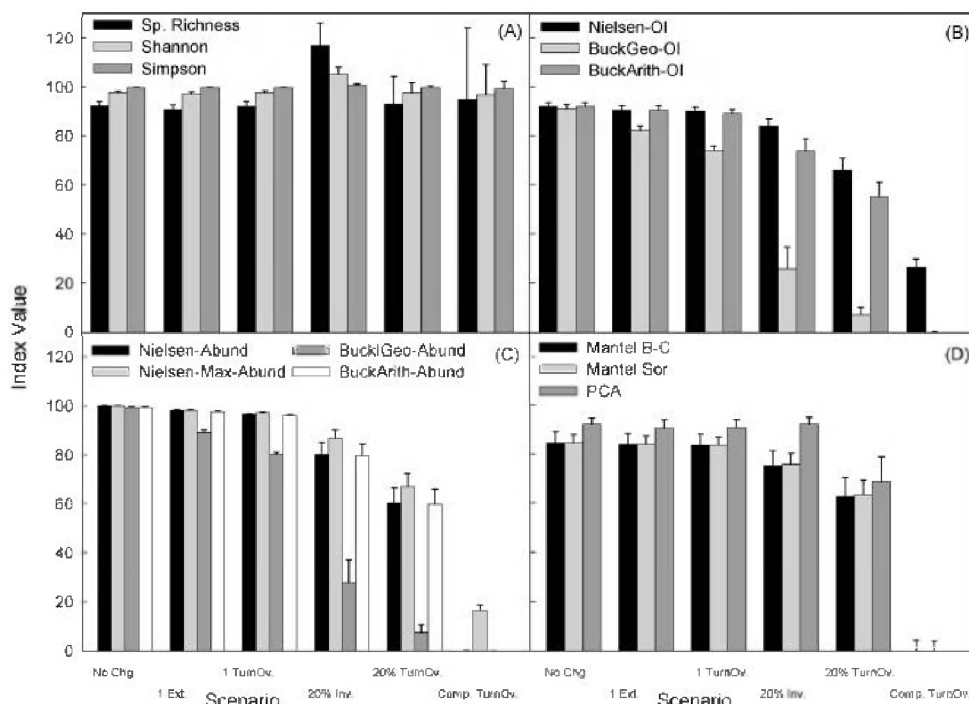
onder verschillende scenario's van verandering van omgevingsfactoren. Bovendien waren de soorten die nodig zijn om 1 functie te genereren gedurende meerdere jaren, andere dan deze nodig om meerdere functies gedurende 1 jaar te genereren. Dus hoewel sommige soorten functioneel redundant kunnen zijn wanneer 1 functie onder specifieke omgevingscondities bekeken wordt, zijn veel soorten nodig om meerder functies op verschillende plaatsen en tijdstippen in een veranderende omgeving te genereren. Hieruit blijkt duidelijk het grote belang van biodiversiteit.

Het opvolgen van de biodiversiteit is evenwel een zeer omvangrijke taak omwille van het groot aantal soorten en de ruimtelijke en temporele patronen in voorkomen van veel soorten. Daarom beperken veel monitoringsprogramma's zich tot het opvolgen van een beperkt aantal soorten of soortsgroepen. De keuze wordt daarbij vaak bepaald door de "aibaarheid" van de soorten, de zeldzaamheid of wettelijke verplichtingen. Dit houdt evenwel erg veel risico in, immers de soortensamenstelling in estuaria is continu onderhevig aan wijzigingen. Enerzijds kan de biodiversiteit wijzigen in respons tot menselijke activiteiten (zowel positieve als negatieve wijzigingen in waterkwaliteit als veranderingen in morfologie en hydrodynamiek), bewuste of onbewuste introductie van soorten en anderzijds door wijzigingen in globale verspreidingspatronen van soorten (bv noordwaartse migratie als gevolg van stijging van watertemperatuur). Er zijn zeer veel voorbeelden in de ecologische literatuur waarbij juist het verdwijnen of het verschijnen van bepaalde soorten een enorme impact hebben op het ecologisch functioneren. Het verdwijnen van soorten kan een indicatie zijn van bepaalde negatieve ontwikkelingen, inzicht hierin kan leiden tot de noodzaak van bepaalde maatregelen. Anderzijds is het zo dat in estuaria (net als in andere ecosystemen) complexe voedselwebben voorkomen. Verschuivingen in soortensamenstelling van bv zoöplankton kan belangrijke gevolgen hebben voor planktivore vissen. Een gekend voorbeeld is de vervanging van *Calanus finmarchicus* door *C. Helgolandicus*, 2 nauw verwante soorten maar met een verschillende fenologie waardoor hun rol als voedsel voor de Kabeljauw totaal verschillend is. Dergelijke veranderingen in soortensamenstelling zijn niet te voorspellen maar hun consequenties kunnen erg groot zijn. Daarom is het essentieel om de diversiteitsmonitoring niet te beperken tot een beperkt aantal soorten maar om de diversiteit zo volledig mogelijk op te volgen om meer inzicht te krijgen in mogelijke veranderingen in het systeem en de mogelijkheden om in te grijpen.

1.1.1 Hoe diversiteit meten?

Er bestaan verschillende manieren om diversiteit te bepalen. Deze maken doorgaans gebruik van indices. Indices pogen de veelheid aan monitoringsgegevens over soorten een aantal samen te brengen en samen te vatten. Zo kan een getal gekleefd worden op de diversiteit, wat vergelijking of evaluatie mogelijk maakt. Afhankelijk van de complexiteit van de dataset en de doelstellingen van de evaluatie, kunnen verschillende indices gebruikt worden. Het is essentieel de juiste index te kiezen voor de juiste doelstelling. In grote lijnen kunnen diversiteitsindices opgedeeld worden in 2 grote groepen: zij die enkel rekening houden met de aanwezigheid van soorten en zij die ook de evenness (de verdeling van het aantal individuen over de soorten) mee in rekening brengen. Dergelijke indices zijn zeer handig om een globaal oordeel te geven, maar in de meeste gevallen wordt geen rekening gehouden met de soorten zelf. Gezien de biodiversiteitscrisis waarin we leven wordt het monitoren van de biodiversiteit en het detecteren van trends steeds belangrijker en dat heeft de voorbije jaren ook een boost gegeven aan het onderzoek naar monitoringsstrategieën en de analyse van data. Recent heeft Lamb et al. (2009) een studie uitgevoerd waarin ze 4 manieren vergelijken om complexe monitoring data te vertalen in samenvattende getallen: 1) de klassieke diversiteits indices, 2) species intactness indices gebaseerd op voorkomen, 3) species intactness indices gebaseerd op abundanties en 4) multivariate indices van "community intactness". De klassieke indices waren de soortenrijkdom, de Shannon en de Simpson index. Als species intactness index, gebaseerd op voorkomen, werd de Nielsen occurrence index, de Buckland geometric occurrence index en de Buckland arithmetic occurrence index gebruikt.

Gebaseerd op abundantie werden de Nielsen abundance index, de Nielsen maximum abundance index en de Buckland geometric and arithmetic occurrence index gebruikt als intactness indices gebaseerd op abundantie. Als laatste werden de Mantel Sorensen en de Mantel Bray-Curtis index en de Principal Component index gebruikt als voorbeelden voor een multivariate analyse. Uiteraard heeft elke index zijn eigen voor- en nadelen. Het interessante van deze studie was evenwel een simulatie waarbij telkens een deel van de gemeenschap veranderde (figuur 1). Hierin wordt aangegeven hoe de indices reageren wanneer de soortensamenstelling veranderde. Het is duidelijk dat wanneer alle soorten in de gemeenschap veranderen, de klassieke diversiteitsindices niet reageren. Dit is logisch, immers het aantal soorten bleef gelijk, alleen ging het om andere soorten en de soort op zich wordt niet meegenomen in de berekening van die indices.



Figuur 1-1: Vergelijking van de diversiteitsindices (A), occurrence indices (B), abundantie indices (C) en multivariate indices (D) in zes ecologische scenario's (controle, 1 soort uitgeroeid, turnover van 1 soort, 20% invasieve soorten, 20% turnover, volledige turnover). uit: Lamb et al., 2009

Meerdere elementen spelen mee bij het kiezen van een goede index. In hun onderzoek namen Lamb et al. (2009) ook de volgende elementen in overweging: de gevoeligheid voor detectie fouten (als gevolg van onvolledige staalname etc.), de statistische power om een trend te detecteren en nog enkele aanvullende factoren. Die zijn allemaal samengebracht in onderstaande tabel (figuur 2). Zij besluiten op basis van deze grondige analyse dat indices die de species intactness berekenen zoals de Buckland's arithmetic mean index het meest aangewezen zijn voor gebruik in monitoring programma's van biodiversiteit.

Table 4 – Summary of index performance

Index	Detection error ^a	Power (–1% trend) ^b	Power (–3% trend) ^b	Ecological scenarios ^c	Arbitrariness ^d	Communication ^e	Overall
Traditional diversity indices							
Sp. rich	8.5	5	10	11.5	5	3.5	7
Shannon	3.5	12.5	12	11.5	5	8.5	11
Simpson	5.5	12.5	12	13	5	8.5	12
Species occurrence indices							
Nielsen-Of	8.5	9.5	8.5	9	5	8.5	9
BuckArith-Of	8.5	7.5	6	5	5	3.5	5
BuckGeo-Of	11	9.5	6	1.5	11.5	3.5	6
Species abundance indices							
Nielsen-Abund	1.5	2	2.5	5	11.5	3.5	2
Nielsen-Max-Abund	1.5	2	2.5	9	5	8.5	3
BuckArith-Abund	3.5	2	2.5	5	5	3.5	1
BuckGeo-Abund	5.5	5	2.5	1.5	11.5	3.5	4
Multivariate community indices							
Mantel-BC	12.5	7.5	8.5	5	5	12	10
Mantel-Sor	12.5	5	6	5	5	12	8
PCA	8.5	11	12	9	11.5	12	13

In each category indices were ranked relative to one another from 1 (best) to 13 (worst). Note that all ranks were corrected for ties.

^a Ranks based on the shape of the relationships in Fig. 2. Convex curves were ranked higher than linear relationships and concave curves were ranked lowest.

^b Ranks based on the number of tests out of 9 that achieved power ≥ 0.9 .

^c Ranks based on the number of scenarios that conformed to the expectations described in Table 1.

^d Ranks based on whether or not the index required an arbitrary mathematical decision.

^e Subjective ranking based on estimated ease of communication of the index to non-scientists.

Figuur 1-2: Samenvatting van de performantie van diverse indices (uit Lamb et al., 2009)

Wij pleiten er dan ook voor om deze benadering te gebruiken. De Buckland Arithmetic Occurrence en de Buckland Arithmetic Abundance indices werden als beste gerangschikt in deze studie.

1.1.2 Diversiteit: welke doelstelling?

Het belang van diversiteit werd hierboven beschreven. Maar welke diversiteit is nu minimaal vereist voor een goed functionerend Schelde-estuarium? Deze vraag is niet te beantwoorden. Met een aantal soorten minder kan het estuarium vandaag wellicht nog even goed functioneren, maar het verliest waarschijnlijk veerkracht. Het is immers niet zeker dat bij veranderende omstandigheden ook nog alle functies vervuld zullen zijn. Omdat de diversiteit reeds achteruit is gegaan, kunnen we daarom stellen dat een verdere achteruitgang niet wenselijk is. Het behoud van en herstellen (bv in de Zeeschelde) van de biodiversiteit is dan ook de doelstelling. Hierbij moeten we uitgaan dat een positieve trend nodig is waar momenteel een groot probleem met diversiteit bestaat en dat een dalende trend onder geen enkele omstandigheid als gunstig kan geïnterpreteerd worden.

1.2 Exoten

Diversiteit is echter geen constante, wijzigingen zijn inherent, onder andere door de komst van exoten. Exoten zijn organismen die zich gevestigd hebben in een ander gebied dan waar ze oorspronkelijk vandaan kwamen. Ze zijn hier door de mens gebracht accidenteel, bijvoorbeeld via ballastwater, of doelbewust uitgezet. Exoten kunnen sensu strictu bijdragen aan de diversiteit. Echter, de onstuimige groei van een populatie exoten kan leiden tot het verdwijnen van veel autochtone organismen. Sommige exotische soorten concurreren om voedsel of ruimte, zoals de Japanse oester. Zo'n exoot die zich massaal verspreidt in zijn nieuwe omgeving en een bedreiging vormt voor de biodiversiteit wordt omschreven als een invasieve exoot. Deze zijn duidelijk ongewenst, de exoot verdringt immers inheemse soorten. Het is onvoldoende duidelijk en weinig waarschijnlijk dat een gemeenschap met veel exoten, hoewel ze misschien eenzelfde diversiteit

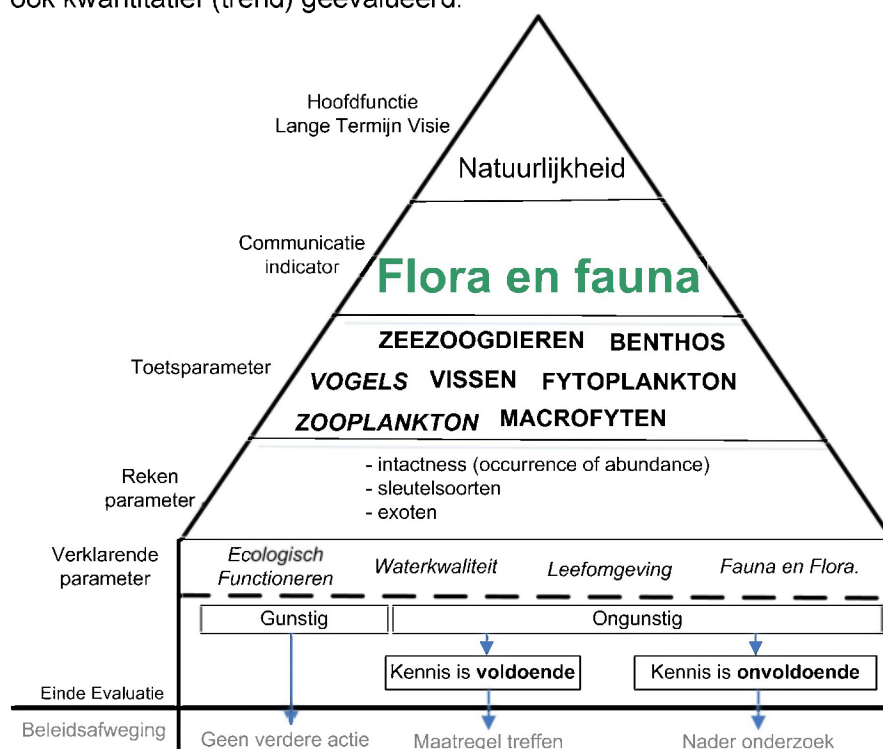
vertoont, ook dezelfde functies kan vervullen als de oorspronkelijke inheemse populatie. Daarom beschouwen we de vestiging van exoten doorgaans als ongewenst.

Een belangrijk verschil moet gemaakt worden met de soorten die hun natuurlijk verspreidingsgebied veranderen en zo in de Schelde belanden. Door de opwarming van het klimaat kunnen immers meer zuidelijke soorten nu ook hier gedijen. Deze soorten, die we hier verschuivers noemen, zullen niet als exoot beschouwd worden en kunnen toegevoegd worden aan de lijst met kensoorten van het estuarium. Het vestigen van een verschuiver mag niet als negatief geëvalueerd worden. Het terug verdwijnen van een verschuiver evenmin: verschuivers bevinden zich immers op de rand van hun verspreidingsgebied, zodat bijvoorbeeld een strenge winter de soort de das kan omdoen.

Op analoge wijze kunnen we het verdwijnen van soorten beoordelen. Elke soort die verdwijnt is een verlies voor de diversiteit. Dit wordt negatief beoordeeld, tenzij het om een verschuivende soort gaat. Soorten die verdwijnen uit het estuarium omdat het klimaat hier te warm wordt, worden geschrapt uit de lijst met kensoorten van het estuarium. Net zoals bij verschuivers die toekomen in de Schelde, worden verschuivers die vertrekken uit de Schelde hier beschouwd als natuurlijke evoluties, aanpassingen van het ecosysteem aan het veranderende klimaat. Het gevoerde beleid in het estuarium kan deze evoluties niet tegenhouden. Dit staat in sterk contrast tot de echte exoten, waar bijvoorbeeld reglementering van ballastwater een belangrijke rol kan spelen in het vermijden van vestiging van exoten.

1.3 Werkwijze Flora en fauna

De werkwijze voor Flora en fauna volgt een drieledige aanpak. Ten eerste wordt gekeken naar de diversiteit, en dit door middel van intactness indices. Binnen de intactness index wegen alle soorten even zwaar. Echter, sommige soorten vervullen sleutelfuncties binnen het estuarium of genieten van bijzondere bescherming. Voor deze sleutelsoorten wordt daarom ook een kwantitatieve evaluatie uitgevoerd. Ten derde worden de exoten nog extra onder de loep genomen. De komst van een invasieve exoot kan een verwoestend effect hebben voor andere organismen of functies. Daarom worden exoten ook kwantitatief (trend) geëvalueerd.



Figuur 1-3: Piramide Flora en fauna

1.3.1 Intactness

Buckland Arithmetic Occurrence en de Buckland Arithmetic Abundance indices. Deze indices werden geselecteerd voor deze evaluatiemethodiek. Ze worden als volgt berekend:

$$\text{BuckArith-OI} = \frac{1}{s} \sum_i \left(\frac{O_i}{R_i} \right) \times 100$$

met s , het aantal soorten, O_i de waargenomen occurrence (het aantal staalname punten waar de soort is aangetroffen) en R_i de referentie occurrence rate. De BuckArith-Abundance index wordt op dezelfde manier berekend maar O_i en R_i betreffen dan waargenomen en referentie dichtheden van de soort. Lamb et al. (2009) wijzigden de oorspronkelijke formulering enigszins in die zin dat numerator en denominator worden gewisseld wanneer waargenomen waarden hoger zijn dan de referentie. Immers in de oorspronkelijke versie kon de index groter dan 100 worden wanneer een soort algemener was dan verwacht. De voorgestelde modificatie is belangrijk omdat soorten die sterk toenemen boven referentiecondities eveneens een indicator zijn van afnemende biodiversiteit als soorten die in lagere aantallen voorkomen dan de referentie. Hierdoor blijft de index ook steeds tussen 0 en 100.

De intactness indices bieden een groot potentieel om de veranderingen in biodiversiteit op een goede manier te beschrijven. Er is evenwel één grote beperking, namelijk het vaststellen van de referentie condities. Bij het opstellen van dergelijke referentie moet men volgende elementen in rekening brengen:

1. Welke soorten worden opgenomen?

Het valt te verkiezen om een lijst te maken op basis van alle ooit waargenomen soorten in het gebied waarvan redelijkerwijze kan verwacht worden dat ze nu nog voorkomen of kunnen voorkomen. Soorten die nu aanwezig zijn moeten hoe dan ook opgenomen worden, soorten waarvan we weten dat ze aanwezig waren, maar het nu niet meer zijn in het ganse gebied of een deel ervan zijn meestal verdwenen omwille van menselijke activiteiten. Er zijn geen soorten bekend die niet op basis van de mens uit het Schelde estuarium verdwenen zijn. Het samen stellen van deze lijst vereist dan ook een grondige literatuurstudie van de beschikbare actuele en historische gegevens van de betrokken soortsgroepen. Voor niet alle soortsgroepen is vermoedelijk voldoende informatie aanwezig. In dat geval moet de beschikbare informatie voor de Schelde aangevuld worden door informatie van andere estuaria. Het opnemen van soorten die niet meer aanwezig zijn, heeft uiteraard een impact op de index. Dit hoeft de evaluatie echter niet in de weg te staan, immers het gaat niet om de absolute waarde van de index, maar om de trend van de index!

Een veel groter probleem vormen de soorten die nieuw zijn, zowel exoten als “verschuivers” (zie 1.2 Exoten). De huidige exoten die aanwezig zijn, worden opgenomen, maar hun referentie verspreiding als densiteit wordt als minimaal voorgesteld. Op die manier wegen ze negatief op de index (zie hoger). Wanneer nieuwe exoten aangetroffen worden, worden die op dezelfde manier in de index opgenomen. “Verschuivers” vormen een groter probleem omdat hiervoor geen goede referentie waarden kunnen bestaan. Immers gegevens uit het gebied van oorsprong zijn niet noodzakelijk relevant in de nieuwe omgeving waarin de soorten voorkomen. Daarom stellen we voor om de referentiewaarden voor deze soorten aan te passen naarmate de soorten zich verspreiden. Verder onderzoek met simulaties van diverse scenario’s van de ontwikkeling van de gemeenschap gaat moeten uitwijzen of deze strategie afdoende resultaten geeft.

2. Welke waarden als abundantie of voorkomen gebruiken

Eens de soortenlijst beschikbaar is moeten waarden van voorkomen of abundantie bepaald worden. Wij pleiten om voor alle soortsgroepen de frequentie van voorkomen te bekijken en voor die groepen waarvan veel informatie voorhanden is ook de

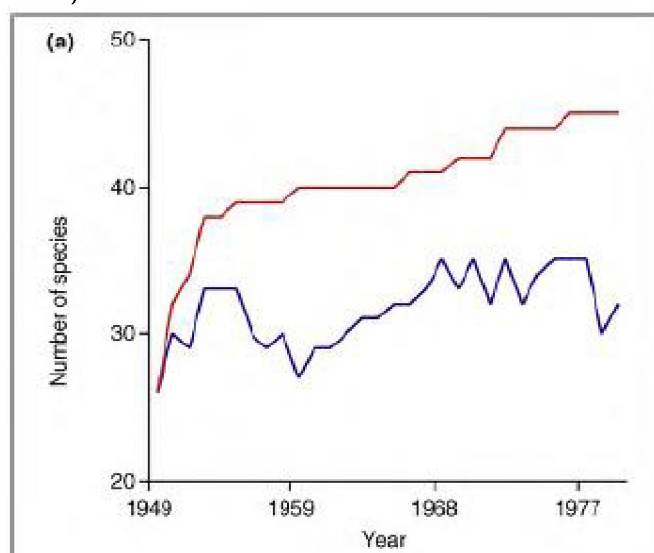
abundantie te bekijken (vogels, benthos). Een cruciale beslissing is de keuze van de ruimtelijke resolutie. Voor benthos kunnen we de frequentie van voorkomen bepalen voor alle deelgebieden (niveau 3, saliniteitszones) en dit op basis van het aantal genomen stalen (dus aandeel stalen waarin de soort aanwezig is). Dit kan ook voor vogels, fyto- en zoöplankton, maar hiervoor zijn meerdere staalnames per jaar beschikbaar. Voorstel is dan ook om voor voorkomen het percentage stalen over het ganse jaar voor een zone te nemen. Op die manier kan men onderscheid maken tussen soorten die een duidelijk temporeel patroon vertonen en zij die dat niet vertonen. Een andere optie is om de index per seizoen te berekenen. Voor vogels is de bemonstering uiteraard anders dan voor plankton. We pleiten er dan ook voor om voor vogels het telgebied zo klein mogelijk te houden om relevante verschillen tussen deelgebieden te kunnen opvolgen.

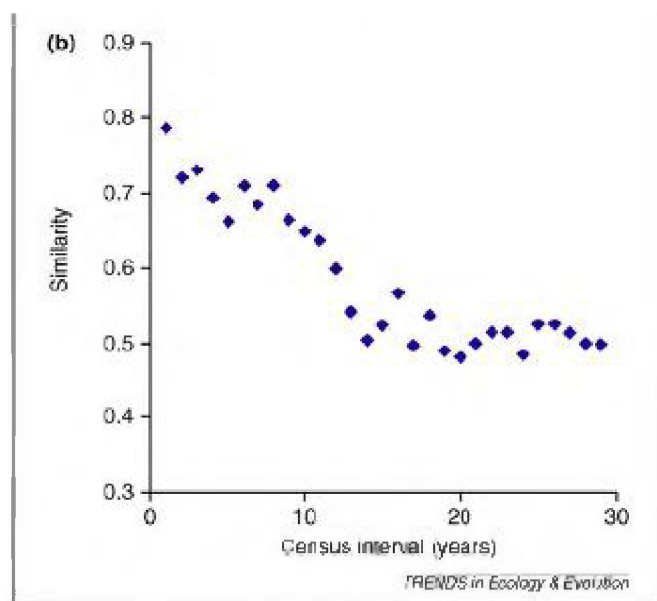
Abundanties moeten bepaald worden op basis van langjarige gemiddeldes. Het grootste probleem zal zich hier voordoen in de Zeeschelde omdat dit systeem nog in volle ontwikkeling is en weinig historische gegevens van een "normale" situatie bestaan.

Het gebruik van dergelijke composiet indices is momenteel aan een sterke opmars bezig. Het lijkt ons dan ook essentieel om bij het opstellen van de diverse referentie matrices de ervaringen uit de literatuur grondig te bestuderen. Hierbij verwijzen we onder andere naar Scholes en Biggs (2005), Rouget et al. (2006), Nielsen et al. (2007, 2009), Gibbons et al. (2009), Certain et al. (2011), Rezah en Abdulah (2011).

1.3.2 Sleutelsoorten

Hoe dan ook zijn natuurlijke gemeenschappen onderhevig aan verandering. Daarom lijkt het ook essentieel om naast het gebruik van een intactness index ook steeds een overzicht te geven van het aantal waargenomen soorten, zowel per jaar als cumulatief zoals in onderstaande figuur die de ontwikkeling van bosvogels over de tijd weergeeft (Magguran et al., 2010). Hieruit blijkt duidelijk dat de aantallen soorten redelijk constant zijn, maar dat het cumulatief aantal soorten veel hoger is, met andere woorden dat de gemeenschap behoorlijk gewijzigd is, zoals ook aangegeven door de similariteitsindex (maar zie Lamb et al. (2009) voor discussie over similariteitsindex versus intactness index).





