Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Versie: November 2010

auteurs:

Hoofdstuk 1, 2, 7, 8, 9: Deltares, Bert van Eck; VLIZ, Klaas Deneudt

Hoofdstuk 3: Deltares, Ankie Bruens, Kees Kuijper, Claire Jeuken, Claire van Oeveren

Hoofdstuk 4: UA, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, Tom Maris, Lotte Oosterlee, Tom Cox, Patrick Meire

Hoofdstuk 5: INBO, Gunther Van Ryckegem, Erika Van den Bergh

Hoofdstuk 6: NIOO-CEME, Sander Wijnhoven, Jacco Kromkamp; INBO, Gunther Van Ryckegem, Erika Van den Bergh, Jeroen Speybroeck.

Bijlage: VLIZ, Klaas Deneudt, Zohra Bouchti m.m.v. bovenstaande auteurs

Coordinatie, Vormgeving, Redactie: VLIZ, Klaas Deneudt en Deltares Bert van Eck



Inhoudstafel

Samenvatting 7

1 Inleiding 40

1.1 Leeswijzer 42

1.2 Literatuurlijst 43

2 Gehanteerde werkwijze 46

2.1 Uitgangspunten 46
2.1.1 Definitie evaluatiemethodiek 46
2.1.2 Beleidskader 46
2.1.3 Maatschappelijke vragen 47
2.1.4 Systeembenadering 47
2.1.5 Evaluatiemethodiek is "levend document" 48
2.1.6 Ruimtelijke indeling 48
2.1.7 Toepassing evaluatiemethodiek 49
2.1.8 Aard van de evaluatiemethodiek 49

2.2 Methodiek (terminologie, werkwijze evaluatie, voorbeeld) 51
2.2.1 Gebruikte terminologie: functie, thema, indicator, factor, ingreep, autonome ontwikkeling 51
2.2.2 Werkwijze uitvoering evaluatie per thema 53
2.2.3 Concreet voorbeeld 57

2.3 Literatuurlijst 59

3 Hydro- & Morfodynamiek 61

3.1 Inleiding 61
3.1.1 Achtergrond 61
3.1.2 Gehanteerde werkwijze 61
3.1.3 Keuze van de verschillende indicatoren 66

3.2 Hydrodynamiek 74
3.2.1 Factoren 74
3.2.2 Spatieel en temporeel bereik 76
3.2.3 Benodigdheden 76

3.3 Morfodynamiek 76
3.3.1 Factoren 76
3.3.2 Spatieel en temporeel bereik 76
3.3.3 Benodigdheden 76

3.4 Literatuurlijst 76

3.5 Fiches 76
3.5.1 FICHE Evaluatiemethodiek Hydrodynamiek Schelde-estuarium 76
3.5.2 FICHE Evaluatiemethodiek Morfodynamiek Schelde-Estuarium 76

4 Fysico chemie 76

4.1 Inleiding 76
4.1.1 Achtergrond 76

4.2 Evaluatiemethodiek zuurstof 76

4.2.1 Achtergrond 76
4.2.2 Indicatoren 76
4.2.3 Spatieel en temporeel bereik 76
4.2.4 Benodigdheden 76
4.2.5 Beoordelingscriteria 76

4.3 Evaluatiemethodiek nutriënten en organische belasting 76
4.3.1 Achtergrond 76
4.3.2 Indicatoren 76
4.3.3 Spatieel en temporeel bereik 76
4.3.4 Benodigdheden 76
4.3.5 Beoordelingscriteria 76

4.4 Evaluatiemethodiek lichtklimaat 76
4.4.1 Achtergrond 76
4.4.2 Indicatoren 76
4.4.3 Spatieel en temporeel bereik 76
4.4.4 Benodigdheden 76
4.4.5 Beoordelingscriteria 76

4.5 Evaluatiemethodiek Temperatuur 76
4.5.1 Achtergrond 76
4.5.2 Indicatoren 76
4.5.3 Spatieel en temporeel bereik 76
4.5.4 Benodigdheden 76
4.5.5 Beoordelingscriteria 76

4.6 Evaluatiemethodiek saliniteit / specifieke geleidbaarheid 76
4.6.1 Achtergrond 76
4.6.2 Indicatoren 76
4.6.3 Spatieel en temporeel bereik 76
4.6.4 Benodigdheden 76
4.6.5 Beoordelingscriteria 76

4.7 Evaluatiemethodiek Toxische stoffen 76
4.7.1 Inleiding 76
4.7.2 Indicatoren 76
4.7.3 Spatieel en temporeel bereik 76
4.7.4 Benodigdheden 76
4.7.5 Beoordelingscriteria 76

4.8 Literatuurlijst 76

4.9 Fiches 76

5 Diversiteit habitats 76

5.1 Inleiding 76
5.1.1 Achtergrond 76

5.2 Habitatoppervlakte en Dynamiek 76
5.2.1 Achtergrond 76
5.2.2 Indicatoren 76
5.2.3 Ruimtelijk en temporeel bereik 76
5.2.4 Benodigdheden 76
5.2.5 Beoordeling 76
5.2.6 Fiche Habitatoppervlakte en Dynamiek 76

5.3 Habitatkwaliteit 76
5.3.1 Achtergrond 76
5.3.2 Indicatoren 76
5.3.3 Ruimtelijk en temporeel bereik 76
5.3.4 Benodigdheden 76

5.3.5 Beoordeling 76
5.3.6 Fiche Habitatkwaliteit 76

5.4 Literatuurlijst 76

6 Ecologisch functioneren en diversiteit soorten 76

6.1 Inleiding 76
6.1.1 Achtergrond 76
6.1.2 Gehanteerde werkwijze 76
6.1.3 Keuze van de indicatoren 76

6.2 Primaire Productie 76
6.2.1 Achtergrond 76
6.2.2 Indicatoren 76
6.2.3 Spatieel en temporeel bereik 76
6.2.4 Benodigdheden 76
6.2.5 Beoordeling 76
6.2.6 Conclusie 76

6.3 Macrofyten 76
6.3.1 Achtergrond 76
6.3.2 Indicatoren 76
6.3.3 Ruimtelijk en temporeel bereik 76
6.3.4 Benodigdheden 76
6.3.5 Beoordeling 76
6.3.6 Conclusie 76

6.4 Zoöplankton 76
6.4.1 Achtergrond 76
6.4.2 Indicatoren 76
6.4.3 Spatieel en temporeel bereik 76
6.4.4 Benodigdheden 76
6.4.5 Beoordeling 76
6.4.6 Conclusie 76

6.5 Epi- en hyperbenthos 76
6.5.1 Achtergrond 76
6.5.2 Indicatoren 76
6.5.3 Ruimtelijk en temporeel bereik 76
6.5.4 Benodigdheden 76
6.5.5 Beoordeling 76
6.5.6 Conclusie 76

6.6 Macrozoöbenthos 76
6.6.1 Achtergrond 76
6.6.2 Indicatoren 76
6.6.3 Spatieel en temporeel bereik 76
6.6.4 Benodigdheden 76
6.6.5 Beoordeling 76
6.6.6 Conclusie 76

6.7 Vissen 76
6.7.1 Achtergrond 76
6.7.2 Indicatoren 76
6.7.3 Spatieel en temporeel bereik 76
6.7.4 Benodigdheden 76
6.7.5 Beoordeling 76
6.7.6 Conclusie 76

6.8 Vogels 76
6.8.1 Achtergrond 76
6.8.2 Indicatoren 76
6.8.3 Ruimtelijk en temporeel bereik 76

6.8.4 Benodigdheden 76
6.8.5 Beoordeling 76
6.8.6 Conclusie 76

6.9 Zoogdieren 76
6.9.1 Achtergrond 76
6.9.2 Indicatoren 76
6.9.3 Spatieel en temporeel bereik 76
6.9.4 Benodigdheden 76
6.9.5 Beoordeling 76
6.9.6 Conclusie 76

6.10 Literatuurlijst 76

6.11 Fiches 76

7 Effecten ingrepen en autonome ontwikkelingen 76

7.1 Inleiding 76

7.2 Methodiek bepaling effecten van ingrepen 76

7.3 Effecten van ingrepen op Draagkracht en Veerkracht 76

7.4 Voorbeeld van bepaling van effecten van ingrepen 76

7.5 Literatuurlijst 76

8 Evaluatiemethodiek T0 rapport 76

8.1 T0 rapport 76

8.2 Uitvoering 76
8.2.1 Gebruik gegevens 76
8.2.2 Nadere keuze doelstelling T0 rapport 76
8.2.3 Uitvoering T0 rapport 76
8.2.4 Nevendoelen T0 rapport 76

9 Aanbevelingen rond kennisleemtes en toekomstige monitoring 76

9.1 Leemtes in systeemmonitoring 76

9.2 Aanbevelingen voor toekomstige kennisontwikkeling 76

Bijlage 425

Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Samenvatting

Samenvatting

Hoofdstuk 1 Inleiding

In het kader van het verdrag Gemeenschappelijk Beleid en Beheer (2005) werd besloten om te komen tot één gezamenlijke integrale monitoring waaronder alle monitorverplichtingen vallen. Dit besluit is vervolgens door Meire & Maris (2008) gecompileerd in één geïntegreerd monitoring programma. Dit programma werd door de Nederlandse en Vlaamse overheidsinstellingen geëvalueerd om tot een uitvoeringsprogramma te komen. Dit wordt weergegeven in de monitoringsfiches voor de verschillende meetgrootheden. Hierbij werd gekozen voor een systeemmonitoring waarbinnen project- en onderzoeksmonitoring genest kan worden.

Gezien de complexiteit van de materie en vanuit ervaringen met MOVE (MOVE, 2008) is vervolgens besloten nu al een evaluatiemethodiek voor de verwerking van de gegevens van de systeemmonitoring op te stellen, welke door Nederland en Vlaanderen wordt gedragen. Zo kan de nodige helderheid voor de procesgang worden verzekerd.
Volgens deze methodiek zal voorlopig tweemaal (2015, 2021) een evaluatie (T1 en T2) van het functioneren van het hele systeem Schelde-estuarium worden uitgevoerd. De evaluatiemethodiek moet op korte termijn ook dienen voor het opstellen van een T0-rapport dat in lijn is met de evaluatie in 2015. Dit rapport moet de beschrijving van de huidige toestand van het estuarium behelzen, rekening houdend met evoluties en trends.

Opdrachtgever voor de ontwikkeling van de evaluatiemethodiek was de Vlaams-Nederlandse Schelde Commissie (VNSC), vertegenwoordigd door de Stuurgroep O&M (onderzoek & monitoring). De begeleidingscommissie van het project, de projectgroep Evaluatie & Rapportage, is één van de 6 projectgroepen van de Werkgroep Onderzoek en Monitoring.

Hoofdstuk 2 Gehanteerde werkwijze

2.1 Uitgangspunten

Uitgangspunt voor de evaluatiemethodiek is dat het Schelde-estuarium een sociaal-ecologisch systeem is, geen natuurlijk systeem. De gehanteerde evaluatiemethodiek stelt dan ook geen beoordeling voor die zich richt op een ongerepte situatie als referentie.

A) Definitie evaluatiemethodiek

De voorgestelde evaluatiemethodiek is ontwikkeld vanuit de volgende definitie: *hoe moeten de gegevens van de Vlaams-Nederlandse systeemmonitoring Schelde-estuarium worden verwerkt om te komen tot resultaten die een antwoord geven op of een bijdrage leveren aan de (maatschappelijke) vragen van beleid, beheer, belanghebbenden en betrokkenen bij het Schelde-estuarium.*

B) Beleidskader

Diverse wetten en richtlijnen werden ontwikkeld die de ecologische integriteit van estuaria moeten verzekeren. De belangrijkste beleidsmatige referentie voor de evaluatiemethodiek is de Langetermijnvisie Schelde-estuarium 2030 (LTV2030) en het eerste uitvoeringsprogramma daarvan in de Ontwikkelingsschets Schelde-estuarium 2010 (OS2010). Naast het Vlaams-Nederlands kader spelen ook op Europees/internationaal niveau een aantal juridische en beleidsmatige randvoorwaarden voor de systeemmonitoring en de daarop gebaseerde evaluatie zoals de Kaderrichtlijn Water (+richtlijn prioritaire stoffen), Natura2000, OSPAR, etc...

De LTV 2030 en OS2010 zijn daarbij de maatschappelijke vertrekpunten van de evaluatiemethodiek.