Figuur 1-4: (a) Accumulatie van soorten in de tijd in een vogelgemeenschap in een Brits bosgebied (bovenste lijn) in relatie tot het aantal waargenomen soorten tijdens elk monitoringsjaar. (b) Turnover in deze gemeenschap in relatie tot census interval. De grafiek geeft de similariteit weer tussen het eerste en de volgende jaren in een tijdreeks. De figuur is gebaseerd op de Eastern Wood vogelgemeenschap (uit Magguran et al., 2010)

Het begrip sleutelsoorten is een vaag begrip dat meestal gebruikt wordt voor soorten waarvan men weet (of denkt) dat hun voorkomen een zeer grote impact heeft op structuur en functie van het ecosysteem. In deze evaluatiemethodiek wordt het begrip sleutelsoort gehanteerd voor die soorten die binnen bepaalde richtlijnen werden opgenomen als zijnde belangrijke soorten. Gezien het belang van deze soorten is het belangrijk om ook de populatiegrootte te evalueren. Immers voor veel van die soorten vervuld het gebied een belangrijke rol in het behoud van de populatie van de soort. Waar mogelijk worden aantallen getoetst aan streefcijfers; In de meeste gevallen echter zullen de trends in aantallen worden geëvalueerd. Omdat verschillende soorten niet exclusief van het estuarium afhankelijk zijn (denk maar aan de trekvogels), kan de soort in functie van de ruimere populatie buiten het estuarium beoordeeld worden.

1.3.3 Exoten

Exoten (met uitzondering van de zogenaamde verschuivers) die zich vestigen en stabiele populaties opbouwen zijn doorgaans ongewenst. Ze kunnen immers inheemse soorten verdrrukken, waardoor het functioneren van het systeem wordt bedreigd. Het is vooraf niet steeds duidelijk welke nieuw geïntroduceerde exoot zich zal ontplooiën tot een invasieve soort. Daarom wordt elke toename van het aantal soorten exoten als ongewenst beschouwd. Indien mogelijk zal ook de biomassa of het aantal individuen geëvalueerd worden: een sterke toename kan een indicatie zijn voor het invasieve karakter van bepaalde exotische soorten.

1.4 Ruimtelijk en temporeel bereik

De waargenomen diversiteit, is sterk afhankelijk van de monitoringsinspanning. Hoe meer men meet, hoe groter de kans om meerdere soorten aan te treffen. Het is daarom van groot belang dat ruimtelijke en temporele resolutie van de monitoring zeer goed gedocumenteerd wordt. Idealiter wordt steeds eenzelfde monitoringsinspanning aangehouden. Wijzigt de monitoringsinspanning, dan dient dit goed gedocumenteerd te worden voor een correcte interpretatie van trends.

1.5 Keuze van de toetsparameters

Een streefdoel binnen deze evaluatiemethodiek is te werken met een zo beperkt mogelijke set aan toetsparameters. Echter, bij Flora en fauna moet de diversiteit van uiteenlopende organismen geëvalueerd worden. Het heeft weinig zin om organismen die te sterk van elkaar verschillen samen in 1 index te stoppen, zo'n index waarde zegt dan niets meer. Daarom zijn binnen Flora en fauna 7 toetsparameters geselecteerd: *Vogels*, *Zoogdieren*, *Vissen*, *Benthos*, *Zoöplankton*, *Fytoplankton* en *Vegetatie*.

2 Toetsparameter Vogels

2.1 Inleiding

Vogels zijn de groep die op de meeste plaatsen wordt opgevolgd en waarvoor vaak lange termijn data aanwezig zijn. Een onderscheid moet evenwel gemaakt worden tussen broed- en niet broedvogels. Estuaria vormen een cruciaal habitat voor doortrekkende en overwinterende eenden, ganzen en steltlopers. Onder impuls van de “International Waterfowl Research Bureau, IWRB” (nu Wetlands International WI) starten gecoördineerde tellingen van watervogels in de vroege jaren 70tig die ondertussen uitgebouwd zijn tot een globaal netwerk van tellers waardoor voor veel soorten goede schattingen van de populatie grootte beschikbaar zijn. Onder impuls van Henk Saeijs werden de eerste gebiedsdekkende watervogeltellingen in het Nederlandse Deltagebied georganiseerd.

Voor de broedvogels is er een groot verschil tussen soorten. Voor verschillende typische kustbroedvogels zijn eveneens goede populatieschattingen beschikbaar (bv sterns), voor andere soorten (bv zangvogels) is dit niet het geval.

Voor een behoorlijk aantal vogelsoorten werden instandhoudingsdoelen opgesteld (Adriaensen et al., 2005; Anoniem, 2009). Het Schelde estuarium heeft een belangrijke functie of potentieel zowel voor broedvogels als voor niet-broedvogels. De instandhoudingsdoelstellingen voor zowel de Westerschelde en Saeftinghe alsook de Zeeschelde selecteerden soorten en formuleerden doelstellingen met betrekking tot het potentieel aantal broedparen en het vooropgestelde seizoensaantal vogels (de niet-broedvogels). Een overzicht hiervan wordt gepresenteerd in (Tabel 2-1) Voor al die soorten moeten de populatieontwikkelingen gemonitord worden.

Men moet echter bij dergelijke mobiele soorten als vogels die geregeld in en uit het gebied vliegen, bijvoorbeeld naar binnendijkse gebieden, of voor trekvogels zelfs naar andere continenten, er op bedacht zijn dat de ontwikkelingen in de aantallen ook door factoren buiten het Schelde-estuarium kunnen worden bepaald. De aantallen geobserveerd in het estuarium zijn niet zelden gecorreleerd met de Europese populatiedynamiek die vaak sterk gecorreleerd is met klimaatomstandigheden in zowel het broedgebied (laag broedsucces door bv. extreme weersomstandigheden, of juist hoog broedsucces) als in het overwinteringsgebied (bv. sterfte of lage aantallen door gewijzigd doortrekgedrag in onze contreien wegens strenge vorst).

Tabel 2-1: Instandhoudingsdoelstellingen (IHD) voor de Westerschelde (WS) (Aanwijzingsbesluit Natura 2000-gebied 'Westerschelde en Saefinghe'), en IHD voor de Zeeschelde (ZS) (Adriaensen et al., 2005) voor de broedvogels en niet-broedvogels voor WS, voor de broedvogels voor de ZS.

Soort	IHD WS* (broedparen)	streefdoel evaluatiemethodiek broedparen WS**	seizoensdoelste lling (aantal) WS***	Opmerking WS	IHD ZS (broedparen)	Habitatdoelst elling (ha)	Habitattype
Baardman					100	588	riet/ruigte
Bergeend			4500				
Blauwborst	450			WS-doel	550	833	riet/ruigte
Bontbekplevier	100	10	430	Doelstelling IHD gehele Delta			
Bonte strandloper			15100				
Bruine kiekendief	20			WS-doel (=sleutelpopulatie)	50	1250	riet/ruigte
Drieteenstrandloper			1000				
Dodaars					50	2000	plas, oever, riet/ruigte
Dwergstern	300	100		Doelstelling IHD gehele Delta			
Fuut			100				
Goudplevier			1600				
Grauwe gans			16600				
Groenpootruiter			90				
Grote karekiet					40	18	riet/ruigte
Grote stern	4000			Doelstelling IHD gehele Delta			
Grutto					80		
Kanoet			600				
Kievit			4100				
Kleine zilverreiger			40				
Kluut	2000	> 150	540	Doelstelling IHD gehele Delta	350	350	slik/plaat
Kolgans			380				
Krakeend			40				
Kwartelkoning					40	1290	grasland
Lepelaar			30		40	500	bos, grasland, estuaries, plas
Middelste zaagbek			30				
Paapje					40	1481	grasland
Pijlstaart			1400				
Porseleinhoen					40	1290	riet/ruigte
Purperreiger					60	500	riet/ruigte
Rietzanger					170	340	riet/ruigte
Roerdomp					20	1000	riet/ruigte
Rosse grutto			1200				
Scholekster			7500		190	1188	grasland/ estuaries
Slechtvalk			8	seizoensmaximum			
Slobeend			70		150	1875	riet/ruigte, plas, oever
Snor					100	1250	riet/ruigte
Smient			16600				
Steenloper			230				
Strandplevier	220	40	80	Doelstelling IHD gehele Delta			
Tureluur			1100		130	813	grasland/ estuaries
Visdief	6500	1600		Doelstelling IHD gehele Delta			
Wilde eend			11700				
Wintertaling			1100				
Woudaapje					20	1000	riet/ruigte
Wulp			2500				
Zeearend			2	seizoensmaximum			
Zilverplevier			1500				
Zomertaling					20	1000	grasland/ estuaries
Zwarte ruiter			270				
Zwartkopmeeuw	400	> 4		Doelstelling IHD gehele Delta			

* IHD vermeldt in aanwijzingsbesluit Westerschelde & Saefinghe

** Afleiding gebaseerd op de toelichting gegeven in aanwijzingsbesluit (streefdoel specifiek voor de evaluatiemethodiek diversiteit vogelsoorten)

*** De aantallen voor WS niet broedvogels zijn gebaseerd op seizoensgemiddelde (= periode van een jaar juni tot juli) periode van 5 jaar 1999/2000 - 2003/2004 tenzij anders vermeldt in 'opmerking WS' (seizoensmaximum)

2.2 Rekenparameters en criteria voor Vogels: Broedvogels

2.2.1 Intactness-index

Voor het opstellen van de referentiematrix moet een lijst van alle broedvogels gemaakt worden waarbij een zo groot mogelijke ruimtelijke resolutie dient nagestreefd te worden. De referentiematrix wordt op schaalniveau drie (per saliniteitszone) opgesteld, met Saeftinge als een aparte entiteit. Bij voltooiing van de projecten Hewige-Prosper en Doelpolder worden deze gebieden bij de entiteit Saeftinge beoordeeld. Voor vogels wordt met de abundanceintactness index gewerkt: gemiddelde abundance over zes jaar wordt vergeleken met de referentiematrix. Voor een positieve evaluatie is uiteraard geen 1 op 1 overeenstemming vereist. De trend zal geëvalueerd worden, waarbij een daling negatief wordt beoordeeld.

2.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen

Voor soorten waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn worden de aantallen daaraan getoetst. Zolang die niet bereikt worden wordt dit als negatief aanzien. Zodra de IHD's bereikt of overschreden zijn wordt dit als positief beschouwd. Voor die soorten waarvoor de IHD's nog niet bereikt zijn moet de trend in aantallen bekeken worden. Wanneer de aantallen dalen nog voor de IHD bereikt is wordt dit als zeer ongunstig beschouwd.

De trends voor broedvogels zijn niet alleen afhankelijk van lokale factoren maar ook van globale veranderingen in de populaties (zie bv uitbreiding van de Lepelaar in de Schelde). Daarom moeten de trends in de Schelde ook afgezet worden tegenover de landelijke en internationale trends. Wanneer de trends in de Schelde dalend zijn en dit in tegenstelling is tot de globale populatie is dit zeer ongunstig.

2.2.3 Trends in exoten

Tijdens de vogeltellingen worden exoten mee opgenomen. Er zijn dus voldoende gegevens beschikbaar om zowel trends in aantal soorten als trends in aantal individuen te evalueren. Idealiter kent het estuarium geen exoten. Helaas zitten er reeds diverse soorten. Sommige hebben zich reeds permanent gevestigd in de Schelde. Andere soorten zullen wellicht spontaan weer verdwijnen omdat de leefomgeving in de Schelde niet steeds geschikt is om een stabiele populatie op te bouwen. We stellen dat een verdere toename van het aantal soorten ongewenst is.

De trend in het aantal soorten wordt berekend en elke toename is ongewenst. Daarnaast wordt voor elke soort de trend in de aantallen berekend en hier geldt evenzeer dat elke toename als negatief wordt beoordeeld.

2.3 Rekenparameters en criteria voor Vogels: Niet-Broedvogels

2.3.1 Intactness-index

Een referentiematrix wordt opgesteld met per deelgebied (niveau drie: saliniteitszones) de frequentie van voorkomen van alle soorten. Dit gebeurt bij voorkeur voor winter en zomer apart. De frequentie is hierbij het aantal tellingen in dit deelgebied waarbij de soort zou moeten aanwezig zijn (bv algemene soorten 6 op 6, uitgaande van 6 maandelijkse tellingen per seizoen; en bv 1 op 6 voor zeldzame soorten). Bij het opstellen van de matrix moet men zich wel beperken tot die soorten die onder normale omstandigheden hier kunnen voorkomen, met andere woorden worden dwaalgasten niet meegenomen. Dit moet bepaald worden op basis van beschikbare gegevens van de Schelde en op

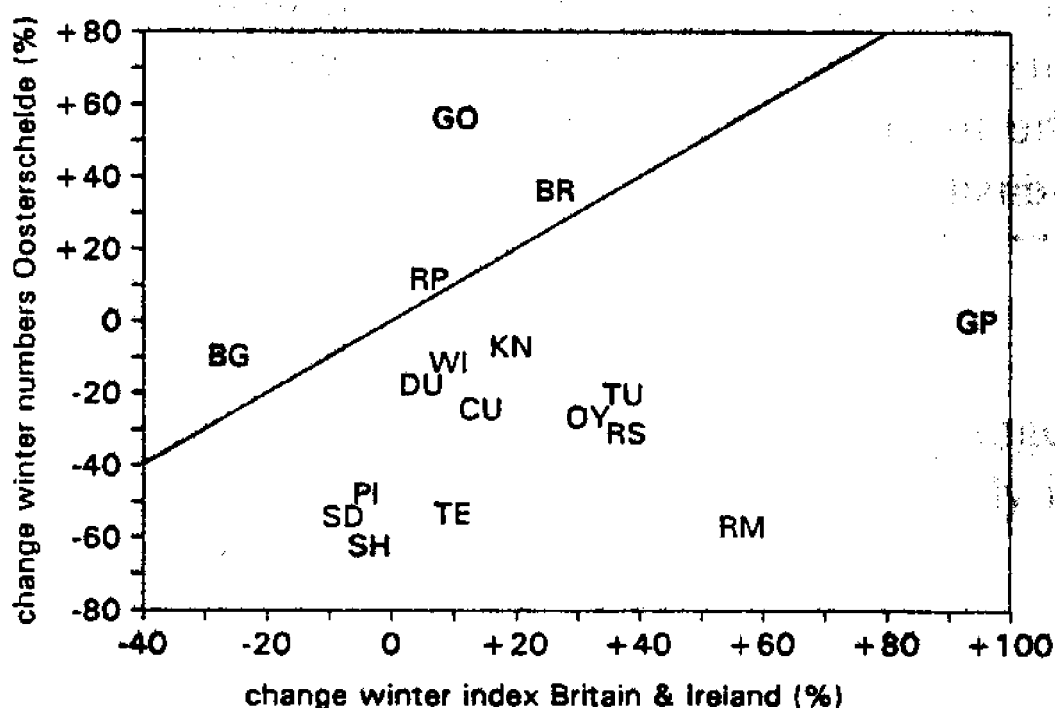
basis van de verspreidingsgegevens van de soort. Op basis hiervan kan de ontwikkeling in soortendiversiteit worden bepaald.

Een intactness index op basis van aantallen lijkt minder zinvol omdat voor veel soorten de aantallen hoe dan ook worden geëvalueerd, zie verder. Daarom wordt met occurrenceintactness index gewerkt. De intactness index mag per deelgebied niet dalen.

2.3.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen

De soorten waarvoor IHD bestaan en de soorten die voldoen aan het 1% criterium (Ramsar) worden hier als sleutelsoorten beschouwd. Voor veel watervogels zijn goede populatieschattingen aanwezig. De aantallen in de Schelde zeggen op zich niets maar moeten gezien worden in de context van de internationale ontwikkelingen van de soort. Voor die soorten waarvoor IHD bestaan wordt dezelfde procedure gevolgd als bij broedvogels.

De soorten die aan het 1% criterium voldoen, worden trends vergeleken. Voor deze vergelijking met populatie grootte worden de veranderingen in de Schelde per periode van 6 jaar uitgezet ten opzichte van de veranderingen van de populatie (idealiter de gegevens van de volledige populatie, in het andere geval de gegevens van het internationale waddengebied en/of de gegevens van de Britse estuaria (zie voorbeeld in figuur 4). Veranderingen die in lijn liggen met de populatie zullen punten geven op of bij de bissectrice. Wanneer de veranderingen afwijken zullen de aantallen respectievelijk boven of onder de bissectrice liggen. Wanneer de veranderingen onder de bissectrice liggen worden die als negatief beoordeeld, in de andere gevallen niet.



Figuur 2-1: Voorbeeld van een trend in de Oosterschelde in relatie tot de trend in Groot Brittannië en Ierland. De vergelijking beschouwt de midwinter aantallen van diverse watervogels (voorgesteld door twee lettercode) voor en na de bouw van de Oosterscheldekering. (Uit Meire et al., 1990).

2.3.3 Trends in exoten

Hier wordt dezelfde benadering gehanteerd als voor de broedvogels. Toename van exoten is ongewenst, verschuivers worden buiten beschouwing gelaten.

2.4 Samenvatting en beoordeling Vogels

Tabel 2-2: Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Vogels

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness Broedvogels	Abundance intactness index mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt bepaald op niveau 3, gebruik makend van zesjaarlijkse gemiddelden.
Exoten Broedvogels	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van het aantal individuen ook.
Sleutelsoorten broedvogels	Voor een positieve evaluatie dienen de IHD-waarden gehaald te worden. Bij het niet bereiken van de IHD-waarde, wordt de trend in relatie tot de totale streekpopulatie beschouwd: een daling is zeer ongunstig.
Intactness Niet-Broedvogels	Occurrence intactness index mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt bepaald op niveau 3, gebruik makend van zesjaarlijkse gemiddelden.
Exoten Niet-broedvogels	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van het aantal individuen ook.
Sleutelsoorten Niet-broedvogels	Soorten met IHD: Voor een positieve evaluatie dienen de IHD-waarden gehaald te worden. Soorten 1% criterium: trend mag niet dalen ten opzichte van internationale trend.

2.4.1 Toepassing in de T2009

Voor een evaluatie van de intactness is een vergelijkingsmatrix vereist. Deze zal vermoedelijk niet beschikbaar zijn voor de T2009 rapportage, zodat de intactness niet bepaald kan worden. Bij de opmaak van de T2009 kan wel de matrix van 2009 (T2009 matrix) opgesteld worden, evenals de matrix voor eerdere periodes (bv 1991, 1997 en 2003) zodat de trend in intactness ten opzichte van het verleden wel gemaakt kan worden. In toekomstige rapportages zal steeds een intactness bepaald worden tov de dan opgestelde vergelijkingsmatrix, en ten opzichte van de T2009 matrix. Zo kan de evolutie ten opzichte van 2009 en ten opzichte van de ideale referentie gemaakt worden.

Trends in exoten kunnen wel bepaald worden, en trends in sleutelsoorten kunnen wel geëvalueerd worden, wanneer "historische data" (voor 2009) mee worden verwerkt in de T2009 rapportage.

Het opstellen van de referentiematrix wordt niet als een onderdeel van de T2009 beschouwd, maar kan onderwerp zijn van een afzonderlijke studie. De data vergaard voor de T2009 matrix kan een belangrijke input zijn voor deze studie.

3 Zoogdieren

3.1 Inleiding

In het estuarium lopen diverse monitoringsprogramma's voor zoogdieren. Het betreft in hoofdzaak het opvolgen van zeezoogdieren, maar ook een beperkt aantal andere zoogdieren die vermeld staan in een annex van de habitatrichtlijn. Hiertoe behoren de Noorse Woelmuis, een aantal vleermuizen, de Bever en de Otter. Omdat hun relatie tot het ecologisch functioneren van het estuariene systeem beperkt is, worden ze binnen deze evaluatiemethodiek buiten beschouwing gelaten.

De zeezoogdieren beperken zich in hoofdzaak tot de Westerschelde. Er zijn weliswaar regelmatig meldingen van zeehonden en bruinvissen in de Zeeschelde en de frequentie daarvan is uiteraard mede getuige van de toestand van het ecosysteem. Maar omdat het eerder om dwaalgasten gaat, worden deze waarnemingen in de Zeeschelde niet betrokken in de evaluatie.

Door de jaren heen kunnen we stellen dat zo'n 21 zeezoogdiersoorten (o.a. diverse walvis-, dolfijn- en zeehondensoorten) sporadisch in de Westerschelde worden waargenomen (Witte, 2001; Meininger et al., 2003). Een groot aantal landzoogdieren maakt gebruik van de oevers en de 'wetlands' behorende bij het systeem, ze zijn echter niet strikt gebonden aan de estuariene omgeving of zijn niet echt indicatief voor het estuarien functioneren. Deze soorten vallen dan ook buiten de scope van deze evaluatie.

In de Westerschelde is slechts voor 3 soorten sprake van permanente aanwezigheid. Het gaat om de Gewone zeehond (*Phocavitulina*), de Grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) en de Bruinvis (*Phocoenaphocoena*). Alledrie deze soorten hebben een bijzondere status met specifieke instandhoudingsdoelen in het kader van Natura2000 (Witte, 2001; LNV, 2006). De Vlake van De Raan is, als onderdeel van het Noordzeegebied voor alle drie deze soorten, aangewezen als leefgebied.

Zeehonden staan aan de top van de voedselketen en stellen belangrijke habitatvereisten. Ze zijn daarom indicatief voor de algehele ecologische kwaliteit. Omdat de Grijze zeehond slechts recent is teruggekeerd nadat hij sinds de Middeleeuwen verdwenen was, wordt enkel de Gewone Zeehond als indicatorsoort geselecteerd binnen deze evaluatiemethodiek.

Bruinvissen zijn eveneens toppredatoren en indicatief voor een goed functionerend voedselweb. Het aantal bruinvissen is echter moeilijker in te schatten dan het aantal zeehonden. Daarom geniet de Gewone Zeehond de voorkeur om opgenomen te worden voor de toetsparameter Zoogdieren.

3.1.1 Belang

Voor de Gewone Zeehond in het Deltagebied geldt een regionale populatie van tenminste 200 exemplaren, waarbij de Voordelta de grootste bijdrage levert, als specifieke doelstelling. In Natura 2000 gebied 122-Westerschelde en Saeftinghe- moet het areaal aan ongestoord gebied toenemen zodat het beter geschikt wordt voor de voortplanting van de Gewone Zeehond.

De Gewone Zeehond was tot in de 18de eeuw zeer talrijk aanwezig in het Schelde-estuarium. Er waren naar schatting 1000 Gewone zeehonden in de Westerschelde rond 1900, toen beide soorten al sterk op hun retour waren. De achteruitgang van beide soorten is niet in de laatste plaats bewerkstelligd door actieve jacht. Daarnaast hebben

ook het voedselaanbod (vis) en verontreiniging een rol gespeeld; twee factoren die wellicht nog steeds een belangrijke rol spelen in de aantalsontwikkelingen (Reijnders, 1986).

Gewone zeehonden staan aan de top van de voedselketen. Er moet ook geschikt habitat zijn: het areaal plaatoppervlak is van belang, maar ook de droogvalduur, de vluchtmogelijkheden en de bereikbaarheid van foerageergronden en diepere wateren. Er moet sprake zijn van een compleet goed functionerend voedselweb, zonder in kwaliteit achterblijvende factoren, alvorens behoorlijke aantallen van deze dieren zich permanent in de Westerschelde zullen vestigen. Zij zijn daarom geschikte indicatoren voor de algehele ecologische kwaliteit van het systeem. De invloed van de zeehonden op het schelde-ecosysteem daarentegen is zeer beperkt: zij vervullen geen sleutelrol.

3.2 Parameters en criteria voor de toetsparameter Zoogdieren

Intactness-index

De meeste zeezoogdiersoorten in de Schelde zijn sporadische gasten die niet afhankelijk zijn van het estuarium. Hun aanwezigheid berust vaak op toeval, ze zullen dus niet aangewend worden voor een intactness-index. Gezien het zeer beperkte aantal zeezoogdieren dat wel regelmatig gebruik maakt van het estuarium om te foerageren of er zich voortplanten, is een intactness index niet van toepassing.

Trend in exoten

Voorlopig zijn er geen meldingen van invasieve exoten onder de zeezoogdieren in de Schelde. Een trendanalyse van exoten is dus niet aan de orde.

Trends in sleutelsoorten

Slechts 1 soort, de Gewone Zeehond, werd geselecteerd voor de evaluatie. Er wordt enkel naar trends gekeken. Er bestaat weliswaar wel een doelstelling voor het gehele Deltagebied, maar niet voor het estuarium op zich. De genoemde aantallen van rond 1900 (1000 individuen) worden niet als referentie gehanteerd voor de Westerschelde. Het systeem is de voorbije 100 jaar dermate gewijzigd, dat historische situaties moeilijk als referentie kunnen gebruikt worden.

Aangezien de groepen Gewone zeehond in de Westerschelde deel uitmaken van Deltapopulaties is er een grote uitwisseling en dienen we in de evaluatie ook rekening te houden met de dynamiek van de gehele populaties en met invloeden en ontwikkelingen waarvan de oorzaken zich buiten het Schelde estuarium kunnen situeren. Evaluatie van de toestand in de Westerschelde moet dan ook steeds relatief aan de volledige populatie gebeuren.