C) Systeembenadering

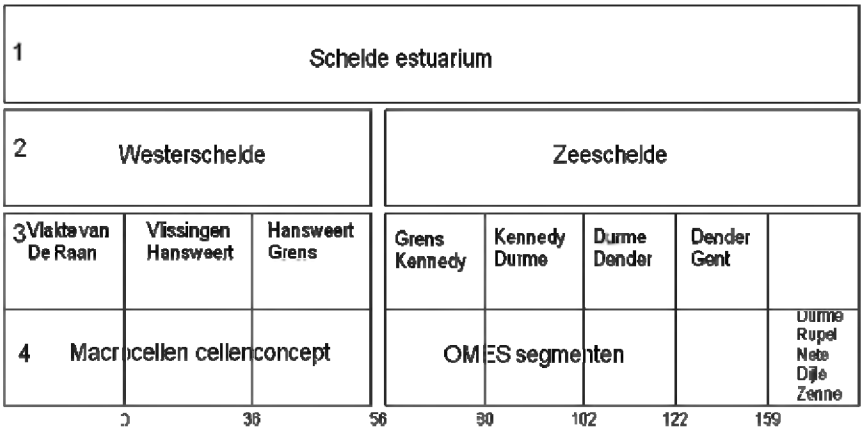
De voorliggende evaluatiemethodiek werd ontwikkeld voor de geïntegreerde systeemmonitoring van het Schelde-estuarium, kortweg MONEOS (=MONitoring Effecten OntwikkelingsSchets 2010) genaamd. De MONEOS-systeemmonitoring kiest daarbij duidelijk de benadering van het functioneren van het ecosysteem en het opvolgen van de indicatoren/factoren die vereist zijn om het systeem zo volledig mogelijk te karakteriseren. De MONEOS-systeemmonitoring moet echter niet enkel in staat zijn globale trends op te volgen. Ze moet ook toelaten estuariene processen bloot te leggen om effecten te kunnen koppelen aan ingrepen. De monitoring heeft verder als doel de nodige informatie te leveren voor enkele "basismodellen" die in de evaluatiemethodiek worden gebruikt.

D) Evaluatiemethodiek is "levend document"

De evaluatiemethodiek kan blijven evolueren. In dit rapport is de basis gelegd voor een methodische aanpak van een 6-jaarlijkse evaluatie, maar daarbij wordt de ruimte gelaten voor bijschaven en actualisering waar aangewezen na de T0-evaluatie en indien nieuwe kennis en inzichten beschikbaar worden.

E) Ruimtelijke indeling

De ruimtelijke indeling, voor het buitendijkse gebied, die wordt voorgesteld voor de evaluatie (zie figuur S.1) werkt met 4 verschillende niveaus die in elkaar genest zijn. In de praktijk sluiten de grenzen van de laagste niveaus niet naadloos op elkaar aan. Op niveau 4 wordt soms, bijvoorbeeld voor diversiteit habitats (ecotopen), een nog fijnere indeling gehanteerd. In de fiches wordt steeds aangegeven op welk ruimtelijk niveau een beoordeling moet gebeuren. De voorgestelde indeling komt op niveau 3 grotendeels overeen met de KRW indeling in waterlichamen.



Figuur S.1

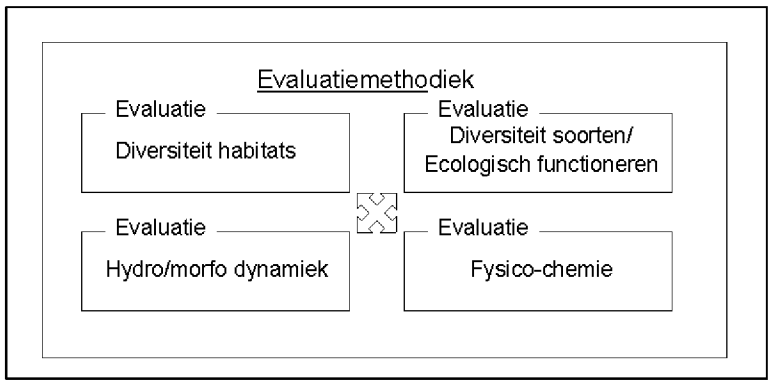
Ruimtelijke indeling Schelde-estuarium van de evaluatiemethodiek

2.2 Methodiek (terminologie, werkwijze evaluatie, voorbeeld)

A) Gebruikte terminologie: functie, thema, indicator, factor, ingreep, autonome ontwikkeling

In de LTV2030 worden drie grote **functies** als prioritair gezien. Een streefbeeld werd uitgetekend (zie figuur S.2) voor de functies veiligheid (tegen overstromen), toegankelijkheid (scheepvaart) en natuurlijkheid (behoud fysische systeemkenmerken, gezond en dynamisch ecosysteem). De ontwikkelde evaluatiemethodiek is een methodiek voor deze drie functies. Een uitzondering hierop is de evaluatiemethodiek voor de economische component van de functie toegankelijkheid. Deze evaluatie valt onder de verantwoordelijkheid van de Permanente Commissie.

Voor elk van de drie functies werd parallel vanuit 4 **thema's** een evaluatiemethodiek uitgewerkt.



Figuur S.2 De evaluatiemethodiek is opgebouwd uit de evaluatiemethodiek per thema

De 4 thema's zijn zo gekozen omdat Hydro- en Morfodynamica samen met Fysico-chemie de basis beschrijving van het Scheldesysteem vormen. Vanuit de basis vormen zich de diverse leefgebieden, de diversiteit aan Habitats. Deze worden vervolgens bevolkt door organismen die met elkaar het voedselweb van het Schelde systeem vormen, Diversiteit soorten/Ecologisch functioneren. De thema's vormen daarmee de hoofdingang van de evaluatiemethodiek. De evaluatiemethodiek is opgebouwd uit een evaluatiemethodiek voor elk van de 4 thema's (zie figuur 2.4) die samen de kern van dit rapport vormen.

De evaluatiemethodiek binnen elk thema werkt met een set **indicatoren** en **factoren**.

Indicatoren vertegenwoordigen de voornaamste systeemcomponenten binnen de 4 thema's. Ze zijn afgeleid uit de systeembeschrijving. Elke functie kan dus indicatoren hebben die afgeleid zijn uit de 4 thema's.

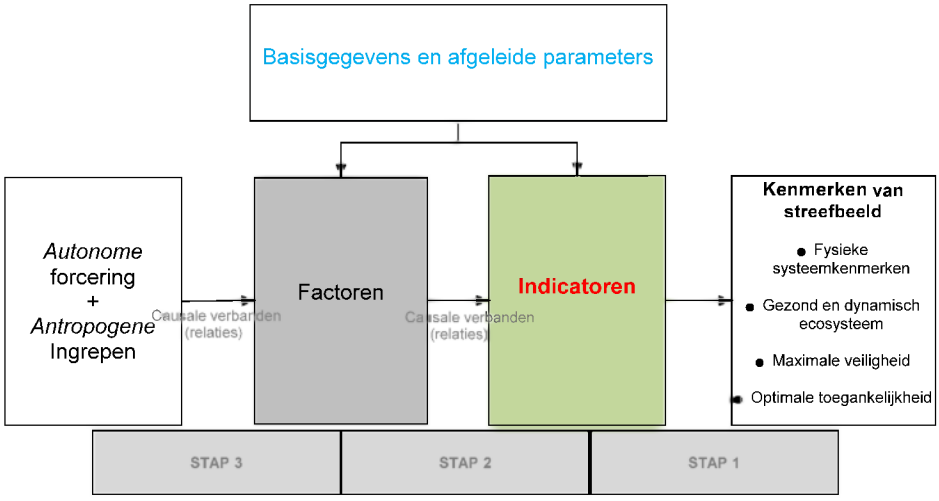
Factoren vertegenwoordigen aspecten die een cruciale rol spelen in de sturing of het gedrag van een bepaalde indicator. Elke indicator kan dus beïnvloed worden door factoren die uit de 4 thema's afkomstig kunnen zijn. Eenzelfde aspect kan binnen de ene deelevaluatie een indicator zijn, terwijl het binnen een andere als factor kan optreden.

Factoren (en daarmee indicatoren) worden beïnvloed door **ingrepen** maar ook door **autonome ontwikkelingen**.

B) Werkwijze uitvoering evaluatie per thema

De evaluatiewerkwijze per thema verloopt in 3 stappen (figuur S.3). **Deze 3 stappen moeten bij elke evaluatie steeds geheel doorlopen worden.** Bij een evaluatieresultaat

waarbij de indicatorwaarden zich lijken te ontwikkelen naar de gewenste situatie, kan men zich afvragen of de analyse met de relevante factoren niet achterwege kan worden gelaten. Echter, ook in dit geval is het belangrijk na te gaan of de resultaten voor de indicatorresultaten worden onderbouwd door de evolutie van de factoren.



Figuur S.3 Overzicht gevolgde werkwijze

Stap 1: berekening en beoordeling indicatoren

In stap 1 wordt op basis van de monitoringsgegevens de temporele evolutie van de indicatoren in beeld gebracht en beoordeeld. De beoordeling gebeurt op basis (indien beschikbaar) bestaande normen of streefwaarden. Hier kan soms, weliswaar geargumenteerd, van afgeweken worden. Is er geen concrete beoordeling waarnaar kan worden gerefereerd, dan is een beoordeling ontwikkeld in termen van gewenste/ongewenste ontwikkeling.

Stap 2: validatie beoordeling met factoren

In stap 2 wordt de ontwikkeling verklaard. Hiervoor worden de *factoren* die van invloed zijn op de indicatoren berekend en wordt aangegeven of de ontwikkeling van indicatoren en factoren samenhangend is. Factoren worden niet beoordeeld, hoewel sommige binnen een ander thema zelf indicator zijn en dus wel een oordeel krijgen.

Stap 3: causaal onderzoek (ontwikkeling gerelateerd aan ingrepen of autonome ontwikkeling)

In stap 3 wordt aangegeven of de ontwikkeling gerelateerd is aan autonome ontwikkelingen en/of antropogene effecten (*ingrepen*).

Hoofdstuk 3. Hydro- en morfodynamiek

3.1 Gehanteerde werkwijze

De hydro- en morfodynamiek zijn sturend voor het estuarium en spelen een rol bij alle kenmerken van het streefbeeld 2030

Voor de eerste stap zijn de indicatoren en streefwaarden bepaald. Voor de tweede stap zijn de factoren bepaald. Bij de evaluatie wordt beoordeeld of de ontwikkeling van indicatoren en factoren samenhangend is. Voor stap 3 kan gezegd worden dat deze laatste stap niet volledig uitgewerkt kan worden.,aangezien de effecten van autonome ontwikkeling en ingrepen voor een groot deel kwalitatief en kwantitatief onbekend, onvoldoende getoetst of te toetsen zijn.

3.2 Vaststelling en beoordeling van indicatoren

3.2.1 Instandhouden fysieke systeemkenmerken
In de Langetermijnvisie Schelde-estuarium wordt als streefbeeld een systeem van hoofd- en nevengeulen met tussenliggende platen en ondiepwatergebieden in de Westerschelde en een riviersysteem met meanderend karakter in de Zeeschelde beschreven. De indicatoren voor het handhaven van de fysieke systeemkenmerken zijn vrij direct uit het streefbeeld af te leiden.

1) Voor de aanwezigheid van hoofd- en nevengeulen is een langdurige (decennia) ontwikkeling van het geulsysteem in een bepaalde richting (een te sterke afname van het relatieve belang van de nevengeulen) niet gewenst. De indicatoren hiervoor zijn de veranderingen in *geuldimensies:* verandering van het watervolume van de nevengeulen, verandering van de gemiddelde diepte van de nevengeulen en de verandering van het areaal ondiepwater.

2) De indicatoren voor de aanwezigheid van platen zijn de verandering in *plaatdimensies*: de verandering in plaatomtrek en de verandering in areaal intergetijdengebied op platen.

3) De laatste indicatoren hangen samen met de verandering in *oeverdimensies*[1]: de verandering in de lengte van oevers en de verandering in areaal intergetijdengebied op oevers.

De indicatoren worden beïnvloed door de volgende factoren 1) *verschijningsvorm van geulen en platen,* 2) *evenwicht van geulen en stortcapaciteit* en 3) *de aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen.*

1) *De verschijningsvorm van geulen en intergetijdengebieden*: op basis van morfologische kenmerken (i.e. *het relatief areaal intergetijdengebied, de breedte-diepteverhouding van een bochtgroep en de verhouding tussen de diepte bij hoogwater en laagwater*) kan de verschijningsvorm (meer-, twee- of ééngeulsysteem) naar verwachting weergegeven worden. Veranderingen in de genoemde morfologische kenmerken kunnen duiden op een mogelijke verschuiving van de verschijningsvorm.

2) Het *evenwicht van geulen*: de verandering van de verhouding tussen het getijvolume en het doorstroomoppervlak, TV / A, geeft aan of er in de geul sprake is van een dynamisch evenwicht (min of meer constante waarde) of een nieuw evenwicht ontstaat (in de tijd veranderende waarde). Een systeem van geulen en platen kent in essentie namelijk twee verschillende evenwichtssituaties te weten (1) twee of meer grote

1. *Met oevers wordt grenzend aan vasteland bedoeld (in tegenstelling tot platen)*

geulen en (2) een één-geul systeem. De morfologische toestand van een systeem van geulen en platen kan in principe omslaan van de ene evenwichtstoestand naar de andere.

Gekoppeld aan deze omslag van geulen is de derde indicator de *stortcapaciteit van geulen*. Ten behoeve van vaargeulonderhoud wordt er in de geulen gebaggerd en gestort wat direct ingrijpt op het evenwicht van de geulen. Zolang het stortcriterium niet wordt overschreden, is de verwachting dat er sprake is van een dynamisch evenwicht waarin ruimte bestaat voor het verplaatsen van sediment door de mens (baggeren en storten). Door het overschrijden van de stortcapaciteit kan het evenwicht verstoord worden en een omslag optreden.