3.2.1 Aantal Zeehonden

Voor de bepaling van het aantal zeehonden wordt gedurende de zomermaanden (mei t/m oktober) twee maal per maand een vliegtuigtelling uitgevoerd tijdens laag water. Het jaarmaximum wordt aan de hand van deze tellingen bepaald. Trends in aantallen worden uitgezet. Aangezien de Gewone zeehonden in de Westerschelde deel uitmaken van de populatie van het Deltagebied wordt de trend uitgezet tegenover de trend in de gehele Delta. Om kleine schommelingen tussen de verschillende jaren op te vangen wordt met marge gewerkt. Een daling met meer dan 5% ten opzicht van de Deltapopulatie wordt als negatief beoordeeld.

3.2.2 Aantal Zeehonden in de maand juli

Aangezien het aanwijzingsbesluit van de Westerschelde en Saefthinge specifiek vermeldt dat het areaal onverstoorde gebied moet toenemen zodat het gebied beter geschikt wordt voor voortplanting zou het aantal pups als indicator moeten geselecteerd

worden. Het aantal pups is echter bij vliegtuigtellingen lastig om waar te nemen, daarom wordt het aantal zeehonden in juli als proxy voorgesteld. Trends in het zesjaarlijkse voortschrijdende gemiddelde worden uitgezet tegenover de trends in de gehele Delta. Een daling met meer dan 5% ten opzicht van de Deltapopulatie wordt als negatief beoordeeld.

3.3 Samenvatting en beoordeling

Voor een positieve beoordeling moet voldaan zijn aan de twee onderstaande rekenparameters:

Rekenparameter	Beoordeling
Aantal zeehonden	Trendontwikkeling: het jaarmaximum (zesjaarlijks voortschrijdende gemiddelde) mag niet meer dan 5% dalen tov de Delta populatie voor een positieve beoordeling
Aantal zeehonden in de maand juli	Trendontwikkeling: het aantal zeehonden in juli (zesjaarlijks voortschrijdende gemiddelde) mag niet meer dan 5% dalen tov de Delta populatie voor een positieve beoordeling

3.3.1 Toepassing in T2009

Trendontwikkeling kan in T2009 geëvalueerd worden door de data van 2009 uit te zetten tegenover oudere datasets. Deze zijn voldoende voorhanden.

3.3.2 Verklarende parameters

Het voedselweb, de waterkwaliteit en de leefomgeving zullen allen bepalend zijn voor het succes van de zeehondenpopulatie (succes relatief tov Delta populatie). Verklarende parameters zijn daarom te vinden in de hoofdstukken *Ecologisch Functioneren*, *Waterkwaliteit en Leefomgeving Fauna en Flora*.

4 Vissen

4.1 Inleiding

Vissen in het estuarium vormen een zeer diverse groep. Er zijn soorten die gebruik maken van het gehele estuarium en waarvoor de natuurlijke gradiënten (saliniteit, dynamiek, bathymetrie, ed.) van essentieel belang zijn. Andere soorten zijn specifiek gerelateerd aan bepaalde zones en/of habitats voor diverse levensbehoeften die kunnen verschillen naargelang het levensstadium. Om het estuarien functioneren ten aanzien van vissen te analyseren worden soorten samengebracht in functionele groepen of 'gilden' op basis van habitatgebruik en migratiepatronen (estuariën gebruik), voedingswijze (trofische gilde), en voortplantingsstrategie. Tabel 4-1 geeft een overzicht van de meest voorkomende soorten vissen in het Schelde-estuarium, de verschillende functionele groepen waarin ze kunnen worden ondergebracht, hun gevoeligheid voor verstoring en de samenstelling van de MEP/GEP lijsten voor de verschillende saliniteitszones of waterlichamen.

Het gebruik van de verschillende saliniteitszones, de afhankelijkheid van het estuarium en migratiepatronen vormen de basis van de 'estuariën gebruik' gilden. Estuariëneresidente soorten(Ers) kunnen hun hele levenscyclus in het estuarium doorbrengen en zijn euryhalien. Dat betekent dat ze zich langs de volledige saliniteitsgradiënt kunnen bewegen indien de waterkwaliteit het toelaat. Mariene migranten (Mm) zijn eveneens euryhalien. Ze planten zich voort op zee maar komen het estuarium binnen in grote aantallen en zoeken er de gunstige condities op om te schuilen voor predatoren en om te foerageren. We onderscheiden hierin mariene juvenielen (Mj) die in het eerste levensjaar het estuarium als kraamkamer gebruiken en mariene seizoensgasten (Ms) die het estuarium bezoeken als (sub)adulten op seizoenale basis in bepaalde maanden van het jaar. Dit seizoenaal patroon is redelijk specifiek en het doorbreken ervan kan indicatief zijn voor verstoring. Tabel 4-1 geeft de piekmaand aan voor de meest relevante mariene seizoensgasten. Diadrome vissen of trekvisen vertonen paaitrek. Anadromen (A) zijn zeevissen die het estuarium doortrekken om te paaien in zoetwater; catadromen (C) doen het omgekeerde. Het onderscheid met mariene migranten en estuariëneresidenten is niet altijd even duidelijk en patronen in het trekgedrag kunnen voor sommige soorten variëren van estuarium tot estuarium. Zo worden bot en dunlipharder soms als catadroom beschouwd, soms als estuariëneresident of als mariene seizoensgast (Breine 2009, Franco et al, 2008, Kranenbarg en Zwager, 2008). Zoetwatervissen kunnen resident zijn in het estuarium en hun levenscyclus volbrengen in de zoete en licht brakke zones. Ze zijn niet echt karakteristiek voor het estuarium maar omdat ze een groot aandeel van de estuariëner visgemeenschap uitmaken zijn ze opgenomen in de MEP/GEP lijsten. In de zoute zone zijn er mariene dwaalgasten (M), typische stenohaliene zeevissen die vanuit de zee in het estuarium terecht komen. Hun toenemende aanwezigheid kan als positief signaal voor de estuariëner kwaliteit opgevat worden. Echter omdat het sporadisch voorkomende gasten zijn wiens aanwezigheid in het estuarium ook door externe factoren op de situatie op de Noordzee beïnvloed wordt zijn ze niet in de referentie- of MEP/GEP soortenlijsten in de zin van de Kaderrichtlijn Water opgenomen.

Met betrekking tot de voedingswijze wordt er onderscheid gemaakt in (P) planktivore (fytoplankton en/of (Z) zooplankton), (B) benthivore, (F) piscivore (inclusief parasitaire), (BZ) benthivoor-zooplanktivore, (BF) Benthivoor-piscivore (V) invertivore (of insectivore), (H) herbivore (De) detritivore en (O) omnivore voedingswijze. Het is niet altijd mogelijk om de aanwezige visgemeenschappen onder te brengen in trofische groepen zonder overlap. Sommige soorten ondergaan ontogenetische verschuivingen en veranderen van voedingswijze naargelang het levensstadium. Andere soorten zijn generalist of opportunist en schakelen over naargelang het aanbod (Franco, 2008; Breine, 2009). De

positie van de vissen in de waterkolom is indicatief voor foerageerwijze en dieet. We onderscheiden bij de bodem levende of benthische (B), in de waterkolom levende of pelagische (P) en zowel op de bodem als in de waterkolom levende of demersale (D) vissen.

Met betrekking tot de voorplantingswijze onderscheiden we (Ob) ovipaar met benthische eieren, (Og) ovipare nestbewakers (Op) ovipaar met pelagische eieren, (Os) ovipaar met broedzorg (vb muilenbroeders), (Ov) ovipaar met adhesive eieren (aan substraat of vegetatie) en (V) vivipaar. Naargelang de voortplantingswijze stellen vissen andere habitateisen.

Tabel 4-1 Referentielijst voor vissen in het Schelde estuarium (Breine 2009). De Natura 2000 code is weergegeven voor soorten waarop in het gebied instandhoudingsplicht rust in de zin van de Habitatrictlijn. Soorten in vetjes weergegeven zijn opgenomen in de MEP en/of GEP lijst in de zin van KRW in één of meerdere zones van het estuarium. (MEP/GEP): Estuarien gebruik groep: A anadroom, C catadroom, Es estuarien resident, F zoetwatersoort (*=exotische soort), Mj marien juveniel, Ms mariene seizoensgast, M mariene dwaalgast. Voor Driedoornige stekelbaars bestaan 2 morfologische varianten. Piekmaand in Doel: maand waarin de grootste aantallen van de betrokken soort verwacht wordt ter hoogte van Doel. Lichte verschuivingen mogelijk door klimatologische omstandigheden. Habitat: D op de bodem en in de waterkolom, B op de bodem, P in de waterkolom. Trofische groep: B eet zoöbenthos, F eet vis, Z eet zoöplankton, P eet plankton, De eet detritus, O omnivoor, V vertivoor. Voortplantingsstrategie: Ob benthisch eieren, , Op pelagische eieren, Ov eieren vastgehecht, Og broedzorg op nest Os broedzorg in mond of broedzak, V levendbarend. Voortplantingseisen: indicator is relevant in M mesohalien, O oligohalien of F zoetwater. Habitatgevoeligheid: F fragmentatiegevoelig, H gevoelig voor habitataanbod. Vervuilinggevoeligheid: I intolerant, T tolerant.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Piekmaand in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	Trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuilinggevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
<i>Acipenser sturio</i>	Atlantische steur	A		D	B	BF	Ov				X	X	X	X	X				
<i>Alosa alosa</i>	Elft	A		P	P	BF	Ob				X	X	X	X	X				
<i>Alosa fallax (H1103)</i>	Fint	A	5	P	P	BF	Ob	F	F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Coregonus oxyrhynchus</i>	Houting	A		P	BZ	BZ	Ob			I	X								
<i>Lampetra fluviatilis (H1099)</i>	Rivierprik	A	2	B	B	F	Ob	F	F/H	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Osmerus eperlanus</i>	Spiering	A	7	P	B	BF	Ob	F	F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Petromyzon marinus (H1095)</i>	Zee-prik	A		D	B	F	Ob	MO	F/H	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Salmo salar</i>	Zalm	A		P		F	Ob				X	X	X	X	X				
<i>Salmo trutta</i>	Zeeforel	A		P	B	BF	Ob		F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Driedoornige stekelbaars	A/F	2	P	BZ	BZ	Og	F	F/H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Anguilla anguilla</i>	Paling	C	4/8	B	O	O	Op		F	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Liza ramado</i>	Dunlipharder	C		P	P/De	De/O	Op			I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Agonus cataphractus</i>	Harnasmannetje	Es		B	B	B	Ov				X	X							
<i>Ammodytes tobianus</i>	Kleine zandspiering	Es	4	B	P	P	Ob				X	X							
<i>Aphia minuta</i>	Glasgrondel	Es		P	P	P	Os				X					X			
<i>Liparis liparis</i>	Slakdolf	Es		B	B	B	Ov			I	X	X				X			
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Zeedonderpad	Es		B	B	BF	Og			T	X	X	X			X	X		
<i>Pholis gunnellus</i>	Botervis	Es		D	B	B	Og				X	X							
<i>Platichthys flesus</i>	Bot	Es	5	B	BZ	BF	Op		F/H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pomatoschistus microps</i>	Brakwatergrondel	Es	10	B	BZ	B	Og	MO	H		X	X	X	X		X	X		
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Dikkopje	Es	10	B	BZ	B	Og	MO	H		X	X	X			X	X		
<i>Syngnathus acus</i>	Grote zeenaald	Es	10	B	BZ	B/BF	Os	M	H	I	X	X	X			X	X		
<i>Syngnathus postellatus</i>	Kleine zeenaald	Es	9	B	P	BZ	Os	M	H	I	X	X	X			X	X		
<i>Zoarces viviparus</i>	Puitaal	Es		B	BZ	B	V	M	H		X	X	X			X	X		
<i>Gobius niger</i>	zwarte grondel	Es		B		B/BF	Og												
<i>Hippocampus guttulatus</i>	Zeepaardje	Es		P		B/BF	Os												
<i>Hippocampus hippocampus</i>	Kortsnuitzeepaardje	Es		P		B	Os												
<i>Raniceps raninus</i>	Vorskwab	Es		D		BF	Op												
<i>Spinachia spinachia</i>	Zeestekelbaars	Es		D		BZ	Og												

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Piekmaand in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	Trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuiling gevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP Zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
<i>Nerophis ophidion</i>	Zeenaald sp.	Es		D	B	BZ	Os												
<i>Chelidonichthys lucernus</i>	Rode poon	Mj	6	D	BZ	BF	Op		H		X	X				X			
<i>Clupea harengus</i>	Haring	Mj	12	P	P	P	Ov			T	X	X	X			X	X		
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Zeebaars	Mj	9	D	BZ	BZ/BF	Op			T	X	X	X			X	X		
<i>Gadus morhua</i>	Kabeljauw	Mj	12	D	BZ	BZ/BF/C	Op			I	X	X							
<i>Limanda limanda</i>	Schar	Mj	11	B	B	B/BF	Op				X	X							
<i>Merlangius merlangus</i>	Wijting	Mj	11	D	B	BF	Ob		H	T	X	X				X			
<i>Pleuronectes platessa</i>	Schol	Mj	5	B	B	B	Op		H		X	X				X			
<i>Psetta maxima</i>	Tarbot	Mj		B		BF	Op				X	X							
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Griet	Mj	11	B	BZ	BF	Ob				X	X							
<i>Solea solea</i>	Tong	Mj	7	B	BZ	B	Op		H	I	X	X	X			X	X		
<i>Atherina presbyter</i>	Grote koomaarvis	Ms	7	P	P	P/B	Ov				X								
<i>Belone belone</i>	Geep	Ms		P		F					X	X							
<i>Chelon labrosus</i>	Diklipharder	Ms		D		De	Op				X	X							
<i>Ciliata mustela</i>	Vijfdradige meun	Ms	12	B	BZ	B	Op		H	T	X	X							
<i>Cyclopterus lumpus</i>	Snotolf	Ms		B		BZ	Og				X	X							
<i>Dasyatis pastinaca</i>	Pijlstaartrog	Ms		B		B					X								
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Ansjovis	Ms	9	D	BF	P	Op				X	X				X			
<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	Lozano's grondel	Ms	10	B	BZ	B/BZ	Og				X								
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprot	Ms	11	P	P	P	Op				X	X	X			X	X		
<i>Trisopterus luscus</i>	Steenbolk	Ms	7	D	B	B/BF	Op				X	X	X			X	X		
<i>Abramis brama</i>	Brasem	F		B	P	B	Ov			T			X	X	X		X	X	X
<i>Alburnus alburnus</i>	Alver	F		P	P	O	Ov						X	X					
<i>Barbatula barbatula</i>	Bermpje	F		P		B	Og		H	I					X				
<i>Blicca bjoerkna</i>	Kolblei	F		D	P	O	Ob			T			X	X	X		X	X	X
<i>Carassius carassius</i>	Kroeskarper	F		P	BZ	O	Ov		H	T			X	X			X	X	
<i>Cobitis taenia (H1149)</i>	Kleine modderkruiper	F		B	B	B	Ov								X				X
<i>Cottus gobio (H1163)</i>	Rivierdonderpad	F		B		B	Og						X	X					
<i>Esox lucius</i>	Snoek	F		D	BZ	VF	Ov	F	F/H	I			X	X	X		X	X	X
<i>Gobio gobio</i>	Riviergrondel	F	10	B	B	B	Ov								X				X
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Pos	F		B	BZ	B	Ov		H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lampetra planeri (H1096)</i>	Beekprik	F		D	P	-	Ob								X				
<i>Leuciscus delinatus</i>	Vetje	F		P		B	Og								X				
<i>Leuciscus cephalus</i>	Kopvoorn	F		P	BZ	O	Ov								X				
<i>Leuciscus idus</i>	Winde	F		P	BZ	BF	Ov		F	I			X	X	X		X	X	X
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Serpeling	F		P	B	B	Ob								X				
<i>Lota lota</i>	Kwabaal	F		B	B	F	Ob				X	X	X	X					
<i>Misgurnus fossilis (1145)</i>	grote modderkruiper	F		B	B	B	Ov		H	T			X	X	X		X	X	X
<i>Perca fluviatilis</i>	Baars	F		P	B	BF	Ov			T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elrits	F		P	B	B/V/H	Ob			I					X				
<i>Pungitius pungitius</i>	Tiendoomnige stekelbaars	F	1	D	BZ	B	Og	F	F/H	T			X	X	X		X	X	X
<i>Rhodeus sericeus (H1134)</i>	Bittervoorn	F		B	P	BZ	Og		F/H	T			X	X	X		X	X	X
<i>Rutilus rutilus</i>	Blankvoorn	F		P	O	O	Ov			T			X	X	X	X	X	X	X
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rietvoorn	F		P	O	O	Ov		H	T			X	X	X		X	X	X
<i>Siluris glanis</i>	Europese meerval	F		B	BZ	VF	Og	F	F	T			X	X	X		X	X	X
<i>Tinca tinca</i>	Zeelt	F		D	P	B	Ov								X				X
<i>Sander lucioperca</i>	Snoekbaars	F*		D	BZ	BF	Og			T						X	X	X	
<i>Carassius gibelio</i>	Giebel	F*		P		O	Ob												
<i>Cyprinus carpio</i>	Karper	F*		D		O	Ov												
<i>Lepomis gibbosus</i>	Zonnebaars	F*		P		B	Og												
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenboogforel	F*		P		O	Ob												
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blauwbandgrondel	F*		D		B	Ob												
<i>Arnoglossus laterna</i>	Schurftvis	M		B															
<i>Buglossidium luteum</i>	Dwergtong	M		B		B	Op												

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Piekmaand in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	Trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuiling gevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP Zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
<i>Callionymus lyra</i>	Pitvis	M		D		B	Op												
<i>Echiichthys vipera</i>	Kleine pieterman	M		B		BF	Op												
<i>Entelurus aequoreus</i>	Adderzeenaald	M		D		BZ	Os												
<i>Eutrigla gurnardus</i>	grauwe poon	M		D		B	Op												
<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	Hondstong	M		B															
<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	Heilbot	M		B															
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	grote zandspiering	M		D	Z	F	Ob												
<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Schelvis	M		D		O													
<i>Mullus surmuletus</i>	Mul	M		D		B	Op												
<i>Pollachius pollachius</i>	Pollak	M		D		F													
<i>Pomatoschistus pictus</i>	gevlekte grondel	M		B		B	Ob												
<i>Raja clavata</i>	Stekelrog	M		B															
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardien	M		P		P													
<i>Scomber scombrus</i>	Makreel	M		P		BF	Op												
<i>Trachinus draco</i>	Grote Pieterman	M		D			Op												
<i>Trachurus trachurus</i>	Horsmakreel	M		P		BF	Op												
<i>Trigloporus lastoviza</i>	Gestrepte poon	M		D		BF													
<i>Trisopterus minutus</i>	Dwergbolke	M		D		BF													

4.1.1 Belang

Vissen zijn zeer geschikt als toetsparameter omdat ze gevoelig zijn voor kwaliteitsveranderingen, gebruik maken van een groot aantal aspecten van het estuarium en een centrale rol innemen in het voedselweb. Het aanbod aan vis in het estuarium bepaalt mede de draagkracht van het estuarium voor de Gewone zeehond (*Phocavitulina*) en de Bruinvis (*Phocoenaphocoena*), beiden soorten uit de Habitatrichtlijn en voor een groot aantal piscivore vogels, waaronder een aantal soorten uit de Vogelrichtlijn zoals Zwartkopmeeuw (*Larus melanocephalus*), Grote stern (*Sternasandvicensis*), Visdief (*Sternahirundo*), Dwergstern (*Sterna albifrons*) en Fuut (*Podiceps cristatus*) (LNV, 2006).

Daarnaast bepaalt dit aanbod het rendement van de estuariene visserij en van de visserij in de Noordzee voor soorten waarvan de juvenielen in het estuarium opgroeien (kraamkamerfunctie van het estuarium). Vissoorten die ten minste een gedeelte van hun levenscyclus in het Schelde estuarium volbrengen en van commercieel belang zijn, zijn onder andere Spiering (*Osmeruseperlanus*), Haring (*Clupeaharengus*), Bot (*Platichthys flesus*), Sprut (*Sprattussprattus*), Schol (*Pleuronectes platessa*), Paling (*Anguilla anguilla*), Tong (*Solea solea*), Schar (*Limanda limanda*) en Zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) (Werkgroep Westerschelde, 2000; Breine 2009).

4.2 Rekenparameters en criteria voor Vissen

Met betrekking tot de implementatie van de Kaderrichtlijnwater zijn een aantal grondige studies uitgevoerd naar vissen als kwaliteitsindicatoren, ook voor Vlaanderen en Nederland (Breine et al., 2007; Kranenbarg en Jager, 2008; Speybroek et al., 2008; Breine, 2009). Deze studies hebben zich tevens gericht op de gebruikte methodieken in de ons omliggende landen en stellen indicatoren voor de verschillende zones binnen estuaria voor. Al deze studies besluiten dat evaluatie van de visgemeenschappen op basis van meerdere indicatoren moet gebeuren. Dit krijgt binnen deze evaluatiemethodiek invulling door te werken met enerzijds de intactness index, anderzijds te kijken naar de trends in aantal voor diverse soorten/groepen. De aanpak voor de

trends in aantallen zal verschillen voor de diverse zones in het estuarium. Vissen vormen enerzijds een zeer heterogene groep. Anderzijds verschilt ook de Nederlandse en Belgische beoordeling voor de KRW in meerdere opzichten. De Nederlandse methode maakt gebruik van ankerkuil en boomkor als vistuig en beoordeelt in principe het volledige estuarium. De Belgische methode gebruikt de dubbele schietfuis als vistuig en beoordeelt elke saliniteitszone apart. Daarnaast wordt maandelijks gedurende drie uur rond laagwater de vis van de roosters aan de koelwater inlaat van de kerncentrale in Doel gemonitord.

4.2.1 Intactness index

Een intactness index, gebaseerd op occurrence, wordt bepaald op niveau 3 (saliniteitszones). Hiervoor zijn referentiematrices vereist. Evalueren op basis van een abundance intactness index geniet wel de voorkeur, waarbij de gemiddelde abundance over een periode van zes jaar wordt beoordeeld. Door de grote verschillen in monsternamen strategie in het estuarium wordt voorlopig enkel het voorkomen van de soort opgenomen in de matrix, zesjaarlijks. Elke afname van de index is ongewenst.

4.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa

Voor deze evaluatiemethodiek op basis van aantallen, zullen een groot aantal soorten geselecteerd worden die hun waarde als sleutelsoort reeds bewezen hebben, echter wel specifiek voor iedere zone in het estuariene traject. We houden voorlopig rekening met de monitoringprogramma's aan beide zijden van de grens. Mogelijk kan in een later stadium een verdere harmonisatie doorgevoerd worden na vergelijking van de resultaten van de Vlaamse en de Nederlandse methoden, en bijsturing van de respectievelijke monitoringsprogramma's.

De lijst met sleutelsoorten/groepen dient nog opgesteld te worden.

4.2.3 Trends in exoten

De trend in het aantal soorten exoten wordt jaarlijks bepaald op niveau 3 (saliniteitszones) en elke toename is ongewenst. Daarnaast wordt de trend in biomassa aan exoten berekend en hier geldt evenzeer dat elke toename als negatief wordt beoordeeld.

4.3 Samenvatting en beoordeling Vissen

Voor deze evaluatie zijn referentiematrices en lijsten met sleutelsoorten vereist. Het opstellen van deze lijsten vormt geen onderdeel van de methodiek.

Tabel 4-2 Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Vissen

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	Occurrence intactness index mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt bepaald op niveau 3, gebruik makend van zesjaarlijkse data.
Exoten	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van de biomassa ook.
Sleutelsoorten	Een dalende trend is negatief

4.3.1 Toepassing in de T2009

Voor een evaluatie van de intactness is een vergelijkingsmatrix vereist. Deze is nog niet beschikbaar, zodat de intactness niet bepaald kan worden. Bij de opmaak van de T2009 kan wel de matrix van 2009 (T2009 matrix) opgesteld worden, evenals de matrix voor

eerdere periodes (bv 1991, 1997 en 2003) zodat de trend in intactness ten opzichte van het verleden wel gemaakt kan worden. In toekomstige rapportages zal steeds een intactness bepaald worden tov de dan opgestelde vergelijkingsmatrix, en ten opzichte van de T2009 matrix. Zo kan de evolutie ten opzichte van 2009 en ten opzichte van de ideale referentie gemaakt worden.

De lijst met sleutelsoorten dient opgesteld te worden. Dan kunnen de trends bepaald worden.

Trends in exoten kunnen bepaald worden.