3) *Aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen*: het aaneengroeien en ophogen van platen is mogelijk (mede) een gevolg van een verminderde functionaliteit van de zogenaamde kortsluitgeulen. De drijvende kracht achter de *aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen* is het verval tussen eb- en vloedgeul (uitgedrukt in een verhangindicator): het verloop van de factor *verhangindicator* is hierdoor van belang voor het in beeld brengen van de potentiële aanwezigheid van kortsluitgeulen en daarmee de omvang en vorm van platen.

Er bestaat nog geen eenduidige streefwaarde voor het behoud van de fysieke systeemkenmerken. Wel is het mogelijk om waargenomen ontwikkelingen van de indicatoren te classificeren als gunstig of ongunstig. Een afname, en met name een versterkte afname, van de indicatoren wordt als ongunstig beoordeeld.

3.2.2 Een gezond en dynamisch ecosysteem

De indicatoren voor een gezond en dynamisch **eco**systeem worden afgeleid in de overige thema's (fysico chemie - hoofdstuk 4, diversiteit habitats - hoofdstuk 5, diversiteit soorten en ecologisch functioneren - hoofdstuk 6). Bij het in beeld brengen van de factoren die deze indicatoren beïnvloeden is gebleken dat een deel van deze indicatoren beïnvloed wordt door *hydro- en morfodynamische factoren.* Er is gekozen om deze hydro- en morfologische factoren uit de andere thema's in dit thema hydro- en morfodynamiek uit te werken.

De oppervlakte (voldoende ruimte), dynamiek en de kwaliteit van habitats zijn cruciale evaluatiepunten voor een gezond en dynamisch ecosysteem (zie hoofdstuk 5 en 6). De ecotopen vormen de basiseenheden voor de beoordeling van de habitatdiversiteit. Deze worden mede bepaald door de volgende hydro- en morfodynamische factoren:

- Waterstanden (extreme en gemiddelde hoog- en laagwaterstanden, getijslag, duur opgaand en afgaand getij)
- Snelheden (hoog-laag dynamisch)
- Bathymetrie (diepte/hoogteligging)
- Bodemsamenstelling (kenmerken van sediment en substraat)

Een afname van de ecologische waardevolle ecotopen (i.e. laagdynamisch ondiep water, platen, slik en schor) wordt beschouwd als ongewenst, evenals een relatieve toename van diepwater ten opzichte van deze ecologisch waardevolle ecotopen (hoofdstuk 5). Veranderingen in de hydro- en morfodynamische factoren kunnen ten grondslag liggen aan dergelijke ongewenste ontwikkelingen: *de evolutie van waterstanden, snelheden, bathymetrie (i.e. erosie en sedimentatie) en bodemsamenstelling* vormt een essentieel onderdeel van de evaluatie.

In een gezond en dynamisch systeem is er sprake van een dynamische wisselwerking tussen opbouwende processen (sedimentatie) en afbrekende processen (erosie) van ondiep water, platen, slikken en schorren. Hierdoor bestaat er een zekere mate van

dynamiek in oppervlakte (areaal) van ecologisch waardevolle ecotopen. Bij de beoordeling moet dan ook gekeken worden naar een *systematische* areaalverandering, veroorzaakt door een veranderend evenwicht tussen opbouwende en afbrekende processen. Voorbeelden voor deze vormende krachten zijn de verandering in verschijningsvorm van geulen, de mate van evenwicht van geulen en de aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen uit de voorgaande paragraaf: Het *instandhouden van de fysieke systeemkenmerken* en *een gezond en dynamisch ecosysteem* staan niet los van elkaar.

3.2.3 Maximale veiligheid

Voor de veiligheid zijn de *hoogwaterstanden* van belang, in het bijzonder de extreme hoogwaterstanden. De hoogwaterstanden in het estuarium bepalen de hydraulische randvoorwaarden, waarmee de dijken worden getoetst aan de geldende veiligheidsnorm. In delen van het estuarium speelt *golfbelasting* een rol. Daarnaast zijn de *stroomsnelheden nabij waterkeringen* van belang, in het bijzonder onder maatgevende condities.

Het toetsen van de waterkering aan de wettelijke veiligheidsnorm vormt geen onderdeel van deze systeem evaluatie. Voor deze systeemevaluatie gelden voor de waterstanden en snelheden geen normen uit de wet of beleidskaders.
Wel kunnen de volgende ontwikkelingen van de indicatoren als ongunstig beoordeeld worden voor het handhaven van de functie veiligheid:

- Een toename van de hoogwaterstanden, met name een toename groter dan de zeespiegelstijging (in vergelijking met een referentiestation buiten het estuarium).
- Een (initiële) toename van de stroomsnelheden, met name een toename groter dan de toename door een grotere getijslag in de mond van het estuarium.
- Een toename van golfhoogte, met name een versterkte toename ten opzichte van de toename in de monding.

3.2.4 Optimale toegankelijkheid

De laagwaterstanden (in het bijzonder de extreme laagwaterstanden) en vaargeuldiepten zijn van direct belang voor de toegankelijkheid van het estuarium voor de scheepvaart. De *voortplantingsnelheid van het laagwater* is mede bepalend voor het tijdvenster ten behoeve van de getijgebonden scheepvaart. In de (Wester)Schelde wordt de vaargeul op diepte gehouden. daarom is het *baggervolume* (m.n. op de zogenaamde drempels) een indicator voor de functie toegankelijkheid. Daarnaast zijn de *(dwars)stroomsnelheden* van belang voor de scheepvaart.

De volgende ontwikkelingen van de indicatoren kunnen als ongunstig beoordeeld worden voor het handhaven van de functie toegankelijkheid:

- Verlaging van de laagwaterstanden net als toename van de voortplantingsnelheid van het getij en vervorming van de getijcurve.
- Afname van de vaargeuldiepte (m.n. op drempels).
- Toename van het baggervolume.
- Een (initiële) toename van de stroomsnelheden, met name een toename groter dan de toename door een grotere getijslag in de mond van het estuarium, om het bemoeilijken van de scheepvaart te voorkomen.

3.2.5 Overzicht van indicatoren

In onderstaande tabel staat het overzicht van de hydro- en morfodynamische indicatoren. Voor het overzicht van de factoren die de indicatoren bepalen wordt verwezen naar het hoofdstuk 3.