4.3.2 Verklarende parameters

Een groot aantal abiotische parameters kan invloed hebben op de visgemeenschappen, maar door de diversiteit aan habitats, verblijfgebieden en voedingswijzes, kunnen veranderingen en/of verstoringen locale effecten hebben en specifieke soorten en/of groepen beïnvloeden. De meeste vissen blijken zeer gevoelig te zijn voor lage zuurstof concentraties (zie Waterkwaliteit, toetsparameter Zuurstof). Tot op zekere hoogte kunnen vissen ongunstige omstandigheden als hypoxische omstandigheden ontwijken, maar niet alle soorten zijn daar even succesvol in (vb. Bot). Wanneer gehele zones een lage zuurstofconcentratie kennen, zullen de residente soorten aldaar niet meer aan zuurstoftekort kunnen ontkomen. Voor trekvisseren betekent een hypoxische zone een barrière op hun trekroute, waardoor ze eventueel geschikt paa habitat niet kunnen bereiken en zich niet kunnen voortplanten. Een zeer gevoelige soort voor lage zuurstof concentraties is de Fint (*Alosa fallax*; Maes et al., 2008), tevens een 'Natura2000 soort' waarvoor instandhoudingsverplichtingen gelden. Andere soorten die sterk op zuurstof reageren zijn de Spiering en de Bot (Maes et al., 2005b; 2007). De watertemperatuur kan één van de oorzaken zijn van verslechterde zuurstof condities (zie Waterkwaliteit, verklarende parameter Temperatuur). Een structureel verhoogde temperatuur kan er tevens voor zorgen dat bepaalde inheemse 'koudwatersoorten' competitief minder scoren ten opzichte van frequent in de Schelde opduikende exoten, zoals soorten die populair zijn bij aquariumhouders of soorten die zijn aangevoerd via ballastwater. Temperatuur bepaalt eveneens de migratie- en paaiperiode voor vele soorten. Daardoor migreren en paaen soorten op verschillende tijdstippen. De Noord-Atlantische oscillatie (NAO, een maatstaf voor het verschil in luchtdruk tussen de depressie bij IJsland en het hogedrukgebied bij de Azoren) verklaart bijvoorbeeld een groot aandeel van de variatie in de samenstelling, abundantie en groei van juveniel mariene soorten tijdens hun estuariene residentieperiode (Attrill en Power, 2002). Variatie in het temperatuurverschil tussen het estuarium en de zee wordt hiervoor als mogelijk mechanisme aangegeven. Ook verontreinigingen kunnen een grote invloed hebben op de soortensamenstelling van de visgemeenschappen daar er tussen soorten grote verschillen in gevoeligheid bestaan voor verschillende toxische stoffen (zie Waterkwaliteit, toetsparameter Toxische stoffen).

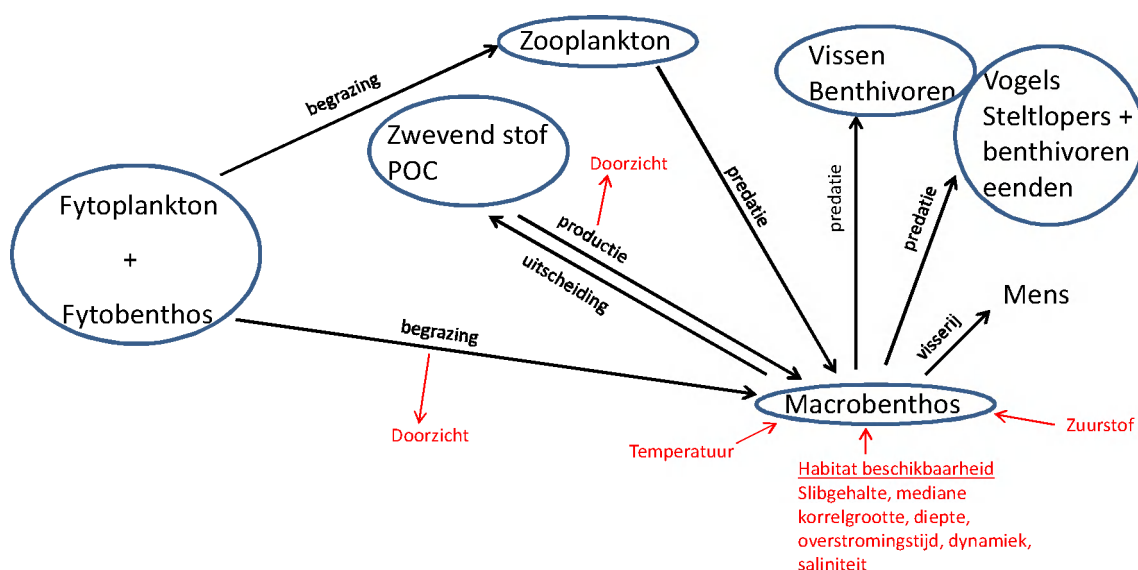
Verschillende vissoorten bezetten verschillende niches en zijn afhankelijk van een diversiteit aan biotopen voor het volbrengen van hun levenscyclus. Verschuivingen in het habitat aanbod kunnen leiden tot verschuivingen in de visgemeenschappen. Hierbij spelen eigenlijk alle habitat bepalende parameters een rol. Men kan er van uit gaan dat veranderingen in de saliniteit (Waterkwaliteit), bathymetrie, stroomsnelheid en/of dynamiek en bodemgesteldheid (Leefomgeving) grote effecten kunnen hebben op de aanwezige visgemeenschappen. Voor benthische en demerse soorten heeft de habitat areaal verdeling een grote invloed (Leefomgeving). Voor soorten die in verschillende levensstadia andere habitatbehoeften kennen is connectiviteit van essentieel belang. Dit geldt het sterkst voor trekvisseren, maar ook voor soorten die periodiek naar andere biotopen migreren om te foerageren of op te groeien. Barrières kunnen ontstaan door ongunstige fysisch-chemische omstandigheden maar ook door constructies als sluizen en waterwerken.

5 Benthos

5.1 Inleiding

Met het macrozoöbenthos, verder kortweg benthos genoemd, worden de bodemdieren (infauna + op het sediment aanwezige evertrebraten) van het zachte substraat met een bepaalde minimale grootte aangeduid (dieren die na het zeven van het sediment over een 1 mm grid op de zeef achter blijven). Deze definitie geldt voor de monitoring in het Schelde-estuarium voor zowel het Nederlandse (o.a. Sijm et al., 2009) als het Vlaamse (o.a. VMM, 2008) deel. In Vlaanderen wordt door de aanwezige oligochaeten gedomineerde fauna echter ook een zeef van 0.5 mm gebruikt, met als resultaat twee zeeffracties.

5.1.1 Belang



Figuur 5-1 Overzicht van de belangrijkste stofstromen (→) in het voedselweb rond het Macrozoöbenthos en de belangrijkste factoren (in rood) met invloed op of beïnvloed door het Benthos.

Het benthos vormt een belangrijke schakel in het estuariene voedselweb (Figuur 5-1). In het hoofdstuk Ecologisch Functioneren wordt de rol van benthos als voedsel voor hogere trofische niveaus uitgewerkt in toetsparameters, zonder in te gaan op de diversiteit aan soorten, levensstrategieën en voedingswijzes. Deze diversiteit betekent echter dat relaties met verschillende groepen in het voedselweb sterk zullen verschillen tussen de macrozoöbenthos-types. Evaluatie van de diversiteit is daarom niet enkel belangrijk omwille van de diversiteit in se, maar ook vanuit het ecologisch functioneren. Binnen Ecologisch Functioneren is daarom een toetsparameter Diversiteit opgenomen die expliciet verwijst naar Flora en fauna.

Het macrozoöbenthos leeft van de primaire productie in het systeem en het organische materiaal met de daarop levende micro-organismen. De filtrerende en/of suspensievoedende organismen vormen in grote delen van het estuarium de belangrijkste grazers van het fytoplankton. Over het algemeen bestaat veruit het grootste gedeelte van de biomassa aan filtrerende organismen uit schelpdieren (Bivalvia). Echter, andere groepen zoals zakpijpen (Ascidacea) kunnen lokaal ook een belangrijke rol spelen in de filtratie van de waterkolom. Zeker in het zoute en het brakke gedeelte van het systeem kan de biomassa aan filtrerende dieren hoog oplopen, waardoor ze de aanwezige biomassa aan fytoplankton behoorlijk kunnen reduceren. Dit heeft uiteraard

een groot effect op de troebelheid van het water, wat nog eens wordt versterkt doordat ook zwevende stof en detritus uit de waterkolom worden gefilterd en vastgelegd. Het lichtklimaat kan dus in grote mate worden bepaald door de aanwezigheid van schelpdieren. Ook spelen schelpdieren een belangrijke rol in de nutriënten turnover en het transport van voedingsstoffen van de waterkolom naar het bodem compartiment, waarbij opgenomen zwevend materiaal wordt uitgescheiden als (pseudo-) faeces in de directe omgeving van de schelpdieren. Hiermee kan dan ook worden gesteld dat de pijl van uitscheiding van partikels in Figuur 5-1 meer naar de bodem dan naar de waterkolom verloopt. Naast een effect op het fytoplankton en de zwevende stof, hebben de filtrerende organismen een effect op het zoöplankton, wat eveneens als voedsel kan dienen. Dit betekent dat het filtrerende macrozoöbenthos enerzijds door de reductie van het fytoplankton wel het lichtklimaat kan verbeteren, maar anderzijds de begrazing van het fytoplankton door zoöplankton indirect enigszins kan beperken. Een andere belangrijke groep binnen het macrozoöbenthos wordt gevormd door de detritivoren. Met name in met nutriënten verrijkte, troebele, maar ecologisch verarmde systemen, kunnen zij de gemeenschappen domineren. Het grootste gedeelte van de detritivoren bestaat uit wormachtigen, polychaeten dan wel oligochaeten, afhankelijk van de systeem kenmerken. Een groot gedeelte van het macrozoöbenthos speelt ook een belangrijke rol in het biologisch actief maken/houden van de bodem door turbatie-activiteiten die kunnen zorgen voor aëratie en/of het opbreken van het substraat. Andere belangrijke groepen binnen het macrozoöbenthos zijn de kleine schaaldieren (Crustacea) en slakken (Gastropoda), waaronder naast detritivoren en enkele filtrerende soorten, een groot aantal omnivoren, herbivoren en predatoren. Ook binnen de polychaeten bevindt zich een groot aantal omnivoren en predatoren. Het onderscheiden van soorten(groepen) aan de hand van hun voedingswijze is niet eenvoudig, daar veel soorten kunnen wisselen tussen voedingswijzes. Zo zijn bijvoorbeeld veel schelpdieren facultatief filtrerend dan wel detritivoor of omnivoor, waarbij ze eenvoudig kunnen schakelen onder bepaalde omstandigheden. Een groot aantal aan omnivoren en herbivoren kan de begrazing van het microfytobenthos en diatomeeën intensiveren waardoor (naast de turberende organismen) ook deze dieren indirect effect hebben op het vast leggen van substraat (een proces waarin bovengenoemde benthische algen en wieren een belangrijke rol spelen). Een speciale vorm van effecten op het substraat wordt geleverd door de 'eco-engineers' onder het macrozoöbenthos. Het betreft soorten die door massale sediment-fixatie en/of bankvorming de hoedanigheid van het milieu drastisch kunnen veranderen (waarbij zacht substraat-gemeenschappen soms zelfs geleidelijk kunnen overgaan in hard substraat-gemeenschappen). Hiermee gaan effecten op hydro- en morfodynamiek gepaard.

Door de hoge dichtheden en biomassawaarden die het macrozoöbenthos kan bereiken vormt het een belangrijke voedselbron voor grote aantallen vogels, vissen en eventueel zoogdieren, waarbij een groot aantal soorten specifiek gespecialiseerd zijn op bepaalde macrozoöbenthos-soorten of -groepen. Binnen de vissen valt een groep van benthivoren als specifieke macrozoöbenthos-predatoren te onderscheiden (Breine, 2009). Hieronder vallen soorten die prederen op crustaceeën, polychaeten en oligochaeten, maar bijvoorbeeld ook op de sifons van bivalven, hetgeen veel voorkomt bij platvissen. Een flink aantal benthivore soorten is niet strikt benthivoor, en vaak is er een onderscheid in voedingswijze tussen juvenielen en adulten. Onder de van macrozoöbenthos afhankelijke soorten vallen ook een aantal soorten die onder de habitatrichtlijn vallen, zoals de kleine modderkruiper *Cobitis taenia*, de rivierdonderpad *Cottus gobio*, de rivierprik *Lampetraplaneri* (specifiek de juvenielen foerageren op macrozoöbenthos) en de fint *Alosa fallax* (voornamelijk de adulten) (Vlaamse regering, 2001; LNV, 2006; Breine, 2009). Verder is een aantal commercieel belangrijke soorten waarop in het Schelde-estuarium wordt gevist, of die opgroeien in het Schelde-estuarium en waarop elders wordt gevist (zoals kabeljauw *Gadus morhua*, schol *Pleuronectes platessa*, tong *Solea solea* en schor *Limanda limanda*) afhankelijk van het macrozoöbenthos voor hun voedselvoorziening (LTV, 2000). Twee belangrijke groepen vogels in het Schelde-systeem richten zich qua voedselvoorziening grotendeels op het macrozoöbenthos.

Eenzijds zijn er de steltlopers, waaronder op bepaalde soorten gespecialiseerde soorten en een aantal generalisten. Inzake biomassa domineren de schelpdieren het voedselaanbod voor de steltlopers. Van het Schelde-estuarium is een belangrijke relatie gekend tussen het kokkelaanbod en de draagkracht van het systeem voor scholeksters (Rappoldtens, 2007), maar is ook bekend dat scholeksters ook foerageren in de brakke zones waar kokkels ontbreken (Rappoldtens, 2007), en dat sommige zich hebben gespecialiseerd in wormen eten (Van de Pol et al., 2010). De volgende steltloper soorten zijn tot op zekere hoogte afhankelijk van het macrozoöbenthos aanbod: scholekster *Haematopus ostralegus*, kluut *Recurvirostra avosetta*, bontbekplevier *Charadrius hiaticula*, strandplevier *Charadrius alexandrinus*, zilverplevier *Pluvialis squatarola*, goudplevier *Pluvialis apricaria*, kanoetstrandloper *Calidris canutus*, drieteenstrandloper *Calidris alba*, bonte strandloper *Calidris alpina*, rosse grutto *Limosa lapponica*, wulp *Numenius arquata*, tureluur *Tringa totanus*, zwarte ruiter *Tringa erythropus*, groenpootruiter *Tringa nebularia* en steenloper *Arenaria interpres*. Voor deze soorten werden instandhoudingsdoelstellingen opgesteld in het kader van Natura2000 (Alkyon, 2006). Verder zijn er de benthivore eenden die voornamelijk foerageren op kleine schaaldieren en slakken. In het brak-zoute gedeelte zijn dat voornamelijk de bergeend en de slobbeend (Van Roomen et al., 2007; Van Dijk et al., 2010). In het zoet-brakke gedeelte houden zich vooral in de winter substantiële populaties aan eenden op die over het algemeen als overwegend herbivoor dan wel omnivoor worden aangeduid. Van een aantal is er echter aangetoond, of zijn er zeer sterke vermoedens, dat zij in dit gedeelte van het Schelde-estuarium specifiek op oligochaeten foerageren, die daar zeer abundant aanwezig zijn. Het gaat om wintertaling, krakeend en tafeleend (Van den Bergh et al., 2005 en 2009; Van Ryckegem et al., 2006). Alle genoemde eendensoorten zijn overigens Vogelrichtlijnsoorten (Vlaamse regering, 2000; LNV, 2006). De mens kan dit voedselweb aanzienlijk beïnvloeden door schelpdiervisserij. Momenteel wordt er alleen commercieel op kokkels (*Cerastoderma edule*) gevestigd en dit slechts in jaren dat na een evaluatie voldoende biomassa wordt aangetroffen, waarbij een aantal gebieden sowieso voor visserij zijn gesloten (LTV, 2000). In de praktijk betekent dit dat er in de Westerschelde na 2005 niet meer commercieel op kokkels is gevestigd (Kesteloo et al., 2009).

5.2 Rekenparameters en criteria voor benthos

5.2.1 Intactness index

Een referentiematrix dient opgesteld te worden voor een abundance intactness index evaluatie. Bij het opstellen van de referentiematrix dient nagegaan te worden welk schaalniveau het meest relevant is. Vermoedelijk zijn matrices op niveau drie (per saliniteitszone) het meest aangewezen.

Met de referentiematrix kan een intactness (abundance) index bepaald worden. De trend in deze index zal beoordeeld worden, niet de index waarde op zich. Ook wordt de trend ten opzichte van de T2009 matrix bepaald.

5.2.2 Sleutelsoorten: trends in biomassa

Diverse benthische organismen spelen een sleutelrol; de kokkel is een mooi voorbeeld. Opvolgen van de biomassa van sleutelsoorten is essentieel: een lijst met sleutelsoorten dient nog opgesteld te worden. Trends worden berekend per compartiment niveau 3. Een dalende trend wordt negatief beoordeeld.

5.2.3 Trends in exoten

De trend in het aantal soorten exoten wordt jaarlijks bepaald op niveau 3 (saliniteitszones) en elke toename is ongewenst. Daarnaast wordt de trend in biomassa

aan exoten berekend en hier geldt evenzeer dat elke toename als negatief wordt beoordeeld.

5.3 Samenvatting en beoordeling benthos

Voor deze evaluatie zijn referentiematrices en lijsten met sleutelsoorten vereist. Het opstellen van deze lijsten vormt geen onderdeel van de methodiek.

Tabel 5-1 Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Benthos

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	Abundance intactness index mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt bepaald op niveau 3, gebruik makend van zesjaarlijkse gemiddelden.
Exoten	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van de biomassa ook.
Sleutelsoorten	Een dalende trend is negatief

5.3.1 Toepassing in de T2009

Voor een evaluatie van de intactness is een vergelijkingsmatrix vereist. Deze zal vermoedelijk niet beschikbaar zijn voor de T2009 rapportage, zodat de intactness niet bepaald kan worden. Bij de opmaak van de T2009 kan wel de matrix van 2009 (T2009 matrix) opgesteld worden, evenals de matrix voor eerdere periodes (bv 1991, 1997 en 2003) zodat de trend in intactness ten opzichte van het verleden wel gemaakt kan worden. In toekomstige rapportages zal steeds een intactness bepaald worden tov de dan opgestelde vergelijkingsmatrix, en ten opzichte van de T2009 matrix. Zo kan de evolutie ten opzichte van 2009 en ten opzichte van de ideale referentie gemaakt worden.

De lijst met sleutelsoorten dient opgesteld te worden. Dan kunnen de trends bepaald worden.

Trends in exoten kunnen bepaald worden.

6 Fytoplankton

6.1 Inleiding

Fytoplankton staat aan de basis van de voedselketen en is dus van cruciaal belang voor het ganse estuariene ecosysteem. De rol van het fytoplankton en van primaire productie wordt uitvoerig toegelicht bij de toetsparameter Algenbloei (Waterkwaliteit). We verwijzen dan ook naar dit hoofdstuk voor de nodige achtergrond informatie.

6.1.1 Belang

Het belang van fytoplankton als primaire producent wordt ook toegelicht bij de toetsparameter Algenbloei. Dit wordt bij Flora en fauna niet hernomen: hier wordt de diversiteit van het fytoplankton geëvalueerd. Ook voor fytoplankton is het immers van belang om die diversiteit op te volgen: diverse algensoorten kunnen verschillend reageren op verstoring, kennen verschillende toleranties. Ook de preferentie van predatoren voor algensoorten kan verschillen. Grondige verschuivingen in het soortenaanbod kunnen bijgevolg een invloed hebben op het functioneren van de voedselketen.

Verschuivingen in het soortenaanbod zijn niet ondenkbeeldig. De komst van exotische algen, of van nieuwe predatoren, kunnen een invloed hebben. Ook waterkwaliteit speelt een determinerende rol. Met de verbetering van de waterkwaliteit in de Zeeschelde, is de diatomeepopulatie geëvolueerd van vooral kleine soorten zoals *Cyclotella scaldensis* naar de grotere soorten zoals *Actinocyclus normanii*.

Binnen deze evaluatie zal daarom de diversiteit van het fytoplankton beoordeeld worden via een intactness index; de komst van exoten wordt afzonderlijk geëvalueerd. Daarnaast worden een aantal sleutelsoorten (of "sleutelgroepen") onder de loep genomen. Het is immers duidelijk dat bepaalde soorten (of soortsgroepen) een belangrijkere functie vervullen dan andere.

6.2 Rekenparameters en criteria voor fytoplankton

6.2.1 Intactness index

Een referentiematrix dient opgesteld te worden voor een occurrence intactness index evaluatie. Bij het opstellen van de referentiematrix dient nagegaan te worden welk schaalniveau het meest relevant is. Vermoedelijk zijn matrices op niveau drie (per saliniteitszone) het meest aangewezen.

6.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa

Een lijst met sleutelsoorten dient opgesteld te worden. Mogelijks worden in plaats van soorten, functionele groepen opgenomen. Van deze soorten of groepen wordt de trend in aantallen of biomassa bepaald, maandelijks op niveau 3 (saliniteitszones). Deze trends worden echter niet beoordeeld en maken geen onderdeel uit van de evaluatie van het fytoplankton. Ze vormen wel een onmisbaar gegeven als verklarende indicator bij onder andere Ecologisch functioneren of Waterkwaliteit. Trends in sleutelsoorten kunnen bijvoorbeeld inzicht verschaffen in de veranderende kwaliteit van het voedselaanbod. Door verschillen in lichtgevoeligheid of fotosynthetische efficiëntie van sleutelsoorten, kunnen de trends ook de interpretatie van veranderende P:B ratio's ondersteunen.

De trends in sleutelsoorten op zich beoordelen kan echter niet. Een stijging of daling van een sleutelsoort is afhankelijk van tal van factoren, en kan meestal niet eenvoudig als positief of negatief geëvalueerd worden. Een daling van een sleutelsoort kan namelijk als negatief beschouwd worden, als de daling het gevolg is van een achteruitgang van de waterkwaliteit. Als daarentegen de daling wordt veroorzaakt door een betere doorstroming in de voedselketen ten gevolge van toegenomen predatie, kan een daling wel positief zijn.

6.2.3 Trends in exoten

De trend in het aantal soorten exoten wordt jaarlijks bepaald op niveau 3 (saliniteitszones) en elke toename is ongewenst. Daarnaast wordt de trend in biomassa/aantallen exoten berekend en hier geldt evenzeer dat elke toename als negatief wordt beoordeeld.

6.3 Samenvatting en beoordeling Fytoplankton

Voor deze evaluatie zijn referentiematrices en lijsten met sleutelsoorten vereist. Het opstellen van deze lijsten vormt geen onderdeel van de methodiek.

Tabel 6-1 Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter fytoplankton

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	Occurrence intactness index mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt bepaald op niveau 3, gebruik makend van zesjaarlijkse gemiddelden.
Exoten	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van het aantal individuen/biomassa ook.
Sleutelsoorten	Er wordt geen evaluatie van de trend in sleutelsoorten uitgevoerd. De trends is wel belangrijk als verklarende parameter bij Waterkwaliteit en Ecologisch Functioneren.

6.4 Toepassing in de T2009

Voor een evaluatie van de intactness is een vergelijkingsmatrix vereist. Deze zal vermoedelijk niet beschikbaar zijn voor de T2009 rapportage, zodat de intactness niet bepaald kan worden. Bij de opmaak van de T2009 kan wel de matrix van 2009 (T2009 matrix) opgesteld worden, evenals de matrix voor eerdere periodes (bv 1991, 1997 en 2003) zodat de trend in intactness ten opzichte van het verleden wel gemaakt kan worden. In toekomstige rapportages zal steeds een intactness bepaald worden tov de dan opgestelde vergelijkingsmatrix, en ten opzichte van de T2009 matrix. Zo kan de evolutie ten opzichte van 2009 en ten opzichte van de ideale referentie gemaakt worden.

Trends in exoten kunnen wel bepaald worden, en trends in sleutelsoorten kunnen opgesteld worden maar dienen niet geëvalueerd te worden.

7 Zoöplankton

7.1 Inleiding

Zoöplankton, als schakel tussen primaire producenten of detritus en hogere trofische niveaus, is een essentiële parameter binnen het ecosysteem. Kort samengevat, vervult het zoöplankton in het pelagiaal een zelfde essentiële rol als het zoëbenthos op de slikken en schorren. Zoöplankton speelt daarom een belangrijke rol als verklarende parameter bij de communicatie-indicator Waterkwaliteit, Ecologisch functioneren en Leefomgeving. Zoöplankton krijgt bijgevolg dan ook ruime aandacht binnen een systeemmonitoring van de Schelde. In de Zeeschelde behoort de zoöplanktonmonitoring sinds halfweg de jaren negentig tot de standaard monitoring. In de Westerschelde wordt deze staalname kortelings ingevoerd.

7.1.1 Belang van zoöplankton

Het belang van het zoöplanktoncompartiment in de Schelde is drievoudig:

1. Het speelt een essentiële rol in het trofisch functioneren van het ecosysteem
2. De reactiviteit van de zoöplankton gemeenschap is indicatief voor het herstel in de (Zee)schelde
3. Het zoöplankton levert een belangrijke bijdrage aan de diversiteit in de Schelde

Hoewel het hoofdstuk Flora en fauna gericht is op een beoordeling van de diversiteit, wensen we hier alle bovenstaande items te bespreken. Zo wordt de info over zoöplankton samengebracht in 1 hoofdstuk en kan er in de andere hoofdstukken eenvoudig naar verwezen worden.

7.1.2 Rol zoöplanktongemeenschap in het trofisch functioneren

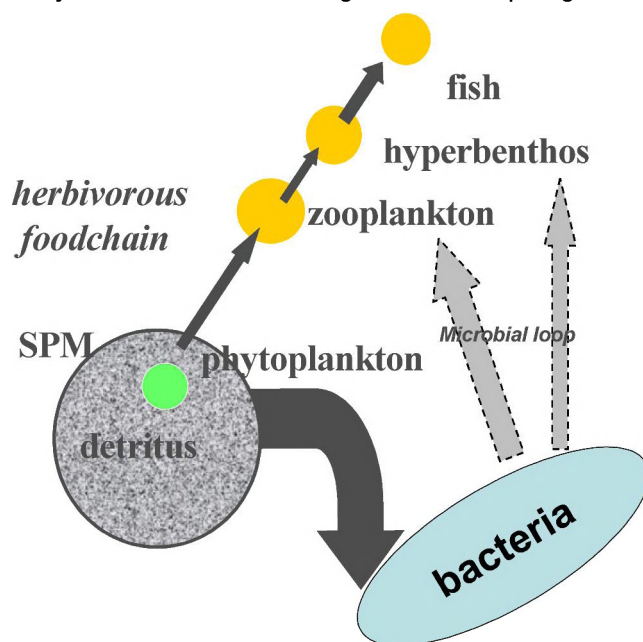
In de waterkolom van aquatische systemen vormt het zoöplankton de link tussen de primaire producenten (fytoplankton) en de hogere trofische niveaus (hyperbenthos, vissen). Omwille van dit belang wordt de evaluatie van zoöplankton aangewend als verklarende parameter bij Ecologisch Functioneren en Waterkwaliteit.

De trofische link gebeurt rechtstreeks voor het mesozoöplankton (copepoden, cladoceren) en onrechtstreeks via de microbiologische loop voor het microzoöplankton (rotiferen, ciliaten, heterotrofe flagellaten). In de Schelde (en andere Europese estuaria) is aangetoond dat, ondanks de hoge concentraties aan detritus, de dominante mesozoöplanktonorganismen zich inderdaad selectief met het fytoplankton, en voornamelijk met grote algensoorten (diatomeeën) voeden (Tackx et al., 2005). De efficiëntie van deze graasactiviteit (Gasparini et al., 1999) wordt echter wel beïnvloed door de verhouding fytoplankton/detritus en door de samenstelling van het fytoplankton. De selectieve voeding op fytoplankton is een belangrijke factor in het succes van de opbouw van zoöplanktonstocks. Zo zijn de copepoden uit de Gironde, (estuarium met een lage fytoplankton/detritus ratio) kleiner en lichter dan die uit de Schelde of de Elbe (Sautouren-Castel, 1995). De ratio fytoplankton/detritus is één van de karakteristieken die wordt beïnvloed door verscheidene natuurlijke en beleidsbeïnvloede factoren (debiet (controle), geomorfologie, baggerwerken, waterzuivering enz.).

Het belang van de zoöplankton-stock als voedselbron voor hyperbenthos en vissen is in de Westerschelde duidelijk aangetoond (Fockedeyen Mees, 1999). Zo vormt de copepodenstock in het brakwatergebied de belangrijkste component van het voedsel van haring en sprat. Er zijn aanwijzingen dat - in de herfst en de winter - deze vissoorten

gelimiteerd zijn in hun voeding vanwege een beperkte zoöplanktonstock (Maes et al., 2005).

Bij dominantie van kleinere fytoplanktonsoorten is de fytoplanktonbiomassa minder opneembaar door het mesozöplankton, wat de detritus-productie bevordert. Gezien het belang van de rotiferen-populatie in de Schelde, mag worden verwacht dat een link tussen de microbiële loop en hogere trofisch niveau (in dit geval mesozöplankton, hyperbenthos, vis) zal worden gehandhaafd, maar hoe dan ook zal dit de efficiëntie van de transferten verminderen (minstens één trofisch niveau meer, Figuur 7-1). Het risico op een sterkere uiting van de negatieve gevolgen van eutrofiëring is niet uitgesloten. Het simultaan monitoren en evalueren van fyto –en zoöplankton-populaties is dus noodzakelijk om deze ontwikkeling te kunnen opvolgen.



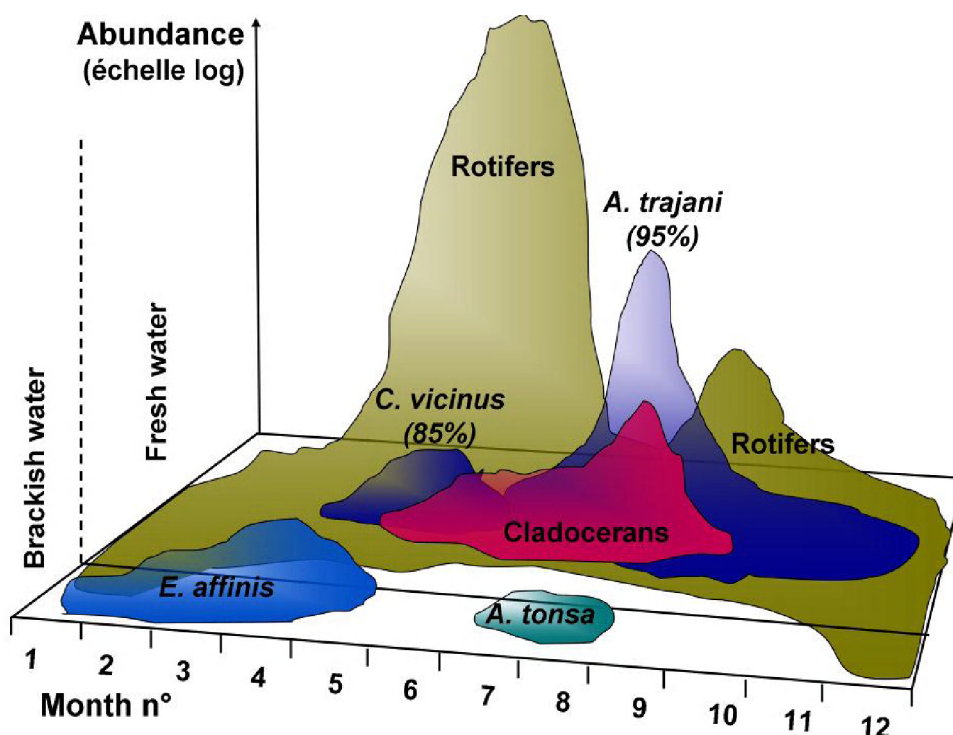
Figuur 7-1 Trofische transferten in het pelagiaal

7.1.3 Reactiviteit van zoöplankton op de restauratie van de Schelde

De zoöplanktongemeenschappen in de Schelde vertonen een gradiënt in functie van de saliniteit. Voor wat betreft het mesozöplankton domineren in het zout- en brakwatertraject copepoden, in het zoetwatertraject cladoceren en enkele copepodesoorten. Voor wat het microzoöplankton betreft, treft men over de gehele gradiënt rotiferen aan, in het marien- brakwater gedeelte aangevuld met tintiniden.

De OMES zoöplankton (Figuur 7-2) monitoring sinds 1996 in het brak- zoetwatertraject (tussen km 57,5 en 155) heeft aangetoond dat de zoöplanktongemeenschap 'reageert' op de wijzigingen die in het estuarium hebben plaatsgevonden. Waar voorheen (1980 - 1990) geen of weinig zoöplankton (en hyperbenthos) aanwezig was vanaf Antwerpen en stroomopwaarts (Soetaert en Van Rijswijk, 1993; Sautour en Castel, 1995), wordt sinds de aanvang van de monitoring een toename van de zoöplankton-abundantie (zowel voor copepoden, cladoceren als rotiferen in het zoetwatertraject waargenomen (Tackx et al., 2004; Azemar, 2007). Deze abundantie toename betreft één à twee grootte - orden (van 10-tallen naar duizenden ind./l voor rotiferen, van enkele naar tientallen ind./l voor copepoden en cladoceren). In het brakwater-gedeelte (tussen km 57,5 en 78,5) zijn de abundanties van rotiferen vrij constant gebleven, en die van copoden iets afgenomen. Dit komt doordat de copepode *E. affinis* de bulk van zijn populatie verplaatst van het brak naar het zoetwater, waarschijnlijk ten gevolge van een verbetering van de waterkwaliteit, met name van de zuurstofconcentratie in het zoetwatertraject (Appeltans, et al., 2003). Het feit dat de populatiepiek van deze soort in ander estuaria meer in het in

zoetwatertraject wordt gevonden, gaf eerder aanleiding tot de hypothese dat *E. affinis* in de Schelde 'gevlucht' was naar het brakwater, vanwege de zeer lage zuurstofconcentratie rond Antwerpen gedurende de jaren 1980 –'90. (Soetaert en van Rijswijk, 1993; Sautour en Castel, 1995). De soort wordt heden ten dage meer en meer waargenomen in het hele zoetwatertraject, en blijkt dus inderdaad haar saliniteitsoptimum terug in te nemen (Appeltans et al., 2003). Deze migratie naar het zoetwatertraject zou dus de ontwikkeling van haring en sprot in stroomafwaarts verder kunnen limiteren (zie hoger). *E. affinis* is immers momenteel nog sterk dominant in het zout/brakwatergebied, en een alternatieve prooi met een vergelijkbare nutritieve waarde is dus niet zogauw beschikbaar. Omwille van het belang van *E. affinis*, wordt deze opgenomen als sleutelsoort.



Figuur 7-2 Vereenvoudigde voorstelling van de zoöplankton spatio-temporele distributie in de Zeeschelde (naar Azémar, 2006).

7.1.4 De diversiteit van het zoöplanktoncompartiment

Voor het door OMES gemonitorde traject (km 57,5 – km 155) zijn momenteel zoöplankton taxa gekend (55 rotifera; 16 copepoda en 31 cladocera), waarvan 96 tot op soortsniveau gedetermineerd. In het zoutwatertraject zijn een 13–tal mesozöplankton soorten gekend, voornamelijk copepoden (Soetaert en van Rijswijk, 1993). Als dusdanig vertegenwoordigt het zoöplankton een belangrijke bijdrage tot de biodiversiteit van het dierlijk leven in de Schelde (zie ook communicatie-indicator Diversiteit Soorten). Deze diversiteit kan in de toekomst (in één of andere richting) beïnvloed worden door een aantal factoren:

- De bovengenoemde natuurlijke of beleids - beïnvloede factoren zoals debiet, ratio fytoplankton/detritus enz., die de ontwikkelingsomstandigheden voor diverse soorten op diverse wijze beïnvloeden.
- De bovenbeschreven 'herpopulatie' van het transectgebied brak-zoetwater, die de interacties binnen het zoöplanktoncompartiment zeker zal doen toenemen (competitie, predatie, associatie).
- De reeds waargenomen invoer (en standhouding) van exotisch soorten in het estuarium (Azémar et al., 2006). Deze factor is onvermijdelijk in een druk bevaren estuarium als de Schelde. Momenteel is bijvoorbeeld de uitheemse ribkwal

(*Mnemiopsis leidyi*) reeds waargenomen in de monding en een verdere uitbreiding ligt voor de hand. De vestiging van deze soort kan catastrofale gevolgen hebben voor het ganse ecosysteem. Inzicht in de ontwikkeling van deze exoten is een conditio sine qua non om eventueel maatregelen te kunnen nemen.

7.2 Rekenparameters en criteria voor zoöplankton

7.2.1 Intactness index

Een referentiematrix dient opgesteld te worden voor een occurrence intactness index evaluatie. Bij het opstellen van de referentiematrix dient nagegaan te worden welk schaalniveau het meest relevant is. Vermoedelijk zijn matrices op niveau drie (per saliniteitszone) het meest aangewezen.

7.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa

Een lijst met sleutelsoorten dient opgesteld te worden. Tot deze lijst behoort zeker *Eurythemora affinis*, mogelijk ook nog andere soorten. Trends worden berekend per compartiment niveau 3, per maand (winterhalfjaar) of tweemaal per maand (zomerhalfjaar).

E. affinis: de totale biomassa bepaald door vermenigvuldiging van de aantallen per m³ met het gewogen soortelijke gewicht (mg ADW/individu).

Totale biomassa: Voor zoöplankton wordt bij ontbreken van een goede sleutelsoortenlijst, en voor het gebruik als verklarende parameter, ook de totale biomassa bepaald. Voor deze worden de dichtheden per soort per m³ bepaald, waarna voor alle soorten (met uitzondering van *E. affinis*) een vaste omrekenfactor naar ADW (asvrijdrooggewicht) wordt gehanteerd. Voor *E. affinis*, wordt het soortelijk gewicht in ADW bepaald via weging.

De trends in *E. affinis* en de totale biomassa aan zoöplankton zijn afhankelijk van tal van factoren. Een stijging kan het gevolg zijn van betere waterkwaliteit en beter voedselaanbod (bv meer diatomeeën), maar kan evenzeer voorkomen als de populatie predatoren sterk afneemt. Een stijging of daling kan dus niet eenduidig als positief of negatief beoordeeld worden. Daarom worden de trends in sleutelsoorten niet opgenomen bij de evaluatie van het zoöplankton. De trends zijn echter wel van groot nut als verklarende parameter en zijn daarom opgenomen in de evaluatiemethodiek. Voor de eenvoud wordt dit hier bij Flora en fauna weergegeven; vanuit de andere piramides kan hierheen verwezen worden.

7.2.3 Trends in exoten

De trend in het aantal soorten exoten wordt jaarlijks bepaald op niveau 3 (saliniteitszones) en elke toename is ongewenst. Daarnaast wordt de trend in biomassa/aantallen exoten berekend en hier geldt evenzeer dat elke toename als negatief wordt beoordeeld.

7.3 Samenvatting en beoordeling Zoöplankton

Voor deze evaluatie zijn referentiematrices en lijsten met sleutelsoorten vereist. Het opstellen van deze lijsten vormt geen onderdeel van de methodiek.

Tabel 7-1 Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter zoöplankton

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	Occurrence intactness index mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt bepaald op niveau 3, gebruik makend van zesjaarlijkse gemiddelden.
Exoten	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van het aantal individuen/biomassa ook.
Sleutelsoorten	Er wordt geen evaluatie van de trend in sleutelsoorten uitgevoerd. De trends is wel belangrijk als verklarende parameter bij Waterkwaliteit en Ecologisch Functioneren.

7.3.1 Toepassing in de T2009

Voor een evaluatie van de intactness is een vergelijkingsmatrix vereist. Deze zal vermoedelijk niet beschikbaar zijn voor de T2009 rapportage, zodat de intactness niet bepaald kan worden. Bij de opmaak van de T2009 kan wel de matrix van 2009 (T2009 matrix) opgesteld worden, evenals de matrix voor eerdere periodes (bv 1991, 1997 en 2003) zodat de trend in intactness ten opzichte van het verleden wel gemaakt kan worden. In toekomstige rapportages zal steeds een intactness bepaald worden tov de dan opgestelde vergelijkingsmatrix, en ten opzichte van de T2009 matrix. Zo kan de evolutie ten opzichte van 2009 en ten opzichte van de ideale referentie gemaakt worden.

Trends in exoten kunnen wel bepaald worden, en trends in sleutelsoorten kunnen opgesteld worden maar dienen niet geëvalueerd te worden.

8 Vegetatie

8.1 Inleiding

Met vegetatie doelen we op de macrofyten die groeien op de schorren in het estuarium. Er bestaan weliswaar ook macrofyten die leven in de waterkolom zelf, maar in het Schelde-estuarium ontbreekt deze groep vooralsnog. Zeegrassen zouden een onderdeel van deze evaluatiemethodiek kunnen uitmaken, wanneer het om een evaluatie van een random estuarium zou gaan. Momenteel vinden we nauwelijks zeegrassen in het Schelde-estuarium, hun belang in het Schelde-ecosysteem is dan ook te verwaarlozen. Ook de evaluatie van macroalgen in het estuarium hoort thuis in een hoofdstuk over vegetatie. Macroalgen echter spelen, in verhouding tot het fytoplankton en het microfytobenthos, een geringe rol in het Scheldesysteem, met name door het geringe doorzicht in het systeem en de hoge dynamiek (Brys et al., 2005; Altenburg et al., 2007). Macroalgen worden daarom niet specifiek in de huidige Evaluatiemethodiek MONEOS meegenomen, maar het is mogelijk dat in de toekomst dient te worden geconcludeerd dat hun rol in het systeem te groot is geworden, om er in de evaluatie aan voorbij te gaan. Het links laten liggen van de macroalgen hangt ook samen met het momenteel ontbreken van een afdoend monitoringsprogramma.

8.1.1 Belang

Macrofyten vormen de structurerende levensvorm op de schorren van het Schelde-estuarium. De soortensamenstelling en productie bepalen in belangrijke mate het belang en functie van de schorren in het ecosysteem. Hierbij speelt het areaal van de schorren (en vegetatietypes), structurele habitatkwaliteit (topografische index, connectiviteit) en de biologische habitatkwaliteit (vegetatiediversiteit en de verdeling van de vegetatiezones of ecotopen) een rol. Deze elementen worden reeds aan bod in Leefomgeving. Voor de evaluatie van de vegetatiebinnen Flora en fauna ligt de klemtoon op de soortendiversiteit (aan de hand van een intactness index), exoten en sleutelsoorten (waaronder de beoordeling van habitatrichtlijnsoorten).

8.2 Rekenparameters en criteria voor Vegetatie

8.2.1 Intactness index

Een intactness index gebaseerd op voorkomen (occurrence) wordt bepaald op niveau 3 (saliniteitszones) zesjaarlijks. Dit geeft een eenvoudige maat voor de floristische samenstelling in relatie tot de goede referentiesituatie. De praktische toepassing bij de T2009 zal uitwijzen of een opdeling volgens schortype meer aangewezen is. De onderscheiden schortypes zijn dan de zoute, brakke en zoetwaterschorren. De zoute en brakke schorren (pioniersvegetaties (Salicornia en slijkgrasvegetaties) en hogere schorren vallen binnen de habitattypes (1310, 1320, 1330). Brakke zeebiesvegetaties zijn ook pioniersvegetatie maar worden beoordeeld onder habitatype 1330. De typische zoetwaterschorren worden enkel als hoogschor in de climaxtoestand gerekend tot een natura2000 habitatype 91E0 (subtype wilgenvloedbos).

Het aantal soorten wordt in de Zeeschelde bepaald aan de hand van de soortenlijsten gemaakt op basis van de vegetatie-opnames; in Nederland zijn streeplijsten voorhanden. Om een eenduidige herhaling van de soortenrijkdom te krijgen in de verschillende monitoringsjaren moet echter gekozen worden voor een gelijk aantal opnames per klasse de opzet van de streeplijsten (NL) en de proefvlakken (VL) moet geëvalueerd worden als methode voor het opvolgen van de intactness. Door het gebruik van vegetatie-opnames kan in Vlaanderen ook de intactness index gebaseerd op abundance betrokken worden

in de evaluatie. Het eventueel toevoegen van deze meer kwalitatieve maatstaf (en de mogelijkheid om deze eventueel ook in Westerschelde toe te passen) kan nader onderzocht worden bij de opmaak van de referentiematrix en de T2009.

Een hoge score voor de intactness index staat garant voor een grote soortenrijkdom aan typisch estuariene soorten. Een daling van de intactness wordt negatief beoordeeld. De soortenrijkdom staat onder andere in relatie tot de grootte van het schorgebied en de monitoringsinspanning. De keuze van de ligging van de vegetatieopnames kan in belangrijke mate de uitkomst van de diversiteitsbeoordeling beïnvloeden. Daarom is het belangrijk enkel de plots te kiezen die random stratified bepaald zijn per segment niveau 3, per ecotoop/habitatype.

Daarnaast weerspiegelt de intactness ook de schorkwaliteit en een afname in het aantal soorten kan veroorzaakt worden door uniformisering (vegetatiediversiteit neemt af door successie, door bv. minder reliëfverschillen). Soortentoe name ten gevolge exoten wordt hierbij niet in rekening gebracht, deze worden afzonderlijk beoordeeld.

8.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa

Een lijst met sleutelsoorten dient opgesteld te worden. Trends worden berekend per schortype, zesjaarlijks.

8.2.3 Trends in exoten

De trend in het aantal soorten exoten wordt zesjaarlijks bepaald per schortype; elke toename is ongewenst. Daarnaast wordt de trend in abundantie aan exoten berekend en hier geldt evenzeer dat elke toename als negatief wordt beoordeeld.

8.3 Samenvatting en beoordeling Vegetatie

Voor deze evaluatie zijn referentiematrices en lijsten met sleutelsoorten vereist. Het opstellen van deze lijsten vormt geen onderdeel van de methodiek.

Tabel 8-1 Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter zoöplankton

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	Occurrence intactness index mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt zesjaarlijks bepaald op niveau 3.
Exoten	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van de abundantie ook.
Sleutelsoorten	Een daling van het aantal sleutelsoorten is ongewenst.

8.3.1 Toepassing in de T2009

Voor een evaluatie van de intactness is een vergelijkingsmatrix vereist. Deze is misschien nog niet beschikbaar, zodat de intactness niet bepaald kan worden. Bij de opmaak van de T2009 kan wel de matrix van 2009 (T2009 matrix) opgesteld worden, evenals de matrix voor eerdere periodes (bv 1991, 1997 en 2003) zodat de trend in intactness ten opzichte van het verleden wel gemaakt kan worden. In toekomstige rapportages zal steeds een intactness bepaald worden ten opzichte van de dan opgestelde vergelijkingsmatrix, en ten opzichte van de T2009 matrix. Zo kan de evolutie ten opzichte van 2009 en ten opzichte van de ideale referentie gemaakt worden.

Trends in exoten kunnen wel bepaald worden, en trends in sleutelsoorten kunnen opgesteld worden maar dienen niet geëvalueerd te worden.

8.3.2 Verklarende parameters

Verschillende factoren en processen beïnvloeden de floristische samenstelling en diversiteit van schorgebieden. In het estuarium spelen hierin saliniteit en het hydrologisch regime (duur en frequentie overstroming en de drainage) een voornamelijk rol. De zoutinvloed deelt in het estuarium de schorren op in drie groepen: de zoutwaterschorren, brakwaterschorren en de zoetwaterschorren. Deze schortypen verschillen niet enkel in soortensamenstelling maar ook in vegetatiestructuur. Zo ontbreekt in het zoute en brakke deel de bos/struweelclimax. Het overspoelingsregime (duur en frequentie) bepalen sterk de schorecopen onderbouw, dus de vegetatiezonering en beïnvloeden indirect ook de geomorfologie van de schorren (kreken, komgronden, oeverwallen etc.). Een morfologische diversiteit resulteert doorgaans in sterke variatie in bodemtextuur, aëratie potentieel, waterhuishouding en nutriëntenbeschikbaarheid. De waterstanden en saliniteit bepalen mede de uitkomst van de ecopenkaart. Naast de dominante en sturende invloed van beide parameters zijn er eveneens verschillende andere factoren die de kwaliteit van de schorren en floristische samenstelling en diversiteit beïnvloeden. Deze worden behandeld in het thema Leefomgeving. Het gaat over de oppervlakte, breedte en reliëf van de schorren.

9 Literatuur

Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Van Hove, D., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A., Meire, P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium. Report Ecosystem Management Research Group ECOBE, 05-R82. Universiteit Antwerpen: Antwerpen, Belgium, 249 pp.

Alkyon (2006). Plaatmorfologie Westerschelde; Veranderingen in de plaatmorfologie van de Westerschelde en de gevolgen voor het steltloperhabitat. Onderzoeksrapport A1774, Alkyon Hydraulic Consultancy & Research, 42 pp.

Altenburg, W., Arts, G., Baretta-Bekker, J.G., Van den Berg, M.S., Van den Broek, T., Buskens, R.F.M., Bijkerk, R., Coops, H., Van Dam, H., Van Ee, G., Evers, C.H.M., Franken, R., Higler, B., Ietswaart, T., Jaarsma, N., De Jong, D.J., Joosten, A.M.T., Klinge, M., Knoben, R.A.E., Kranenbarg, J., Van Loon, W.M.G.M., Noordhuis, R., Pot, R., Twisk, F., Verdonchot, P.F.M., Vlek, H., Wolfstein, K., Backx, J.J.G.M., Beers, M.C., Buijse, A.D., Duursema, G., Fagel, M., De Leeuw, J., Van der Molen, J.N. (2007). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA): Utrecht, Nederland, 375 pp.

Appeltans, W., M. Tackx, S. Van Damme, A. Hannouti, K. Soetaert, F. Fiers, N. Daro & P. Meire, (2003). Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium The Netherlands): The distribution of *Eurytemora affinis*: effect of oxygen? *Journal of Plankton Research*, 11: 1441-1445.

Attrill, M.J., Power, M. (2002). Climatic influence on a marine fish assemblage. *Nature* 417: 275-278.

Azémar, F., S. Van Damme, P. & M. Tackx, 2006. New occurrence of *Lecane decipiens* (Murray, 1913) and some other alien rotifers in the Schelde estuary (Belgium). *Belgian Journal of Zoology* 137: 75 -83.

Azémar, F. 2007. Zooplancton dans l'estuaire de l'Escaut (Belgique /Pays bas): systématique et écologie. Thèse Université Paul Sabatier

Breine, J. (2009). Fish assemblages as ecological indicator in estuaries: the Zeeschelde (Belgium). Doctoraten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.T.2009.1) Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Brys, R., Ysebaert, T., Escaravage, V., Van Damme, S., Van Braeckel, A., Vandevoorde, B., Van den Bergh, E. (2005). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de KRW: afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en/of MEP in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de – overeenkomstig de KRW – ontwikkelde beoordelingssystemen voor biologische kwaliteitselementen. Eindrapport VMM.AMO.KRW.REFCOND OW. Instituut voor natuurbehoud IN.O. 2005.7, 178 pp.

Certain, G.; O. Skarpaas; J-W. Bjerke; E. Framstad; M. Lindholm; J-E. Nilsen; A. Norderhaug; E. Oug; H-C. Pedersen; A-K. Schartau; G.I. van der Meeren; I. Aslaksen; S. Engen; P-A. Garnåsjordet; P. Kvaløy; M. Lillegård; N.G. Yoccoz & S. Nybø. 2011. The Nature Index: A general framework for synthesizing knowledge on the state of biodiversity. *PLoS ONE* 6 (4): e18930

Costanza, R., R. d'Arge, R.S. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton and M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253–260

Fockedey, N., Mees, J. (1999). Feeding of the hyperbenthic mysid *Neomysis integer* in the maximum turbidity zone of the Elbe, Westerschelde and Gironde estuaries. *Journal of Marine Systems* 22: 207-228.

Gasparini, S., Castel, J., Irigoien, X. (1999). Impact of suspended particulate matter on egg production of the estuarine copepod, *Eurytemora affinis*. *Journal of Marine Systems* 22: 195-205.