Indicator	Evaluatie
Geuldimensies: • verandering watervolume van geulen • verandering gemiddelde diepte van geulen • verandering in areaal ondiepwater	Fysieke systeemkenmerken
Plaatdimensies: • verandering in plaatomtrek • verandering in areaal intergetijdengebied op platen	
Oeverdimensies: • Verandering in lengte van de oevers • Verandering in areaal intergetijdengebied op oevers	
Voor indicatoren wordt verwezen naar de overige hoofdstukken. Vanuit het thema hydro- en morfodynamiek is er enkel sprake van factoren.	Een gezond en dynamisch ecosysteem
Hoogwaterstand: • gemiddeld (Jaargemiddeld hoogwater voor gemiddeld tij, springtij en doodtij en jaargemiddelde waterstand) • extreem (hoogste hoogwater en extreem hoogwater met 10%, 5% en 1% overschrijding) • Golfhoogte	Veiligheid
Snelheden: • de maximale eb- en vloedstroomsnelheid	+ Toegankelijkheid
Laagwaterstand: • gemiddeld (Jaargemiddeld laagwater voor gemiddeld tij, springtij en doodtij en Jaargemiddelde waterstand) • extreem (hoogste hoogwater en extreem hoogwater met 10%, 5% en 1% overschrijding)	Toegankelijkheid
Waterstanden (tijdvenster): • Voortplantingssnelheid laagwater en hoogwater • Vorm van getijcurve	
Vaargeuldiepte: • Gemiddelde geuldiepte • Minimale geuldiepte	
Ingrepen: • Totale baggervolume • Baggervolume op drempels	

Tabel S.1 Indicatoren Hydro-en morfodynamiek

3.3 Effecten van ingrepen

De factoren die de hydro- en morfodynamische indicatoren beïnvloeden kunnen verdeeld worden in twee groepen:

- Extern: de randvoorwaarden van buiten het Schelde estuarium. Deze factoren bestaan voornamelijk uit autonome forceringen en meteorologische invloeden.
- Intern: antropogene ingrepen (zoals ontpolderen, baggeren, storten, zandwinning, GOG en GGG).

Baggeren, storten en zandwinning grijpen direct in op de diepte van de geulen. Door te veel storten in een geul kan op termijn het evenwicht veranderen en in principe omslaan naar een één-geulsysteem. Om dit te voorkomen mag er in een geul niet meer gestort worden dan de stortcapaciteit (zie factor stortcapaciteit in paragraaf 3.2). De invloed van baggeren op het evenwicht van geulen is waarschijnlijk beperkter. Er bestaan verschillende hypothesen over de effecten van baggeren op de geulontwikkeling. In lopende LTV-projecten worden deze hypothesen onderzocht (getoetst). Door zandwinning wordt er zand onttrokken aan het systeem. Hypothesen over het effect op de hydro- en morfodynamiek worden eveneens in LTV-projecten onderzocht. Bij een grootschalige verdieping kunnen de volgende principiële effecten optreden: een toename van de getijslag bij relatief geringe waterdiepten, een afname of het constant blijven van de getijslag bij relatief grote waterdiepten, een afname van de gemiddelde waterstand, een toename van de voortplantingssnelheid van de getijgolf, een afname van de getij-asymmetrie (die mede bepalend is voor het netto sedimenttransport).

Storten op of in de omgeving van plaatranden en oevers beïnvloedt direct de lokale sedimentatie en stroomsnelheden en zorgt daardoor voor een wijziging in ecotopen. De stabiliteit (erosiegevoeligheid) van de storting bepaalt de duur en het invloedgebied.

Hoofdstuk 4. Fysico chemie

4.1 Inleiding

Deze evaluatiemethodiek wordt gestuurd vanuit het ecosysteem functioneren. Voor fysico-chemie is dat de meest logische keuze; evaluatie van fysico-chemie is immers geen doel op zich. Ook de Kaderrichtlijn Water volgt deze logica. De klemtoon is verschoven van harde waterkwaliteitscriteria naar doelstellingen in functie van dit ecosysteem functioneren. Het opstellen van een evaluatiemethodiek en indicatoren vereist bijgevolg een zeer grondige kennis van het functioneren van het ecosysteem. Het uitwerken van criteria voor de evaluatie van elke indicator impliceert dat grenzen worden gezocht waarbinnen de indicator mag fluctueren zodat het goed functioneren van het ecosysteem niet wordt belemmerd en het bereiken van bepaalde biologische kwaliteitskenmerken wordt verzekerd.

De eisen die het ecosysteem stelt aan elke indicator kunnen veranderen in tijd en ruimte. Criteria voor een welbepaalde indicator zullen dus ook kunnen verschillen van zone tot zone en van seizoen tot seizoen. Ook het ecosysteem functioneren kan evolueren over de jaren heen. Het is daarom nodig dat de criteria en de evaluatiemethodiek zelf worden bijgesteld in functie van deze veranderingen. Als de kennis over het ecosysteem functioneren uitbreidt, kunnen indicatoren en criteria verfijnd worden. Daarom is deze evaluatiemethodiek geen loutere opsomming van indicatoren en criteria, maar geeft het de stappen weer in het denkproces om tot indicatoren en criteria te komen.

Voor de ondersteunende fysico-chemie werden volgende evaluatiemethodieken opgesteld:

- zuurstof
- nutriënten en organische belasting
- lichtklimaat
- temperatuur
- zoutgehalte
- toxische stoffen

Ze zijn elk bepalend voor het goed functioneren van het ecosysteem. Een afwijking in 1 van hen, kan leiden tot een verstoring van het gehele estuariene ecosysteem. Wanneer alle indicatoren voldoen aan de voorgestelde criteria, is er een goede fysisch-chemische basis voor een optimaal ecologisch functioneren.

Om te kunnen spreken van een robuust ecosysteem, moeten de voorgestelde criteria ook gehaald worden bij een (beperkte) verstoring van het systeem. Verstoringen (zoals een piekdebiet of een hete zomer) die gemiddeld eens om de zes jaar voorkomen, worden als een “normale” verstoring beschouwd waartegen de Schelde bestand moet zijn. Wanneer met zo’n modelmatig opgelegde verstoring het ecosysteemmodel aangeeft dat een indicator nog steeds voldoet aan de gestelde criteria, dan is het systeem robuust. De robuustheidstest voor fysico-chemie volgt eenzelfde logica als de veiligheidsbenadering. Daar wordt het systeem ook niet gunstig beoordeeld als er dat jaar geen overstromingsramp was, maar gebeurt de evaluatie op basis van verstoringen (stormen) die worden opgelegd aan een model.