Gibbons, P., S.V. Briggs, D. Ayers, J. Seddon, S. Doyle b, P. Cosier. 2009. An operational method to assess impacts of land clearing. *Ecological Indicators* 9: 26–40.
Isbell, F., V. Calcagno, A. Hector et al. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477: 199-U96.

Kranenbarg, J., Jager, Z. (2008). Maatlat vissen in estuaria; KRW watertype O2. Rapportage Reptielen Amfibieën Vissen Onderzoek Nederland (RAVON), Projectnummer P2008-86, 36 pp.

Kesteloo, J.J., Van Zweeden, C., Poelman, M., Jansen, J.M. (2009). Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2009. Rapport C087/09, Wageningen IMARES, 46 pp.
Lamb, E.G., E. Bayne, G. Holloway, J. Schieck, S. Boutin, J. Herbers and D.L. Haughland, 2009. Indices for monitoring biodiversity change: are some more effective than others?. *Ecol. Indic.*, 9: 432–444.

LNV (2006). Natura 2000 gebied 122 – Westerschelde & Saeftinghe. Gebiedendocument november 2006.

LTV (2000). Situatieschets visserij Schelde estuarium. Nota in het kader van de langetermijnvisie Schelde estuarium. 10 pp.

Maes, J., Tackx, M., Soetaert, K. (2005a). The predation impact of juvenile herring *Clupea harengus* and sprat *Sprattus sprattus* on estuarine zooplankton. *Hydrobiologia* 540: 225-235.

Maes, J., Belpaire, C., Breine, J., Goemans, G. (2005b). Vissen als gezondheidsindicatoren voor de toestand van het Zeeschelde-ecosysteem. *Water Nieuwsbrief* 17: 1-7.

Maes, J., Stevens, M., Breine, J. (2007). Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 75: 151-162.

Maes, J., Stevens, M., Breine, J. (2008). Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. *Hydrobiologia*. 602: 129-143.

Meininger, P.L., Witte, R.H., Graveland, J. (2003). Zeezoogdieren in de Westerschelde: knelpunten en kansen. Rapport RIKZ/2003.041, 72 pp.

Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-Being: Global Assessment Reports (Island Press, Washington, DC, 2005).

Nielsen, S.E., E.M. Bayne, J. Schieck, J. Herbers and S. Boutin. 2007. A new method to estimate species and biodiversity intactness using empirically derived reference conditions. *Biol. Conserv.*, 137: 403–414.

Rappold, C., Ens, B.J. (2007). Scholeksters en de verruiming van de Westerschelde. Modelberekeningen voor de periode 1992-2015 aan het effect van de voorgenomen verruiming van de vaargeul op het aantal scholeksters. *EcoCuves rapport 5, SOVON-onderzoeksrapport 2007/03*, Haren, 57 pp.

Reza, M.I.H. & S.A. Abdullah. 2011. Regional Index of ecological integrity: a need for sustainable management of natural resources. *Ecological Indicators* 11: 220-229.

Reijnders, P.J.H. (1986). Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature* 324: 456-457.

Sautour, B., Castel, J. (1995). Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries. *Hydrobiologia* 311: 139-151.

Scholes, R.J. and R. Biggs. 2005. A biodiversity intactness index. *Nature*, 434: 45–49.

Sisternans, W.C.H., Hummel, H., Bergmeijer, M.A., Blok, D., Engelberts, A.G.M., De Witte-Dek, L., Dekker, A., Hartog, E., Van Hoesel, O.J.A., Kleine Schaars, L., Markusse, M.M. (2009). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het Voor- en najaar van 2008. Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. Monitor Taskforce Publication Series 2009 – 05.

Soetaert, K., and Van Rijswijk, P. 1993. Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 97: 47-59.

Speybroek, J., Breine, J., Vandevoorde, B., Van Wichelen, J., Van Braekel, A., Van Burm, E., Van den Bergh, E., Van Thuyne, G., Vyverman, W. (2008). KRW doelstellingen in Vlaamse getijrivieren. Afleiden en beschrijven van typespecifiek maximaal ecologisch potentieel en goed ecologisch potentieel in een aantal Vlaamse getijrivier-waterlichamen vanuit de – overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water – ontwikkelde relevante beoordelingssystemen voor een aantal biologische kwaliteitselementen. Rapport INBO; INBO.R.20908.56. 153 pp.

Tackx, M., N. De Pauw, R. Van Mieghem, F. Azémar, A. Hannouti, S. Van Damme, F. Fiers, N. Daro & P. Meire, 2004. Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands. Spatial and temporal patterns. *Journal of Plankton Res.* 26 : 133-141.

Tackx, M., Azémar, F., Boulêtreau, S., De Pauw, N., Bakker, K., Sautour, B., Gasparini, S., Soetaert, K., Van Damme, S., Meire, P. (2005). Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands: long-term trends in spring populations. *Hydrobiologia* 540: 275-278.

Van den Bergh, E., Ysebaert, T., Meire, P. (2005). Water bird communities in the Lower Zeeschelde: long-term changes near an expanding harbour. *Hydrobiologia* 540: 237-258.

Van den Bergh, E. (2009). Evolutie van het totaal aantal watervogels langs de Zeeschelde sinds 1991. *Schelde Nieuwsbrief* 61: 1-3.

Van de Pol, M., Brouwer, L., Ens, B.J., Oosterbeek, K., Tinbergen, J.M. (2010). Fluctuating selection and the maintenance of individual and sex-specific diet specialization in free-living oystercatchers. *Evolution* 64: 836-851.

Van Dijk, A.J., Boele, A., Hustings, F., Koffijberg, K., Plate, C.L. (2010). Broedvogels in Nederland in 2008. SOVON-monitoringrapport 2010/01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Van Ryckegem, G., De Regge, N., Van den Bergh, E. (2006). Voedseleecologie en gedrag van overwinterende watervogels langs de Zeeschelde; een methodologische studie. INBO.R 2006.2B. Instituut voor Natuur/ en Bosonderzoek, Brussel, 115 pp.

Van Roomen, M., Van Winden, E., Koffijberg, K., Van den Bremer, L., Ens, B., Kleefstra, R., Schoppers, J., Vergeer, J.-W., SOVON Ganzen- en Zwanenwerkgroep, Soldaat, L. (2007). In Nederland in 2005/2006. SOVON-monitoringrapport 2007/03, Waterdienst-rapport BM07.09. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Vlaamse regering (2001). Speciale beschermingszones in Vlaanderen in uitvoering van de Europese Richtlijn 92/43/EEG (Habitatrichtlijn); SBZ – H, Beslissing van de Vlaamse regering van 4 mei 2001, Overzicht van de habitats en soorten per Habitatrichtlijngebied, 49 pp.

VMM (2008). Biologische beoordeling van de natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige oppervlaktewaterlichamen in Vlaanderen conform de Europese Kaderrichtlijn Water. Rapport Vlaamse Milieumaatschappij, 76 pp.

Witte, R.H. (2001). De functie van de Westerschelde voor zeezoogdieren; kansen en bedreigingen voor met name de gewone zeehond en bruinvis. Rapportage Bureau Waardenburg, Rapport 01-116, 74 pp.

Ecologisch functioneren

1 Inleiding

Er kunnen grote discussies gevoerd worden over de vereisten van wanneer een systeem ecologisch goed functioneert. Ecologisch functioneren is een titel die een zeer brede lading dekt. Dit omvat biochemische aspecten zoals het cycleren van nutriënten en het afbreken van een organische vracht, maar ook het voltooien van de levenscyclus van diverse organismen. Alle aspecten van het ecologisch functioneren binnen dit hoofdstuk evalueren is niet mogelijk en ook niet wenselijk. Het ecologisch functioneren zit immers verweven in diverse andere piramides. Logisch ook, want deze evaluatiemethodiek vertrekt vanuit de LTV doelen en zoekt naar toetsparameters vanuit het functioneren van het ecosysteem. Het ecologisch functioneren op zich wordt dan wel niet geëvalueerd in andere piramides, de voorwaarden voor het vervullen van een aantal belangrijke functies vormen de basis van de evaluatie en zijn opgenomen in diverse toetsparameters. *Waterkwaliteit*, de diversiteit aan habitats in *Leefomgeving* en de soortenrijkdom in *Flora en fauna* bewaken het goed ecologisch functioneren. Enkele voorbeelden:

Doortrekfunctie voor vis: Een aantal vissoorten heeft het estuarium nodig om te kunnen migreren van zoet naar zout water of omgekeerd. De waterkwaliteit is voor de doortrekfunctie een essentieel gegeven. Criteria voor zuurstof zijn afgeleid in functie van onder andere vismigratie. Bij de verklarende parameter Temperatuur gaat ook de nodige aandacht naar migratie. Indien gewaakt wordt over het vermijden van fysische barrières die de doortocht belemmeren, zijn belangrijke voorwaarden voor migratie vervuld. Helaas valt het evalueren van fysische migratieknelpunten tussen het estuarium en het bekken buiten de scope van dit rapport. Wel wordt in *Plaat- en geulsysteem* gewaakt over de open verbinding met de Noordzee.

Paai- en kinderkamerfunctie: De voortplantings- en opgroeimogelijkheden van aquatische soorten, in het bijzonder vissoorten en garnaal, vereist naast een goede waterkwaliteit ook specifieke habitats (die niet altijd even goed gekend zijn). Basisvereisten worden, waar mogelijk, opgenomen in de piramide *Leefomgeving*, en worden vertaald naar gewenste oppervlaktes van diverse habitattypes (bv laagdynamisch areaal).

Foerageergebied voor vogels: Hiervoor zijn naast geschikte waterkwaliteit diverse habitatvereisten van groot belang. Het gaat hier om de beschikbare oppervlakte van bepaalde habitats, de tijd dat soorten kunnen foerageren, de helling van het gebied, de bodemsamenstelling etc. etc. Al deze aspecten vormen de basis voor de evaluatiecriteria bij *Leefomgeving*.

Biochemische functies: Het estuarium kan beschouwd worden als een bioreactor waarin allerlei ongewenste stoffen worden omgezet of verwijderd vooraleer ze in de kustwateren terecht komen. Andere stoffen worden gerecycleerd. Dit valt voor een groot deel onder de waterkwaliteitsvereisten. Zo wordt bv aandacht besteed aan de recycling van silicium via de rekenindicatoren DSi, ICEP-DSi en ICEP-TSi. Een ander aspect, filtratie door schelpdieren, is heel specifiek en krijgt in deze piramide over *Ecologisch Functioneren* extra aandacht.

Diversiteit: ofschoon er nog relatief weinig bekend is over de betekenis van biodiversiteit voor ecosysteemfuncties wordt algemeen gesteld dat een goede diversiteit essentieel is voor het vervullen van alle ecosysteemfuncties. Het is ook vanuit die optiek dat het hoofdstuk *Flora en fauna* invulling heeft gekregen. Een intactness index moet waken over het soortenpalet om alle niches te vullen. Hierbij wordt intactness verkozen boven klassieke diversiteit. Exoten kunnen immers bijdragen tot de soortendiversiteit, maar het

is onvoldoende duidelijk of zij ook eenzelfde functionele diversiteit verzekeren. Naast deze intactnessindex die het gehele soortenpalet evalueert, worden de sleutelsoorten die een essentiële functie vervullen binnen het ecosysteem, afzonderlijk opgenomen en geëvalueerd.

Voedselketen: Een uiterst belangrijke functie betreft de doorstroming van energie door de verschillende trofische niveaus, met andere woorden en vereenvoudigt gesteld: komt de voedselpiramide, of beter het voedselweb, tot haar recht? Aan de basis van de voedselketen wordt zonne-energie door plantaardige organismen benut om CO₂ om te zetten tot organisch materiaal; dit proces heet primaire productie. De gevormde koolstofhoudende verbindingen vormen het voedsel voor de organismen die de plantaardige levensvormen begrazen (secundaire productie). De grazers zijn op hun beurt prooi voor grotere dieren, en zo strekt de doorstroming van energie zich uit over verschillende niveaus. Het is een vereiste van goed ecologisch functioneren dat die energiedoorstroming niet op een of ander niveau blijft stikken. Dit zou immers betekenen dat een hele groep soorten verstoken blijft van energie. De eerste stap in de voedselketen, deze van primaire producten (algen) naar secundaire producenten staat centraal bij de beoordeling van de toetsparameter *Algen* in de piramide *Waterkwaliteit*. De verhouding primaire productie/biomassa algen (P:B ratio) is immers indicatief voor de doorstroming van de energie. Een hoge ratio betekent een goede doorstroming van energie.

De secundaire producenten in de waterkolom, het zoöplankton, vormen de schakel tussen de primaire producenten en de hogere trofische niveaus. Het belang van deze groep voor het ecologisch functioneren wordt binnen *Waterkwaliteit* uitvoerig toegelicht, waar het werd opgenomen als verklarende parameter.

Doorstroming van energie vormt ook het uitgangspunt bij de evaluatie van benthische algen in de piramide *Leefomgeving*. Door het ontbreken van een goede dataset (in het bijzonder gegevens over benthische productiviteit) is deze evaluatie echter zeer beperkt. De doorstroming van energie naar hogere niveaus, zowel voor ongewervelde bodemdieren (macrozoöbenthos), vis als vogels zit niet vervat in andere piramides en vormt het uitgangspunt in deze piramide over *Ecologisch functioneren*. Deze drie groepen (macrozoöbenthos, vis, vogels) vormen immers de speerpunten van ecologisch belang.

1.1 Werkwijze: Ecologisch functioneren

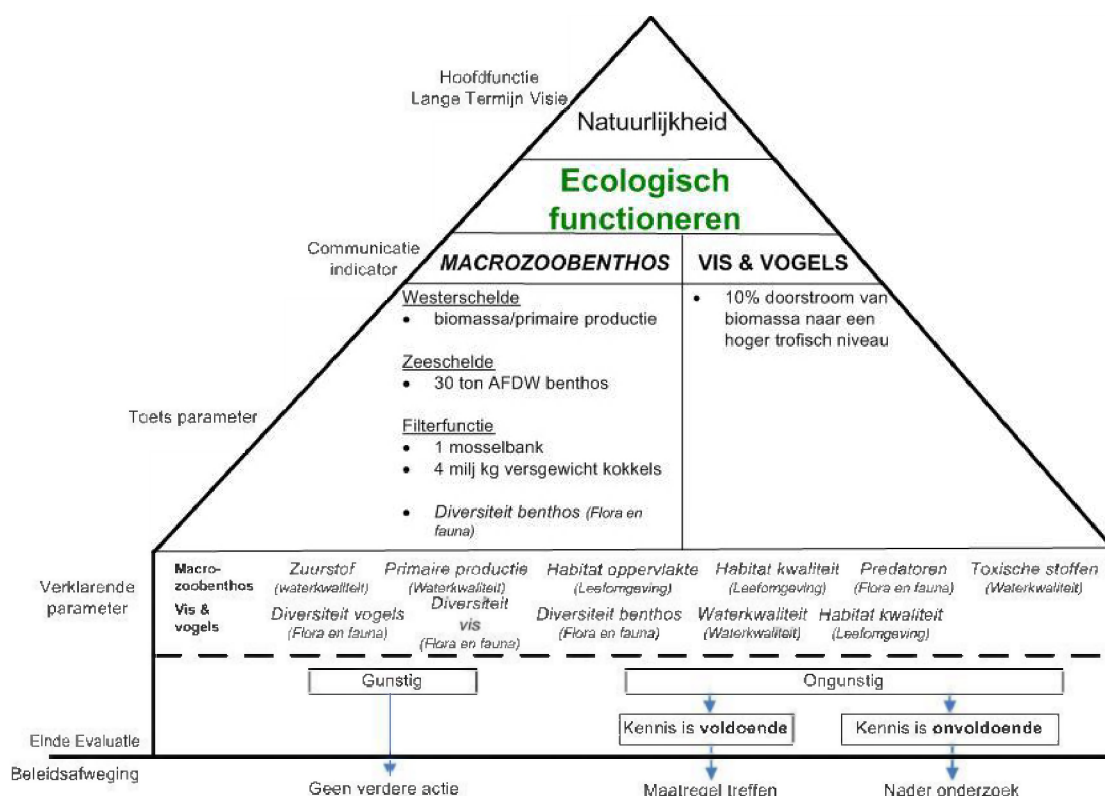
Vertrekpunt van deze methodiek vormt de doorstroming van energie in de voedselketen. Dit is ook de afbakening die de geïntegreerde systeemmonitoring Moneos maakt. Uiteraard is ecologisch functioneren meer dan het kijken naar de voedselketen alleen; andere aspecten van het ecologisch functioneren vormen daarom een basis voor het opstellen van andere piramides.

In deze piramide wordt gezocht naar geschikte parameters om het functioneren van de voedselketen, namelijk doorgeven van energie vanuit primaire producten naar hogere trofische niveaus, te evalueren. De hoogste trofische niveaus kunnen als indicator bestempeld worden voor dit ecologisch functioneren, omdat ze aan het einde van de ganse keten staan. In de piramide Flora en fauna worden daarom ook trends in aantallen voor een reeks sleutelsoorten aan de top van de voedselketen geëvalueerd. Het succes van deze soorten wijst erop dat de energie die de primaire producenten vastleggen goed kan doorstromen naar de top. Echter, het succes van de hoogste trofische niveaus wordt ook bepaald door tal van andere factoren, zoals habitatkwaliteit, waterkwaliteit of predatie. Daarom zijn ze minder geschikt om de doorstroming van energie te evalueren. Bovendien willen we de ganse keten beter in beeld brengen, om bij problemen sneller te achterhalen waar het mis loopt. Daarom wordt naar verschillende stappen in de voedselketen gekeken.

Het vastleggen van zonne-energie door pelagische algen en de transfer naar het zoöplankton wordt geëvalueerd in de toetsparameter *Algenbloei*. Omwille van de wisselwerking tussen algenbloei en de fysicochemische waterkwaliteit, wordt deze toetsparameter ondergebracht in de piramide Waterkwaliteit, als belangrijke component van de biologische waterkwaliteit. Ook de verklarende parameter *Zoöplankton* is om dezelfde reden bij waterkwaliteit ingedeeld: zoöplankton is immers sterk afhankelijk van de waterkwaliteit, maar heeft zelf ook, door begrazing van het fytoplankton, een determinerende invloed op die waterkwaliteit.

Omwille van beperkingen in de beschikbare data kan voor fyto-benthos niet dezelfde benadering gevolgd worden als voor fytoplankton. De P:B-ratio is hier onvoldoende geschikt om de energiedoorstroming naar macrozoöbenthos te evalueren. De ratio en de chl a concentratie worden hier als verklarende parameters berekend. Macrozoöbenthos, dat bovendien niet louter van fyto-benthos afhankelijk is, wordt daarom niet bij Leefomgeving geëvalueerd maar vormt het startpunt in de evaluatie van de voedselketen binnen *Ecologisch Functioneren*. **Macrozoöbenthos** vormt daarom de eerste toetsparameter binnen deze piramide (Figuur 1-1).

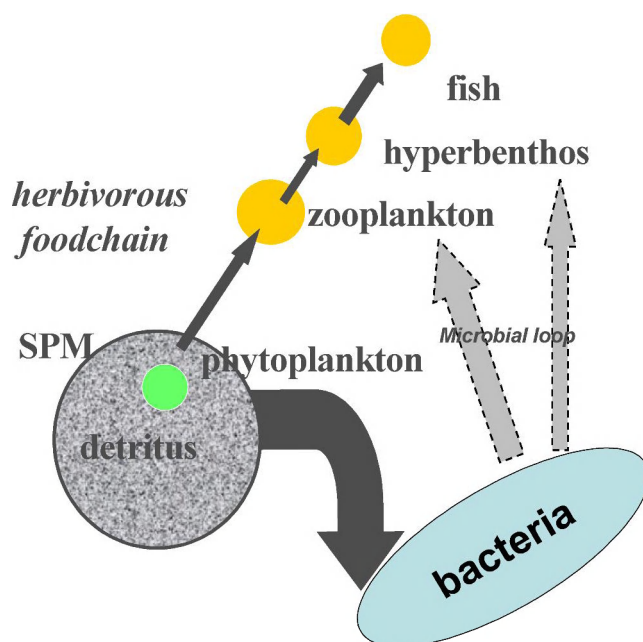
De verdere doorstroming van energie van de secundaire producenten, zowel benthische als pelagiale, naar hogere trofische niveaus is een zeer complex geheel. Soms gaat dit via een lange keten, maar andere predatoren voeden zich rechtstreeks op plankton. Alle stromen naar de diverse organismen ontwaren, valt niet te vatten met een paar parameters. In deze piramide wordt daarom de totale doorstroming van secundaire producten naar alle hogere niveaus samen beschouwd. Deze hogere niveaus worden beperkt tot bepaalde **vis- en vogelgroepen**, uitgewerkt in de toetsparameter



Figuur 1-1: Schematische weergave Communicatie-indicator Ecologisch functioneren

Een deel van de primaire productie (en deels ook secundaire productie) stroomt niet door binnen de hierboven beschreven voedselketen (Figuur 1-2). Het belandt via heterotrofe flagellaten en ciliaten in de zogenaamde microbiële loop. Bij dominantie van kleinere fytoplanktonsoorten is de fytoplanktonbiomassa minder opneembaar door het mesozoöplankton, wat de detritus-productie bevordert. Gezien het belang van de

rotiferen-populatie in de Schelde, mag worden verwacht dat een link tussen de microbiële loop en hogere trofisch niveaus (in dit geval mesozöoplankton, hyperbenthos, vis) zal worden gehandhaafd, maar hoe dan ook zal dit de efficiëntie van de transfersen verminderen. Het risico op een sterkere uiting van de negatieve gevolgen van eutrofiëring is niet uitgesloten. Het simultaan monitoren van fyto –en zoöplankton-populaties is dus noodzakelijk om deze ontwikkeling te kunnen opvolgen. Als verklarende parameter is zoöplankton opgenomen in deze methodiek. Voor het uitwerken van toets- en rekenparameters met bijhorende criteria om de microbiële loop te evalueren, is echter nog onvoldoende kennis voorhanden.



Figuur 1-2: Trofische transfersen in het pelagiaal (uit Meire & Maris, 2008)

1.2 Ruimtelijk en temporeel bereik

Omwille van de belangrijke verschillen in het functioneren, krijgen Westerschelde en Zeeschelde voor sommige rekenparameters een verschillende benadering. Dit wordt bij de parameters in kwestie duidelijk beschreven.

Het Schelde-ecosysteem is een dynamisch ecosysteem, dat van nature schommelingen kent in productiviteit, bijvoorbeeld ten gevolge van klimatologische omstandigheden. Deze schommelingen kunnen zich snel doorvertalen naar biomassa's in primaire en secundaire producenten. Effecten op hogere niveaus laten meestal langer op zich wachten. Omwille van deze schommelingen, wordt hier voorgesteld om steeds te werken met jaarlijks voortschrijdende zesjaarlijkse gemiddelden voor benthos, zoöplankton, vis en vogels. Enkel voor zoöplankton in de Westerschelde, waarvan de monitoring tot op heden onbestaande was, kan met jaarlijkse gemiddelden worden gerekend totdat de monitoring een tijdspanne van zes jaar of meer heeft overbrugd.

2 Toetsparameter: Macrozoöbenthos

2.1 Inleiding

Macrozoöbenthos, hierna kort 'benthos' genoemd, is relatief immobiel, waardoor een estuarium als voor benthos als een gesloten systeem kan worden beschouwd. Voor primaire productie kan de Westerschelde als gesloten systeem beschouwd worden omwille van de relatief hoge verblijftijden. De Zeeschelde daarentegen, ontvangt een vracht primaire productie vanuit het bekken (bovenstrooms) die redelijk snel kan doorstromen.

2.2 Belang van benthos voor het voedselweb

Het belang van benthos als essentiële schakel in de voedselketen is overduidelijk. Voornamelijk in ondiepe gebieden is kan het macrobenthos een belangrijke impact hebben op de biomassa van fytoplankton. Daarnaast is het macrobenthos een belangrijke bron van voedsel voor vogels en vissen in het systeem.

2.3 Rekenparameters en criteria voor Marcozoöbenthos

Omwille van de hierboven vermelde verschillen in het systeem, zullen voor Westerschelde en Zeeschelde (inclusief de tijgebonden zijrivieren) verschillende rekenparameters uitgewerkt worden. De achterliggende gedachte blijft echter wel gelijk voor beide delen van het estuarium.

2.3.1 Westerschelde: macrobenthische biomassadichtheid – pp

Herman et al. (1999) vonden via een inter estuariene vergelijking een verband dat het dynamisch evenwicht tussen macrobenthische biomassaproductie (per eenheid van oppervlakte) en systeemgemiddelde primaire productie beschrijft. Deze verhouding kan zonder probleem op de Westerschelde worden toegepast, met volgend criterium als gevolg:

*In de Westerschelde moet de macrobenthische biomassadichtheid (ADW_{mb} , in $g AFDW.m^{-2}$) zich verhouden tot de primaire productiedichtheid (PP , in $g C.m^{-2}.j^{-1}$) volgens de vergelijking: $ADW_{mb}=1,5+0,105*PP$*

Afwijking naar beneden van deze trend indiceert in principe onevenwicht waarbij ofwel de macrobenthische biomassa achter blijft bij de aantallen (ook wel verworming of onevenwicht tussen detritivoren en filterende organismen), of dat de totale productie van het macrozoöbenthos achter blijft bij de productie van het systeem, wat vooral kan duiden op invloeden van verontreinigingen, anaerobie, zwevend stof en/of lange retentietijden en geringe circulatie (het laatste zal in het Scheldesysteem, behalve zeer lokaal, nauwelijks een rol spelen). Afwijking naar boven geeft aan dat het systeem mogelijk tegen overbegrazing door benthos zit.

Deze rekenparameter dient enkel in de Westerschelde bepaald te worden. De toetsing van dit criterium is in de BEQI index vervat en is in detail en met toepassingen uiteengezet in Van Hoey et al. (2007). We verwijzen daarom naar deze publicatie voor alle praktische details.

2.3.2 Zeeschelde: 30 ton AFDW aan benthos

In de Zeeschelde moet jaargemiddeld in intergetijdengebied minstens 30 ton AFDW (= Ash Free Dry Weight ofwel asvrij drooggewicht) aan benthos aanwezig zijn, waarvan minstens 2 ton per saliniteitszone (waarbij de zoete zone nog verder wordt opgedeeld in een zone met korte en met lange verblijftijd). De onderbouwing en berekening van dit criterium spruit voort uit de methode die hierna wordt samengevat. De methode vormt de kern van deze rekenparameter, niet het resultaat van 30 ton.

Met het begrip draagkracht als centraal concept is voor de Zeeschelde een methode uitgewerkt om te bepalen hoeveel hectare slikgebied nodig is in een estuarium (Adriaenssen et al., 2005). Deze instandhoudingsdoelstelling ging uit van relaties tussen benthos, fytoplankton en waterkwaliteit. Een bekkenmodel (Billen et al., 2005), met eraan gekoppeld een estuarien model, werd gebruikt om de waterkwaliteit van verschillende scenario's te reconstrueren:

- een ongerept scenario waarin werd aangenomen dat het hele bekken met woud was bedekt zonder menselijke aanwezigheid,
- scenario's waarin de maatschappelijke ontwikkelingen waren vervat van vijfjaarlijkse perioden gaande van 1950 tot 2000 (gehanteerd als 'huidig' scenario),
- en een geïdealiseerd toekomstscenario (2015) waarin werd aangenomen dat aan alle Europese richtlijnen van goed landbouwbeleid is voldaan.

De waterkwaliteitsresultaten die voor elk van deze scenario's naar voor kwamen, maakten het mogelijk de overeenkomstige primaire productie te bepalen, in acht genomen de aanname dat het lichtklimaat een constante zou zijn (Tabel 2-1). Vervolgens werd aangenomen dat het trofisch verband tussen primaire productie en benthosbiomassa in de Zeeschelde constant is gebleven over de verschillende scenario's. Via extrapolatie van de relatie die voor de Westerschelde werd vooropgesteld (zie boven) werd de benthosbiomassa per eenheid van oppervlakte voor elk scenario worden bepaald (Tabel 2-1). Met inachtnaam van het beschikbaar habitatareaal voor elk scenario werden vergelijkingen opgesteld tussen de scenario's die aangaven waar relatieve tekorten waren in benthoshoeveelheden. De enige factor die nog nodig was om compensaties voor waargenomen tekorten te kunnen duiden, was te weten aan welk scenario een goede referentiestatus mocht toegekend worden. Als referentievoorwaarde werd vooropgesteld dat de waterkwaliteit (zuurstofconcentratie) de diversiteit van de estuariene aquatische fauna niet mocht aantasten. Responswaarden van soorten op zuurstof waren ruim genoeg voorradig in de wetenschappelijke literatuur om te kunnen vooropstellen welke de minimale behoeften zijn voor een goede zuurstofhuishouding. De vereisten voor zuurstof staan opgesteld in de piramide *Waterkwaliteit*. Voor elk scenario werd de waterkwaliteit afgetoetst aan de referentievoorwaarde. Voor de Zeeschelde kwamen het 'ongerepte' scenario en het '1950' scenario als geschikte referenties uit de bus. Voor deze scenario's was de waterkwaliteit geschikt voor een goede diversiteit, wat althans voor het ongerepte scenario logisch is. Omdat het beschikbaar areaal voor 1950 beter gekend is dan van het ongerepte scenario, wordt '1950' als referentie gehanteerd.

Voor de referentietoestand is een systeemgemiddelde benthosbiomassa van grofweg 30 ton wenselijk. Voor het huidige '2000' scenario, gekenmerkt door minder areaal maar grotere productie is slechts 25 ton voorradig. Er is bijgevolg een vijftal ton tekort, en dit tekort zal in het gestelde toekomstperspectief ('2015' scenario) verder toenemen. Monitoring zal moeten uitwijzen of dit ook zo zal gebeuren.

De berekening van de 30 ton is zeker voor verbetering vatbaar. Ze steunt op een modelmatige benadering van de benthosbiomassa. Los van de beperkingen van de gebruikte modellen zijn andere opmerkingen te plaatsen. Noch het subtidaal, noch de zijrivieren zijn bij de bepaling inbegrepen. De data die als validatie van de berekening moesten dienen, waren op het moment van de berekening niet geschikt. De validatie

moet dus nog gebeuren. Als besluit kan gesteld worden dat het heel goed mogelijk is dat het getal 30 ton in de toekomst zal wijzigen op basis van een nauwkeuriger bepaling. De methode van bepaling op zich blijft echter op hoofdlijnen geldig. Het verdient daarom de aanbeveling om, van de zodra de data beschikbaar zijn, de berekening over te doen en zo nodig het criterium te verfijnen. Momenteel heeft INBO reeds een verkennende berekening gedaan. De voorlopige resultaten blijken niet in tegenspraak te zijn met de voorgestelde 30 ton.

In afwachting van de validatie, wordt in de T2009 rapportage gewerkt met 30 ton AFDW aan benthos als criterium.

Tabel 2-1: Weergave rekenparameter

Parameter	Eenheid	1950	2000
System average primary production	(g Cm ⁻² y ⁻¹)	43,6	55,4
System average benthos production	(g AFDW.m ⁻² y ⁻¹)	3,1	4,3
Total system mudflat area	(ha)	985	592
Biomassa	(ton AFDW)	31	25

2.3.2.1 Berekeningswijze

De totale macrozoöbenthos biomassa in gram asvrijdrooggewicht (ADW) wordt bepaald door de organismen per locatie en per soort te verzamelen, 2 dagen te drogen bij 80 °C en 2 uur te verassen bij 560-580 °C, om zodoende rechtstreeks het gewicht te bepalen, dan wel door een vers- (FW) naar asvrijdrooggewicht-regressie per soort te bepalen (bij voorkeur gebruik van gegevens uit zelfde gebied en jaargetijde) en deze toe te passen op gemeten versgewichten (kan nodig zijn wanneer de organismen nog voor andere doeleinden worden gebruikt), dan wel door een lengte-gewicht-regressie per soort te bepalen (bij voorkeur gebruik van gegevens uit zelfde gebied en jaargetijde) en deze toe te passen op gemeten lengtes (wordt vaak bij schelpdieren toegepast omdat dit nauwkeuriger is dan een FW-ADW omrekening). Zie onder andere Sistermans et al. (2009). De totale macrozoöbenthos biomassa (mg ADW) wordt vervolgens berekend voor ieder monsterpunt. De totale biomassa per vierkante meter wordt vervolgens berekend per ecotoop/fysiotoop per spatiale eenheid die wordt geëvalueerd. De totale biomassa zal echter altijd worden geëvalueerd in combinatie met het bemonsterde oppervlak waarvoor de biomassa is bepaald.

Voor de validatie van het criterium, is de bepaling van systeem gemiddelde primaire productie vereist. Het betreft hier de netto primaire productie, bepaald op dezelfde wijze als voor de rekenparameter voor de Westerschelde.

2.3.3 Diversiteit benthos

Als er geen goede benthische diversiteit is in zowel Westerschelde als Zeeschelde, is het goed ecologisch functioneren niet verzekerd, ook al worden de bovenstaande criteria voor Westerschelde en Zeeschelde gehaald. Daarom wordt als randvoorwaarde een extra rekenparameter opgenomen: de voorwaarden voor een goede diversiteit moeten zijn vervuld in het gehele Schelde-estuarium, niet enkel in relatie met zuurstof, maar algemeen en volledig. Voor de beoordeling van deze rekenparameter wordt verwezen naar de piramide *Flora en fauna*. Als daar benthos positief beoordeeld wordt, is voldaan aan deze rekenparameter.

2.3.4 Filterfunctie

Binnen het benthos bekleden de zgn. filterfeeders een belangrijke rol. Hoofdzakelijk betreft het tweekleppige weekdieren die per individu een relatief hoge biomassa hebben. Niet alleen de mossel en de kokkel oefenen deze filterfunctie uit maar ook verschillende

andere soorten. Het is met de huidige kennis niet mogelijk de behoefte af te lijnen hoeveel filterfeeders nodig zijn voor ecologisch functioneren. Het is niet altijd zinnig om te verwachten dat een systeem dat door ingrepen totaal vertroebeld is kan hersteld worden door filterfeeders. Wel wordt vooropgesteld dat de filterfunctie wel degelijk in het estuarium moet vertegenwoordigd zijn. Immers, de filterfunctie garandeert een rechtstreekse doorstroming van fytoplanktonproductie naar hogere niveaus in de voedselketen. Het is aannemelijk dat door de afname van ondiepe gebieden en door de verhoging van de dynamiek de filterfunctie door benthos gaandeweg is afgenomen. Lokale luwtes die als belangrijke hotspots konden fungeren, zoals de Braakman, zijn verdwenen. Er bestaan aanwijzingen dat de troebelheid van het estuarium overhand is toegenomen. Indien deze trend verder zou gaan en steeds meer sediment gaat opwervelen, dan riskeren we dat de filterfunctie op een bepaald ogenblik zal ineen klappen. In de Eems is dit al gebeurd. Dit scenario moet te allen tijde vermeden worden. Daarom heeft het estuarium meer dan ooit behoefte aan een intense concentratie van filterfeeders die, al was het maar lokaal, die filterfunctie op zich in stand kunnen houden. Daartoe kunnen volgende criteria worden vooropgesteld:

- Er moet permanent minstens 1 mosselbank op natuurlijk substraat aanwezig zijn in het Schelde-estuarium.
- Er moeten minimaal 4 miljoen kg en bij voorkeur meer dan 8 miljoen kg versgewicht kokkels in de Westerschelde aanwezig zijn.

Het criterium voor kokkels, zoals door LNV gehanteerd voor het uitgeven van visserij vergunningen (Kesteloo et al., 2009), is in wezen een instandhoudingsdoelstelling voor een economische baat die door het estuarium geleverd wordt, en is in die zin een ecologisch-economische win-win. Indien in de toekomst betere criteria kunnen worden voorgesteld die nauwer op draagkracht en ecologie *sensu stricto* zijn geënt, is het aanbevolen om op deze verrijndere criteria over te schakelen.

2.4 Verklarende parameters

Volgende parameters kunnen als verklarende parameters aangewend worden bij deze piramide:

- Zuurstof (zie Zuurstof bij Waterkwaliteit)
- Primaire productie (zie Algen bij Waterkwaliteit)
- Arealen, incl. areaal schelpdieren (zie Leefomgeving)
- Habitatkwaliteit (zie Leefomgeving en Flora en fauna)
- Predatoren (zie Flora en fauna voor diverse soorten)
- Toxische stoffen (zie toxische stoffen bij Waterkwaliteit)

2.5 Samenvatting en beoordeling

Rekenparameter	Beoordeling
Westerschelde: relatie macrobenthische biomassadichtheid – primaire productie	In de Westerschelde moet de macrobenthische biomassadichtheid (ADW_{mb} , in g AFDW.m ⁻²) zich verhouden tot de primaire productiedichtheid (PP, in g C.m ⁻² .j ⁻¹) volgens de vergelijking: $ADW_{mb}=1,5+0,105*PP$. Een lagere macrobenthische biomassadichtheid krijgt een negatieve beoordeling. Voor een gedetailleerde berekeningswijze, zie Van Hoey et al. (2007).
Zeeschelde	Aan beide voorwaarden dient voldaan te zijn voor een positieve beoordeling: 30 ton AFDW aan benthos in totaal en 2 ton per saliniteitszone. De zoete zone zelf wordt nog verder wordt opgedeeld in een zone met korte en met lange verblijftijd

Diversiteit benthos	Voor de beoordeling van deze rekenparameter wordt verwezen naar de piramide <i>Flora en fauna</i> .
Filterfunctie: minstens 1 mosselbank.	Er moet permanent minstens 1 mosselbank op natuurlijk substraat aanwezig zijn in het Schelde-estuarium.
Filterfunctie: 4 miljoen ton kokkels	Er moeten minimaal 4 miljoen kg en bij voorkeur meer dan 8 miljoen kg versgewicht kokkels in het Schelde-estuarium aanwezig zijn.

De toetsparameter *Benthos* wordt positief geëvalueerd als aan alle bovenstaande criteria is voldaan.

2.5.1 Toepassing in T2009

De voorgestelde rekenparameters voor de toetsparameter *Benthos* zijn bepaalbaar voor de T2009 rapportage. Enkel voor de bepaling van de diversiteit benthos, zal voor T2009 nog niet gewerkt kunnen worden met een intactness index. Details hiervoor zijn te vinden in bij *Flora en fauna*.

Voor de evaluatie van de AFDW aan benthos in de Zeeschelde, wordt in de T2009 het criterium van 30 ton gehanteerd. Het verdient aanbeveling om bij de rapportage deze 30 ton te valideren.

3 Toetsparameter Vissen en Vogels

3.1 Inleiding

Waar de doorstroming van energie van het primaire naar het secundaire niveau nog relatief eenvoudig kan geschat worden, is de bepaling van de doorstroming naar hogere niveaus een stuk gecompliceerder. Voor vis en vogels is het estuarium veeleer een open systeem. Op systeemschaal beschouwd moet het echter mogelijk zijn de verhouding tussen secundaire productie en hoger trofisch functioneren in te schatten, ook al is er, in tegenstelling tussen de relatie primaire-secundaire productie, nog geen interestuariene vergelijking voor opgesteld die dergelijke verhouding krachtiger zou maken. Wel zijn er tal van ecologische relaties voorhanden die aangeven dat predator-prooi relaties neerkomen op een doorstroming van grofweg 10 % van de energie naar het volgende niveau. Pauly en Christensen (1995) beschrijven een trofische efficiëntie in de voedselketen naar vis van ca. 10% (s.d. 5%). Echter, tussen gemeenschappen treedt op dit verband ruis op: Een vissoort kan benthos eten maar ook andere vissen als prooi bejagen, of een ander menu hebben als juveniel dan als adult. Benthos stroomt door naar waadvogels, maar tevens naar vis en ook naar krabben. Het voorgestelde verband moet ruim genoeg zijn om het hoofdaandeel van de uitgewisselde energie te omvatten. Daarom wordt volgend criterium voorgesteld:

Van alle benthos, hyperbenthos en zoöplankton samen moet op systeemschaal 10 % van de biomassa doorstromen naar het hoger trofisch niveau bestaande uit vis, vogels en krabben.

Het verband betreft alle bemonsterde soorten benthos, hyperbenthos en zoöplankton enerzijds en vis, vogels en krabben als predatoren. Voor vis worden enkel de benthivore en zoöplanktivore soorten beschouwd (Tabel 3-1). De piscivore, planktivore en detrivore vissoorten worden buiten beschouwing gelaten. Voor vogels worden de benthivore en de omnivore soorten beschouwd, niet de piscivore en herbivore (Tabel 3-2). Krabben gelden als belangrijke predatoren en moeten ook meegerekend worden.

Tabel 3-1: Referentielijst voor vissen in het Schelde estuarium (Breine 2009). De Natura 2000 code is weergegeven voor soorten waarop in het gebied instandhoudingsplicht rust in de zin van de Habitatrichtlijn. Soorten in vetjes weergegeven zijn opgenomen in de MEP en/of GEP lijst in de zin van KRW in één of meerdere zones van het estuarium. (MEP/GEP): Estuarien gebruik groep: A anadroom, C Katadroom, Es estuarien resident, F zoetwatersoort (*=exotische soort), Mj marien juveniel, Ms mariene seizoensgast, M mariene dwaalgast. Voor Driedoornige stekelbaars bestaan 2 morfologische varianten. Piekmaand in Doel: maand waarin de grootste aantallen van de betrokken soort verwacht wordt ter hoogte van Doel. Lichte verschuivingen mogelijk door klimatologische omstandigheden. Habitat: D op de bodem en in de waterkolom, B op de bodem, P in de waterkolom. Trofische groep: B eet zoöbenthos, F eet vis, Z eet zoöplankton, P eet plankton, De eet detritus, O omnivoor, V vertivoor. Voortplantingsstrategie: Ob benthisch eieren, , Op pelagische eieren, Ov eieren vastgehecht, Og broedzorg op nest Os broedzorg in mond of broedzak, V levendbarend. Voortplantingseisen: indicator is relevant in M mesohaliën, O oligohaliën of F zoetwater. Habitatgevoeligheid: F fragmentatiegevoelig, H gevoelig voor habitataanbod. Vervuilinggevoeligheid: I intolerant, T tolerant.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Piekmaand in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	Trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuilinggevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
<i>Acipenser sturio</i>	Atlantische steur	A		D	B	BF	Ov				X	X	X	X	X				
<i>Alosa alosa</i>	Elft	A		P	P	BF	Ob				X	X	X	X	X				
<i>Alosa fallax</i> (H1103)	Fint	A	5	P	P	BF	Ob	F	F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Coregonus oxyrhynchus</i>	Houting	A		P	BZ	BZ	Ob			I	X								
<i>Lampetra fluviatilis</i> (H1099)	Rivierprik	A	2	B	B	F	Ob	F	F/H	I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Osmerus eperlanus</i>	Spiering	A	7	P	B	BF	Ob	F	F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Petromyzon marinus</i> (H1095)	Zeeprik	A		D	B	F	Ob	MOF	F/H	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Salmo salar</i>	Zalm	A		P		F	Ob				X	X	X	X	X				
<i>Salmo trutta</i>	Zeeforel	A		P	B	BF	Ob		F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Driedoornige stekelbaars	A/F	2	P	BZ	BZ	Og	F	F/H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Anguilla anguilla</i>	Paling	C	4/8	B	O	O	Op		F	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Liza ramado</i>	Dunlipharder	C		P	P/De	De/O	Op			I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Agonus cataphractus</i>	Harnasmannetje	Es		B	B	B	Ov				X	X							
<i>Ammodytes tobianus</i>	Kleine zandspiering	Es	4	B	P	P	Ob				X	X							
<i>Aphia minuta</i>	Glasgrondel	Es		P	P	P	Os				X					X			
<i>Liparis liparis</i>	Slakdolf	Es		B	B	B	Ov			I	X	X				X			
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Zeedonderpad	Es		B	B	BF	Og			T	X	X	X			X	X		
<i>Pholis gunnellus</i>	Botervis	Es		D	B	B	Og				X	X							
<i>Platichthys flesus</i>	Bot	Es	5	B	BZ	BF	Op		F/H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pomatoschistus microps</i>	Brakwatergrondel	Es	10	B	BZ	B	Og	MO	H		X	X	X	X		X	X		
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Dikkopje	Es	10	B	BZ	B	Og	MO	H		X	X	X			X	X		
<i>Syngnathus acus</i>	Grote zeenaald	Es	10	B	BZ	B/BF	Os	M	H	I	X	X	X			X	X		
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Kleine zeenaald	Es	9	B	P	BZ	Os	M	H	I	X	X	X			X	X		
<i>Zoarces viviparus</i>	Puitaal	Es		B	BZ	B	V	M	H		X	X	X			X	X		
<i>Gobius niger</i>	zwarte grondel	Es		B		B/BF	Og												
<i>Hippocampus guttulatus</i>	Zeepaardje	Es		P		B/BF	Os												
<i>Hippocampus hippocampus</i>	Kortsnuitzeepaardje	Es		P		B	Os												
<i>Raniceps raninus</i>	Vorskwab	Es		D		BF	Op												
<i>Spinachia spinachia</i>	Zeestekelbaars	Es		D		BZ	Og												
<i>Nerophis ophidion</i>	Zeenaald sp.	Es		D	B	BZ	Os												
<i>Chelidomichthys lucernus</i>	Rode poon	Mj	6	D	BZ	BF	Op		H		X	X				X			
<i>Clupea harengus</i>	Haring	Mj	12	P	P	P	Ov			T	X	X	X			X	X		
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Zeebaars	Mj	9	D	BZ	BZ/BF	Op			T	X	X	X			X	X		
<i>Gadus morhua</i>	Kabeljauw	Mj	12	D	BZ	BZ/BF/O	Op			I	X	X							
<i>Limanda limanda</i>	Schar	Mj	11	B	B	B/BF	Op				X	X							
<i>Merlangius merlangus</i>	Wijting	Mj	11	D	B	BF	Ob		H	T	X	X				X			
<i>Pleuronectes platessa</i>	Schol	Mj	5	B	B	B	Op		H		X	X				X			
<i>Psetta maxima</i>	Tarbot	Mj		B		BF	Op				X	X							
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Griet	Mj	11	B	BZ	BF	Ob				X	X							
<i>Solea solea</i>	Tong	Mj	7	B	BZ	B	Op		H	I	X	X	X			X	X		

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Pleknaam in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	Trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuilinggevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
<i>Atherina presbyter</i>	Grote koorbaarvis	Ms	7	P	P	P/B	Ov				X								
<i>Belone belone</i>	Geep	Ms		P		F				X	X								
<i>Chelon labrosus</i>	Diklipharder	Ms		D		De	Op			X	X								
<i>Ciliata mustela</i>	Vijfdradige meun	Ms	12	B	BZ	B	Op		H	T	X	X							
<i>Cyclopterus lumpus</i>	Snotolf	Ms		B		BZ	Og				X	X							
<i>Dasyatis pastinaca</i>	Pijlstaartrog	Ms		B		B				X									
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Ansjovis	Ms	9	D	BF	P	Op				X	X				X			
<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	Lozano's grondel	Ms	10	B	BZ	B/BZ	Og				X								
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprot	Ms	11	P	P	P	Op				X	X	X			X	X		
<i>Trisopterus luscus</i>	Steenbol	Ms	7	D	B	B/BF	Op				X	X	X			X	X		
<i>Abramis brama</i>	Brasem	F		B	P	B	Ov			T			X	X	X		X	X	X
<i>Alburnus alburnus</i>	Alver	F		P	P	O	Ov						X	X					
<i>Barbatula barbatula</i>	Bermpje	F		P		B	Og		H	I			X	X					
<i>Blicca bjoerkna</i>	Kolblei	F		D	P	O	Ob			T			X	X	X		X	X	X
<i>Carassius carassius</i>	Kroeskarper	F		P	BZ	O	Ov		H	T			X	X				X	X
<i>Cobitis taenia (H1149)</i>	Kleine modderkruiper	F		B	B	B	Ov							X					X
<i>Cottus gobio (H1163)</i>	Rivierdonderpad	F		B		B	Og						X	X					
<i>Esox lucius</i>	Snoek	F		D	BZ	VF	Ov	F	F/H	I			X	X	X		X	X	X
<i>Gobio gobio</i>	Riviergrondel	F	10	B	B	B	Ov							X					X
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Pos	F		B	BZ	B	Ov		H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lampetra planeri (H1096)</i>	Beekprik	F		D	P	-	Ob							X					
<i>Leucaspis delinatus</i>	Vetje	F		P		B	Og							X					
<i>Leuciscus cephalus</i>	Kopvoorn	F		P	BZ	O	Ov							X					
<i>Leuciscus idus</i>	Winde	F		P	BZ	BF	Ov		F	I			X	X	X		X	X	X
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Serpeling	F		P	B	B	Ob							X					
<i>Lota lota</i>	Kwabaal	F		B	B	F	Ob				X	X	X	X					
<i>Misgurnus fossilis (I145)</i>	grote modderkruiper	F		B	B	B	Ov		H	T		X	X	X			X	X	X
<i>Perca fluviatilis</i>	Baars	F		P	B	BF	Ov			T		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elrits	F		P	B	B/V/H	Ob			I				X					
<i>Pungitius pungitius</i>	Tiendoorntige stekelbaars	F	1	D	BZ	B	Og	F	F/H	T			X	X	X		X	X	X
<i>Rhodeus sericeus (H1134)</i>	Bittervoorn	F		B	P	BZ	Og		F/H	T			X	X	X		X	X	X
<i>Rutilus rutilus</i>	Blankvoorn	F		P	O	O	Ov			T			X	X	X	X	X	X	X
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rietvoorn	F		P	O	O	Ov		H	T			X	X	X		X	X	X
<i>Silurus glanis</i>	Europese meerval	F		B	BZ	VF	Og	F	F	T			X	X	X		X	X	X
<i>Tinca tinca</i>	Zeelt	F		D	P	B	Ov							X					X
<i>Sander lucioperca</i>	Snoekbaars	F*		D	BZ	BF	Og			T						X	X	X	
<i>Carassius gibelio</i>	Gibel	F*		P		O	Ob												
<i>Cyprinus carpio</i>	Karper	F*		D		O	Ov												
<i>Lepomis gibbosus</i>	Zonnebaars	F*		P		B	Og												
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenboogforel	F*		P		O	Ob												
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blauwbandgrondel	F*		D		B	Ob												
<i>Arnoglossus laterna</i>	Schurftvis	M		B															
<i>Buglossidium luteum</i>	Dwergtong	M		B		B	Op												
<i>Callionymus lyra</i>	Pitvis	M		D		B	Op												
<i>Echiichthys vipera</i>	Kleine pieterman	M		B		BF	Op												
<i>Entelurus aequoreus</i>	Adderzeenaald	M		D		BZ	Os												
<i>Eutrigla gurnardus</i>	grauwe poon	M		D		B	Op												
<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	Hondstong	M		B															
<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	Heilbot	M		B															
<i>Hyperopus lanceolatus</i>	grote zandspiering	M		D	Z	F	Ob												
<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Schelvis	M		D		O													
<i>Mullus surmuletus</i>	Mul	M		D		B	Op												
<i>Pollachius pollachius</i>	Pollak	M		D		F													
<i>Pomatoschistus pictus</i>	gevlekte grondel	M		B		B	Ob												
<i>Raja clavata</i>	Stekelrog	M		B															
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardien	M		P		P													
<i>Scomber scombrus</i>	Makreel	M		P		BF	Op												
<i>Trachinus draco</i>	Grote Pieteman	M		D			Op												
<i>Trachurus trachurus</i>	Horsmakreel	M		P		BF	Op												
<i>Trigloporus lastoviza</i>	Gestreepte poon	M		D		BF													
<i>Trisopterus minutus</i>	Dwergbol	M		D		BF													

Tabel 3-2: Globaal, maar niet uitputtend, overzicht van de indeling van in het Schelde estuarium voorkomende vogels naar de indicator groepen. (Pisc = piscivoor, herb = herbivoor, omn = omnivoor, benth = benthivoor) Voor de indeling is gebruik gemaakt van Van den Bergh et al. (2005), Van Ryckegem et al. (2006) en Van Roomen et al. (2007).