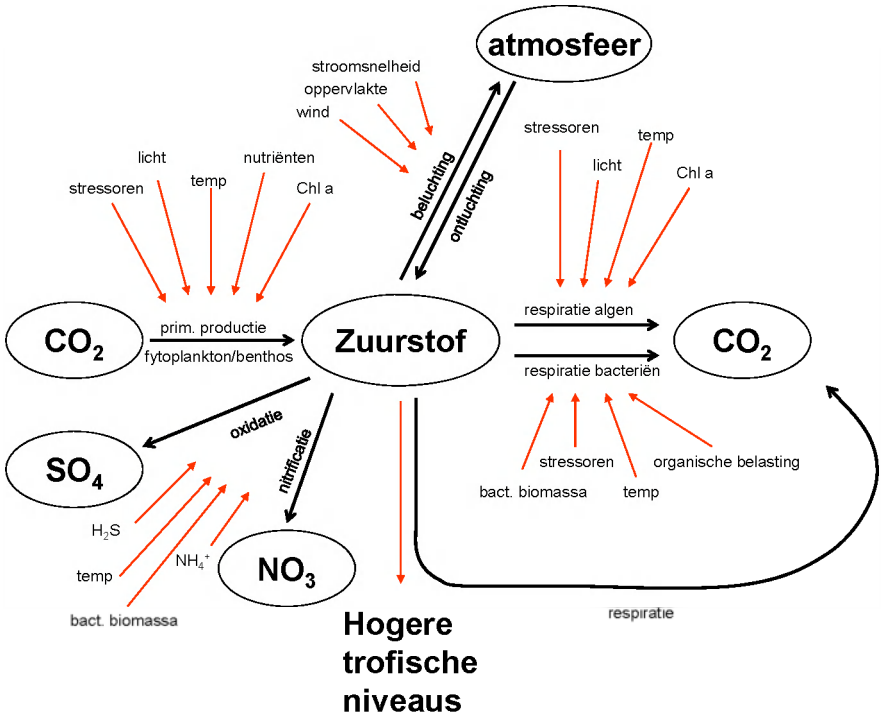
4.2 Zuurstof

Zuurstof is van levensbelang voor alle dierlijk leven, van kleine planktonbeestjes tot grote vissen. Schort er iets aan het zuurstofgehalte in het water, dan zal het gehele ecosysteem hiervan de gevolgen dragen. Zuurstof vormt daarom een cruciale indicator voor de kwaliteit van het ecosysteem en krijgt een centrale rol in deze evaluatiemethodiek (figuur S.4).

Als eerste stap werd nagegaan welke de zuurstofvereisten zijn voor de verschillende onderdelen van het aquatische ecosysteem, om zo minimumwaarden af te leiden die het goed functioneren van het ecosysteem verzekeren. Deze minimumwaarde kan variëren

in tijd en ruimte. Zo zal bijvoorbeeld het zuurstofcriterium tijdens perioden van vismigratie hoger liggen, en kunnen andere eisen gelden in die zones die als kraamkamer voor vis worden gebruikt.

Het zuurstofgehalte in het water is de resultante van fysische opname vanuit de atmosfeer en zuurstofproductie door algen enerzijds, en consumptie voor ademhaling en oxidatieprocessen anderzijds. Beide processen worden beïnvloed door tal van factoren (figuur S.4). Wanneer consumptie de bovenhand heeft op opname en productie, bestaat het risico dat de minimumvereisten voor zuurstof niet worden gehaald met mogelijke gevolgen voor het gehele ecosysteem. De criteria voor zuurstof zullen daarom een leidraad vormen bij het afleiden van criteria voor andere fysico-chemische indicatoren (de factoren licht, temperatuur, nutriënten, organische belasting, zout en toxische stoffen) die zuurstofproductie of -consumptie beïnvloeden.



Figuur S.4: 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.

Omdat lage concentraties aan zuurstof problemen veroorzaken, wordt de indicator ***dagminimum zuurstof*** voorgesteld. Voor elke dag wordt de minimale zuurstofconcentratie getoetst aan criteria. De criteria voor deze indicator verschillen naargelang het seizoen en de plaats, omdat de eisen die het ecosysteem stelt ook niet constant zijn.

Deze indicator vereist continue zuurstofdata, in ruimte en tijd. Dit is essentieel: zuurstofmimima komen immers vaak lokaal voor (bijvoorbeeld nabij de monding van een sterk vervuilde zijrivier) en kunnen beperkt zijn in de tijd (bijvoorbeeld enkel 's nachts). Voor de ruimtelijke spreiding volstaat het huidige meetprogramma. Voor de temporele dekking is een ecosysteemmodel vereist, aangevuld met de data van enkele permanente meetstations (minstens daar waar grote zuurstofschommelingen aan de orde zijn. Dit beperkt zich tot de Zeeschelde).

Een toetsing aan de vooropgestelde criteria geeft aan of het zuurstofgehalte toereikend is voor het vervullen van de gewenste ecosysteemfuncties. Met een robuustheidstest wordt bovendien nagegaan of het ecosysteem voor de indicator "dagminimum zuurstof" bestand is tegen een "normale" verstoring ten gevolge van debietsschommelingen of veranderingen in lichtdoordringing.

Wanneer het zuurstofgehalte niet toereikend is, wordt de totale duur per maand bepaald waarvoor het criterium niet wordt bereikt. Dit geeft een indicatie voor de grootte van het zuurstofprobleem inzake o.a. vismigratie of paaigeschiktheid. Voor een inschatting van acute zuurstofproblemen (toxiciteit), wordt de duur berekend dat het zuurstofgehalte daalt onder een kritische drempel.

Om een vergelijking te kunnen maken met voorgaande jaren en om trends af te leiden, worden ook de indicatoren ***maandgemiddelde dagminimum zuurstof*** en ***maandminimum zuurstof*** bepaald.

4.3 Nutriënten en organische belasting

De doelstelling hier is nagaan of de nutriëntvracht die door de Schelde passeert, het bereiken van een goede ecologische status niet in de weg staat. Dit geldt zowel voor een goede status in de Schelde zelf (Westerschelde en Zeeschelde) als in het mondingsgebied en de kustzone. Net zoals het estuarium, kampt ook de kustzone met eutrofiëringsproblemen. Bij de evaluatie van de fysico-chemie van de Schelde, wordt de bijdrage aan de vervuiling van de Noordzee mee in rekening gebracht. De evaluatiecriteria voor nutriënten zullen daarom deels vertrekken vanuit de vereisten voor de kustzone, aangevuld met vereisten om in elke deelzone van het estuarium een goede ecologische kwaliteit te waarborgen.

In de literatuur staat uitvoerig beschreven tot welke gevolgen een overmaat aan nutriënten kan leiden. Zuurstoftekorten en verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling zijn in deze evaluatiemethodiek bepalend voor opstellen van indicatoren en criteria.

Zuurstoftekorten

Hoge nutriëntconcentraties leiden tot pieken in algenbloei. Wanneer bij veranderende weersomstandigheden deze grote algenmassa afsterft, kunnen zuurstoftekorten optreden. Ook de bacteriële afbraak van de grote vuilvracht (organische belasting) vanuit de zijrivieren vergt veel zuurstof. Om het risico op zuurstofproblemen in te schatten werden daarom indicatoren en criteria opgesteld om de vuilvracht te meten, en de nutriënten te evalueren in functie van algenbloei.