Soort	Species	Indicator
Dodaars	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	N _{pisc} ¹⁷
Fuut	<i>Podiceps cristatus</i>	N _{pisc}
Aalscholver	<i>Phalacrocorax carbo</i>	N _{pisc}
Kleine Zilverreiger	<i>Egretta garzetta</i>	N _{pisc}
Blauwe Reiger	<i>Ardeacinerea</i>	N _{pisc}
Lepelaar	<i>Platalea leucorodia</i>	N _{pisc}
Middelste Zaagbek	<i>Mergus serrator</i>	N _{pisc}
Grote Stern	<i>Sterna sandvicensis</i>	N _{pisc}
Visdief	<i>Sterna hirundo</i>	N _{pisc}
Dwergstern	<i>Sterna albifrons</i>	N _{pisc}
Knobbelzwaan	<i>Cygnus olor</i>	N _{herb}
Kleine Zwaan	<i>Cygnus columbianus</i>	N _{herb}
Wilde Zwaan	<i>Cygnus cygnus</i>	N _{herb}
Rietgans	<i>Anser fabalis</i>	N _{herb}
Kolgans	<i>Anser albifrons</i>	N _{herb}
Dwerggans	<i>Anser erythropus</i>	N _{herb}
Grauwe Gans	<i>Anser anser</i>	N _{herb}
Canadese Gans	<i>Branta canadensis</i>	N _{herb}
Meerkoet	<i>Fulica atra</i>	N _{herb}
Waterhoen	<i>Gallinula chloropus</i>	N _{herb}
Wilde Eend	<i>Anas platyrhynchos</i>	N _{herb}
Smient	<i>Anas penelope</i>	N _{herb}
Krakeend	<i>Anas strepera</i>	N _{omn}
Wintertaling	<i>Anas crecca</i>	N _{omn}
Pijlstaart	<i>Anas acuta</i>	N _{omn}
Slobeend	<i>Anas clypeata</i>	N _{omn}
Tafeleend	<i>Aythya ferina</i>	N _{omn}
Kuifeend	<i>Aythya fuligula</i>	N _{omn}
Bergeend	<i>Tadornatadorna</i>	N _{benth}
Scholekster	<i>Haematopus ostralegus</i>	N _{benth}
Kluut	<i>Recurvirostra avosetta</i>	N _{benth}
Bontbekplevier	<i>Charadrius hiaticula</i>	N _{benth}
Strandplevier	<i>Charadrius alexandrinus</i>	N _{benth}
Goudplevier	<i>Pluvialis apricaria</i>	N _{benth}
Zilverplevier	<i>Pluvialis squatarola</i>	N _{benth}
Kievit	<i>Vanellus vanellus</i>	N _{benth}
Kanoetstrandloper	<i>Calidris canutus</i>	N _{benth}
Drieteenstrandloper	<i>Calidris alba</i>	N _{benth}
Krombekstrandloper	<i>Calidris ferruginea</i>	N _{benth}
Bonte Strandloper	<i>Calidris alpina</i>	N _{benth}
Rosse Grutto	<i>Limosa lapponica</i>	N _{benth}
Wulp	<i>Numenius arquata</i>	N _{benth}
Zwarte Ruiter	<i>Tringa erythropus</i>	N _{benth}
Tureluur	<i>Tringa totanus</i>	N _{benth}
Groenpootruiter	<i>Tringa nebularia</i>	N _{benth}
Steenloper	<i>Arenaria interpres</i>	N _{benth}

¹⁷ Meegeteld als piscivoor voor evaluatie maar in de Zeeschelde en binnendijks zou deze soort zich eerder als insectivoor gedragen.

Kemphaan	<i>Philomachus pugnax</i>	N _{benth}
Watersnip	<i>Gallinago gallinago</i>	N _{benth}

3.2 Rekenparameters en criteria voor Vissen en vogels

De trofische efficiëntie wordt bepaald op zesjaarlijkse basis.

De biomassa van de gemiddelde individuen van soorten benthos, hyperbenthos, zoöplankton, vis, vogels en krabben is gekend. Om de verhouding tussen beide niveaus te kennen is een extrapolatie nodig van de biomassa van de betreffende soorten over het ganse systeem. Daarvoor moeten de densiteiten gekend zijn per gekende eenheid van watervolume of van habitatoppervlak. Voor vogels zijn aantallen goed gekend, al zijn er met name in de Westerschelde weinig data over dichtheden van vogels op foerageerlocaties. De meeste tellingen zijn hoogwater tellingen.

De totale macrozoöbenthos biomassa in gram asvrijdrooggewicht (ADW) wordt bepaald door de organismen per locatie en per soort te verzamelen, 2 dagen te drogen bij 80 °C en 2 uur te verassen bij 560-580 °C, om zodoende rechtstreeks het gewicht te bepalen, dan wel door een vers- (FW) naar asvrijdrooggewicht-regressie per soort te bepalen (bij voorkeur gebruik van gegevens uit zelfde gebied en jaargetijde) en deze toe te passen op gemeten versgewichten (kan nodig zijn wanneer de organismen nog voor andere doeleinden worden gebruikt), dan wel door een lengte-gewicht-regressie per soort te bepalen (bij voorkeur gebruik van gegevens uit zelfde gebied en jaargetijde) en deze toe te passen op gemeten lengtes (wordt vaak bij schelpdieren toegepast omdat dit nauwkeuriger is dan een FW-ADW omrekening). Zie onder andere Sistermans et al. (2009). De totale macrozoöbenthos biomassa (mg ADW) wordt vervolgens berekend voor ieder monsterpunt. De totale biomassa per vierkante meter wordt vervolgens berekend per ecotoop/fysiotoop per spatiële eenheid die wordt geëvalueerd. De totale biomassa zal echter altijd worden geëvalueerd in combinatie met het bemonsterde oppervlak waarvoor de biomassa is bepaald.

Bij monitoring van hyperbenthos wordt idealiter de hoeveelheid water die door het vangnet stroomt tijdens de vangst bepaald door de vangstduur en de geregistreerde stroomsnelheid van het water doorheen te net te vermenigvuldigen. De oppervlakte van de vangstopening vermenigvuldigd met de stroomsnelheid doorheen dat oppervlak geeft het debiet van het water dat door het net stroomt. Dit debiet vermenigvuldigd met de vangtijd geeft het volume water dat door het net is gestroomd tijdens de vangstperiode. De biomassa van elke vangst is hierdoor gelinkt aan een gekend volume water.

Zoöplanktonvangsten worden reeds meer dan 10 jaar uitgevoerd in de Zeeschelde door het bemonsteren van een gekend volume water (50 l). Binnenkort zal deze methodiek ook toegepast worden in de Westerschelde.

Voor vis wordt bij voorkeur een totale stockbepaling uitgevoerd. In het Moneos monitoringsprogramma werd een zesjaarlijkse bepaling voorgesteld, maar tot op heden zijn deze gegevens over de visstock niet beschikbaar. De huidige monitoring is echter niet rechtstreeks geschikt voor deze evaluatiemethodiek: extrapolatie van bijvoorbeeld fuikvangsten naar totale stock zijn niet evident. Om totale stocks te bepalen, is een verband vereist tussen de vangst en het bemonsterde watervolume. Fuikvangsten met fuiken die op het sediment liggen, zouden hiertoe minder geschikt zijn. Een voorwaarde is dat de stroming van het water dwars op de netopening moet gericht zijn, zoniet geeft de debietsbepaling fouten tenzij de richting van de stroom mee bepaald zou worden en ervoor zou worden gecorrigeerd. Visvangsten met sleep- of ankerkuilnetten lenen zich beter tot volumebepaling en ook de visinstroom in het koelwater van de centrale van Doel is op die wijze kwantificeerbaar.

Momenteel is met de huidige monitoring wellicht geen goede inschatting van de biomassa aan vis mogelijk. Een proefproject, dat het verband tussen de verschillende monitoringstechnieken onderzoekt, is lopende. De conclusies van deze studie zullen hopelijk meer duidelijk brengen in de visstock bepaling.

Gezien de grote onnauwkeurigheid op de bepaling van de biomassa's, zal ook de verhouding een grote onnauwkeurigheid kennen. Het 10% criterium wordt daarom met een ruime marge beoordeeld: minder dan 1% betekent onvoldoende doorstroming, meer dan 20% duidt op gevaar voor overpredatie. Beide gevallen krijgen een negatieve beoordeling, hoewel het weinig waarschijnlijk is dat een verhouding hoger dan 20% zal voorkomen in het estuarium.

Wanneer de bepaling van de biomassa met grotere nauwkeurigheid kan gebeuren, en er meer inzicht is in de trofische efficiëntie en de voedselstromen in het estuarium, kan dit criterium verfijnd worden. Het niet nauwkeurig kunnen bepalen van de biomassa's, mag echter geen aanleiding zijn om de trofische verhouding niet te berekenen. De "onnauwkeurige" trofische verhoudingen van diverse jaren kunnen wel onderling vergeleken worden om trends te bepalen. Bij ontbreken van een nauwkeurige bepaling van de totale biomassa van elk niveau, geldt daarom volgend criterium: de trofische verhouding mag niet afnemen.

3.3 Verklarende parameters

- Diversiteit van vogels (zie fauna en flora)
- Diversiteit van vis (zie fauna en flora)
- Diversiteit van benthos (zie fauna en flora)
- Waterkwaliteit (zie Waterkwaliteit)

3.4 Samenvatting en beoordeling

Indien de biomassa van het hoger trofisch niveau slechts 1 % of minder bedraagt dan het lagere niveau, dan moet gekeken worden of vis en of vogels niet ondervertegenwoordigd zijn. Indien meer dan 20 % doorstroomt dan is er sprake van overpredatie.

Door onnauwkeurige bepaling van de biomassa's, geldt volgend criterium: de verhouding tussen de trofische niveaus mag niet afnemen.

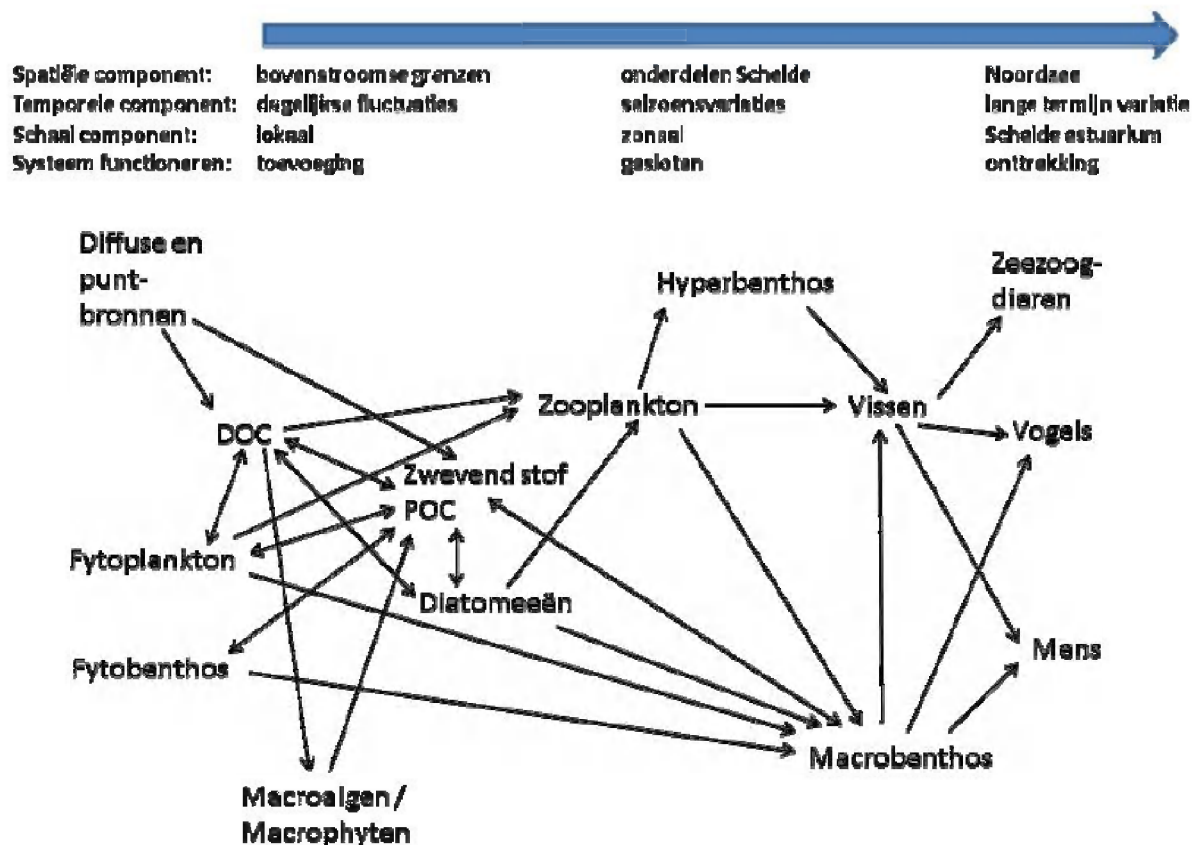
Indien een van beide bovenstaande criteria niet vervuld is, krijgt de toetsparameter een negatieve beoordeling.

3.4.1 Toepasbaarheid in T2009

Een nauwkeurige bepaling van alle benodigde biomassa's zal voor de T2009 methodiek nog niet mogelijk zijn. Daarom dient gewerkt te worden met een best mogelijke benadering van de biomassa. De gebruikte methode dient duidelijk beschreven te worden. Indien bij een volgende evaluatie betere methoden beschikbaar zijn voor biomassabepaling, zal de trofische verhouding geëvalueerd worden aan de hand van deze best beschikbare methode. De gehanteerde methodiek van de T2009 zal echter ook toegepast worden, dit om de vergelijking met 2009 te kunnen maken en de trend te evalueren.

4 Verklarende parameters

Het ecologisch functioneren is afhankelijk van diverse parameters. Figuur 4-1 geeft een overzicht van de complexiteit van het voedselweb. Alle stofstromen zijn op zich afhankelijk van diverse omgevingsfactoren, randvoorwaarden. Het ganse ecosysteem kan als verklarende parameter betrokken worden bij de piramide ecologisch functioneren. Binnen deze piramide worden evenwel geen nieuwe verklarende parameters gedefinieerd. Alle verklarende parameters hier, verwijzen naar de andere piramides.



Figuur 4-1: Overzicht van het voedselweb van het estuarium met daarin weergegeven de belangrijkste stofstromen.

Overzicht van de verklarende parameters:

- Zuurstof (zie Zuurstof bij Waterkwaliteit)
- Primaire productie (zie Algen bij Waterkwaliteit)
- Arealen, incl. areaal schelpdieren (zie Leefomgeving)
- Habitatkwaliteit (zie Leefomgeving)
- Predatoren (zie Flora en fauna voor diverse soorten)
- Toxische stoffen (zie toxische stoffen bij Waterkwaliteit)
- Diversiteit van vogels (zie Flora en fauna)
- Diversiteit van vis (zie Flora en fauna)
- Diversiteit van benthos (zie Flora en fauna)
- Waterkwaliteit (algemeen) (zie Waterkwaliteit)

5 Literatuur

Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Van Hove, D., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A., Meire, P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium. Report Ecosystem Management Research Group ECOBE, 05-R82. Universiteit Antwerpen: Antwerpen, Belgium, 249 pp.

Billen, G.; Garnier, J. & Rousseau, V. (2005), 'Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years', *Hydrobiologia* 540, 47-67.

Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., Van de Koppel, J., Heip, C.H.R. (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research* 29: 195-240.

Kesteloo, J.J., Van Zweeden, C., Poelman, M., Jansen, J.M. (2009). Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2009. Rapport C087/09, Wageningen IMARES, 46 pp.

Meire, P., Maris, T. (2008). MONEOS Geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Universiteit Antwerpen, Ecosystem Management Research Group, ECOBE rapport 08-R-113, 173 pp.

Pauly, D. and V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255-257.

Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T.J., Herman, P.M.J. (2007). The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive: Final report. NIOO Rapporten, 2007-02. The Netherlands. 244 pp.

Risicobenadering

1 Robuustheidbenadering

In de langetermijnvisie wordt robuustheid vermeld als belangrijke eigenschap voor het Schelde-estuarium. Een robuust systeem is bestand tegen een (beperkte) verstoring. Het testen van de robuustheid en het uitvoeren van een risico benadering valt buiten het bestek van deze evaluatiemethodiek. Echter, de methodiek is wel zo opgezet dat hij zich later kan lenen voor zo'n benadering.

De robuustheidbenadering vormt een belangrijke aanvulling op de evaluatiemethodiek. Wanneer bijvoorbeeld in een bepaald jaar alle indicatoren voor Natuurlijkheid voldoen aan alle criteria, kan het ecosysteem voor dat jaar positief beoordeeld worden. Maar de robuustheidstest kan uitwijzen dat bij een normale verstoring, de criteria niet gehaald zouden worden. De goede evaluatie dat jaar berust dus op 'geluk': gunstige weersomstandigheden hebben bijvoorbeeld geleid tot een goede waterkwaliteit. Er is echter geen garantie dat het jaar nadien hetzelfde ecosysteem weerom een gunstige beoordeling krijgt, als de weersomstandigheden wijzigen. Het systeem was dat jaar goed, maar niet robuust. Deze benadering volgt eenzelfde logica als de veiligheidsbenadering. Daar wordt het systeem ook niet als gunstig geëvalueerd als er dat jaar geen overstromingsramp was. Het systeem wordt ook onderworpen aan een verstoring (stormtij) om de robuustheid te testen, maar dan met retourperioden die gelukkig groter zijn dan 6 jaar.

Omgekeerd kan ook, extreme weersomstandigheden kunnen leiden tot een negatief resultaat bij de evaluatie, hoewel een robuustheidstest aangeeft dat het systeem wel degelijk bestand is tegen normale verstoringen. Dit is een belangrijk signaal dat het gevoerde beleid niet gefaald heeft.

Hieronder geven we aan hoe de evaluatiemethodiek ingevoegd kan worden in een robuustheid- en risico benadering.

1.1 De evaluatiemethodiek in de risicobenadering

De robuustheid van de Schelde kan bijvoorbeeld getoetst worden door modelmatig verstoring aan te brengen. Voor een of meerdere randvoorwaarden worden dan niet de gemeten waarden, maar gemodelleerde extremen opgelegd aan het ecosysteem. Als, met deze opgelegde verstoring, het model aangeeft dat een toetsparameter nog steeds voldoet aan de gestelde criteria, dan is het systeem robuust voor deze toetsparameter. Voor hydro- en morfodynamische processen of algemene fysico-chemie bestaan modellen om effecten in te schatten. Voor bijvoorbeeld fauna en flora berust de inschatting vooral op expertise.

Het ecosysteem zal natuurlijk niet bestand zijn tegen elke vorm van verstoring. Het systeem moet wel bestand zijn tegen elke "normale" verstoring. Binnen de hoofdfunctie Natuurlijkheid kan je stellen dat "natuurlijke" extremen die met een retourperiode van 6 jaar voorkomen, kunnen beschouwd worden als normale verstoring. Hiertegen moet het ecosysteem bestand zijn.

Bij elke evaluatie, dus om de zes jaar, kan nagegaan worden voor welke parameterfluctuaties het ecosysteem functioneren gevoelig is. Voor de piramide Waterkwaliteit kan bijvoorbeeld als verstoring een laag debiet opgelegd worden, waarna getoetst wordt of nog aan alle criteria voor deze piramide wordt voldaan. De combinatie droogte gevolgd door piekdebiet is een andere mogelijke verstoring. Zo zijn er tal van combinaties met een retourperiode van 6 jaar. Een keuze zal gemaakt moeten tegen

welke verstoring robuustheid getest moet worden. Ook verstoringen met een lagere frequentie kunnen aan de orde zijn; veerkracht kan zo getest worden. Door het opleggen van een verstoring met een retourperiode van bv 12 jaar, kan nagegaan worden welke tijd het ecosysteem nodig heeft om te herstellen en weer te voldoen aan de gestelde criteria.

Risicobenadering geïntegreerd in de evaluatie van het ecosysteem

Een geïntegreerde ecosysteemevaluatie (Integrated Ecosystem Assessment) (IEA) is een synthese en analyse van data over relevante ecologische en socio-economische factoren in relatie tot specifieke beleidsdoelstellingen (veiligheid, toegankelijkheid, natuurlijkheid) (zie oa Levin et al., 2009). Een IEA benadering kan gebruikt worden om na te gaan of het Schelde ecosysteem beweegt binnen de grenzen van goed ecologisch functioneren.

Een IEA proces omvat 5 stappen:

1. Inventarisatie: wat zijn de beleidsdoelstellingen, wat betekent dit voor het ecosysteem en welke ecosysteemkenmerken dienen opgevolgd te worden
2. Indicator ontwikkeling: een reeks indicatoren is vereist om de status, het functioneren van verschillende essentiële ecosysteemcomponenten te bepalen
3. Risico-analyse: het doel van de risico analyse is nagaan in welke mate een indicator onderhevig is aan natuurlijke dan wel antropogene invloeden, en in welke mate de indicator eventueel kan terugkeren naar zijn oorspronkelijke staat na verstoring
4. Ecosysteemevaluatie: de resultaten van de risico-analyse voor de diverse indicatoren worden geïntegreerd. De status van het ecosysteem en het ecosysteemfunctioneren worden geëvalueerd en vergeleken met de historische trends en vooropgestelde doelen.
5. Eindevaluatie: finaal worden de invloeden van beheersingrepen getoetst aan de beleidsdoelstellingen.

Stappen 1 en 2 zijn vervat in de voorliggende evaluatiemethodiek. Stap 3 kan gebruik maken van de robuustheid benadering. Naast klimatologische verstoringen kunnen ook menselijke ingrepen getoetst worden. In stap 4 wordt de risico-analyse verwerkt. De piramide-aanpak wordt hierbij gevolgd om alles te integreren. In de laatste stap, stap 5, wordt de status van het ecosysteem vergeleken met de beleidsdoelstellingen. In welke richting evolueert het hele ecosysteem? Is dit een gewenste evolutie? Is het systeem kwetsbaarder geworden? Welke effecten hebben bepaalde ingrepen gehad? De voorliggende evaluatiemethodiek vormt hierbij de leidraad, de uiteindelijke afwegingen worden door het beleid gemaakt.

1.2 Wet- en regelgeving

Het aantal wetten, regels en beleidskaders dat betrekking heeft op het Schelde-estuarium is zeer groot. Deze zijn uitgebreid samengevat in oa. Donkers et al. (2007) en het MER (Arcadis-Technum, 2004) en worden hier niet verder opgesomd. Op basis van deze juridische kaders en diverse beleidsstukken zijn reeds diverse doelstellingen geformuleerd, al dan niet met bijhorende criteria. Ondanks het feit dat er vele wetten en regels bestaan, zijn concrete doelstellingen niet altijd voorhanden. Soms zijn concrete doelstellingen niet ingevuld, vaag ingevuld of niet in overeenstemming met elkaar. Concrete, duidelijke doelstellingen zijn echter onontbeerlijk voor een evaluatiemethodiek.

Daarom is een eerste uitdaging binnen deze evaluatiemethodiek het oplijsten en uitwerken van duidelijke doelstellingen. Pas dan kan gewerkt worden aan de methode om ze te evalueren. Deze evaluatiemethodiek vertrekt vanuit de langetermijnvisie en het ecosysteemfunctioneren voor het aflijnen van concrete doelstellingen. Ook andere, bestaande wettelijke en beleidskaders werden als bron gebruikt voor het aflijnen van doelstellingen.

Vanuit deze set doelstellingen werd gezocht naar geschikte indicatoren en bijhorende evaluatiecriteria: aan welke randvoorwaarden moet het systeem voldoen zodat het functioneert binnen de marges van de gestelde doelstellingen. Bij deze zoektocht werd zoveel mogelijk afstemming gezocht met bestaande wettelijke toetsingskaders en criteria. Echter, deze bestaande criteria vormden geen bindende voorwaarde voor het opstellen van deze evaluatiemethodiek. Indien vanuit het systeem functioneren andere maatlaten werden beredeneerd dan deze uit de wettelijke kaders, werd er afgeweken van bestaande criteria.

2 Literatuur

Arcadis-Technum, 2004, Strategische Milieueffecten rapportage Ontwikkelingsschets 2010. Schelde-estuarium, i.o.v. Rijkswaterstaat Directie Zeeland en AWZ Afdeling Maritieme Toegang.

Levin P.S., Fogarty M.J., Murawski S.A. & Fluharty D. 2009 Integrated ecosystem assessments: Developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean. PLoS Biol 7(1): e1000014. doi:10.1371/journal.pbio.1000014

Donkers (2007) Monitoringsprogramma Toegankelijkheid; Hoofdrapport. Arcadis Rotterdam, 2 mei 2007