De totale vracht aan opgeloste anorganische stikstof (TDIN) en orthofosfaat is een goede maat voor het risico op overmatige algenbloei en het ontstaan van een grote autochtone zuurstofvraag. In het huidige estuarium echter zijn nutriënten meestal niet limiterend. Lichtbeschikbaarheid en verblijftijd zijn minstens even belangrijk. Criteria voor TDIN en orthofosfaat dienen daarom via een ecosysteemmodel afgeleid te worden, rekening houdend met het heersende lichtklimaat en normale fluctuaties in verblijftijd.

Als maat voor de organische belasting, de vuilvracht, worden de indicatoren fastNOD, slowNOD en BOD-C voorgesteld. **Fast en slowNOD** geven de zuurstofvraag voor nitrificatie (omzetting tot nitraat) van diverse stikstofverbindingen. Deze kan opgesplitst worden in een snel omzetbare fractie en een trage. **BOD-C** is een maat voor de zuurstofvraag voor mineralisatie van koolstofverbindingen. Gezien enkel de Zeeschelde te kampen heeft met te hoge organische belasting (in de Westerschelde is de vuilvracht reeds sterk verdund of afgebroken), zijn deze indicatoren enkel van toepassing in de Zeeschelde.

Verschuivingen in fytoplanktongemeenschappen

Een teveel aan nutriënten, en vooral hoge nutriëntgehaltes in de verkeerde onderlinge verhouding, kan leiden tot verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling. Niet alle plankton vervult echter dezelfde ecologische rol (sommige algen zijn bijvoorbeeld gewenst als voedsel, andere niet), waardoor een verstoring van de planktongemeenschap kan leiden tot een verstoring van het gehele ecosysteem. Naast de totale concentratie aan opgelost anorganisch stikstof, speelt de verhouding van silicium ten opzichte van N of P een essentiële rol. Daarom worden volgende indicatoren voorgesteld: **DSi, ICEP en TDIN**.

DSi, ofwel opgelost silicium, is een essentieel voedingselement voor kiezelwieren. Een tekort aan dit element is een indicator voor het gevaar op verschuivingen in het fytoplankton, en dient bepaald te worden in elke zone van het estuarium. Om het gevaar op verschuivingen in de kustzee in te schatten, wordt de jaarlijkse **TDIN flux** naar de kustzee bepaald. Vanaf bepaalde grenswaarden ontstaat immers het risico op schadelijke algenbloei in de kustwateren. Naast totale concentratie, zijn ook de onderlinge verhoudingen tussen nutriënten van belang. Hiervoor werd de **ICEP** (Indicator for Coastal Eutrofication Potential) ontwikkeld, welke weergeeft hoeveel ongewenste algen zich kunnen ontwikkelen in afwaartse gebieden. Deze ICEP maakt gebruik van de vrachten aan nutriënten en hun onderlinge verhouding, en kan bepaald worden op basis van het opgeloste silicium, maar ook op basis van het biogene silicium (dit is het silicium opgenomen in biologische structuren).

Sommige nutriënten kunnen ook rechtstreeks schadelijk zijn voor diverse organismen. Nitriet en ammoniak worden daarom mee opgenomen als indicator en getoetst aan toxiciteitscriteria.

4.4 Lichtklimaat

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.

Helaas is de kennis over het lichtklimaat nog vrij beperkt. Aangenomen wordt dat door menselijk toedoen de lichtlimitatie is toegenomen omdat het systeem troebeler en dieper is geworden. In deze evaluatiemethodiek stellen we daarom dat een verdere toename van de lichtlimitatie nadelig is.

Om dit te beoordelen wordt de indicator **jaargemiddelde en zesjaarlijks gemiddelde eufotische diepte** voorgesteld. De eufotische diepte is de diepte waarop nog slechts 1% van het invallende licht overblijft. Gemiddeld over zes jaar neemt deze best niet af en de jaarlijkse schommelingen blijven best beperkt tot 15% van dit gemiddelde. Om schommelingen binnen 1 jaar te beoordelen, worden ook de jaarlijkse minima en maxima voor eufotische diepte getoetst.

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. Daarom worden ook het **jaargemiddelde en zesjaarlijks gemiddelde lichtlimitatie** bepaald.

Hoewel de evaluatie van het lichtklimaat in hoofdzaak nagaat of er geen verslechtering van het lichtklimaat optreedt, verdient ook een mogelijke sterke verbetering van het lichtklimaat de nodige aandacht. De sterke eutrofiëringsproblematiek wordt immers voor een deel beperkt door lichtlimitatie van de algenbloei. Een evaluatie van een verbeterd lichtklimaat kan daarom niet los gezien worden van de trends in nutriënten.

4.5 Temperatuur

Via klimaatsveranderingen, maar ook rechtstreeks via thermische lozingen, beïnvloedt de mens de temperatuur van het Scheldewater en bijgevolg het goed functioneren van het ecosysteem. Dit 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 of kunnen trofische relaties verstoord worden. Daarnaast draait het niet alleen om de temperatuur an sich, maar om temperatuursveranderingen welke een reeks processen kunnen initiëren, zoals zaadkieming, algenbloei of vistrek. Temperatuur en temperatuurvereisten variëren in tijd en ruimte.

Bijna alle menselijke ingrepen die een effect hebben op de watertemperatuur van de Schelde, leiden tot een stijging. Daarom zal hier voornamelijk gekeken worden naar bovengrenzen, via de indicator **dagmaximum temperatuur.** Deze blijft best onder een bepaalde kritische waarde om bijv. vissterfte te vermijden. Om geen negatieve effecten te hebben op bepaalde stadia in de levensloop van diverse organismen, wordt ook de indicator **gemiddelde seizoenstemperatuur** ingevoerd. Voor elk seizoen zijn criteria opgesteld welke het goed functioneren van het ecosysteem moeten toelaten.

4.6 Saliniteit/specifieke geleidbaarheid

Een van de belangrijkste kenmerken van estuaria is de saliniteitsgradiënt. 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.

Door inpolderingen en baggerwerken heeft de mens een grote impact op het getij en bijgevolg op de zoutintrusie. Anderzijds is door menselijk ingrijpen de zoetwatertoevoer naar het estuarium ingrijpend beïnvloed. Grote debieten zoetwater worden van het estuarium weggeleid, in hoofdzaak om kanalen te voorzien van een voldoende grote toevoer aan zoetwater.

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 voor geschoven deze karakteristieke gradiënt te beschermen. Het opstellen van evaluatiecriteria voor saliniteit is dus zeker aan de orde. Volgende indicatoren worden voorgesteld:

Stratificatie: het optreden van stratificatie is ongewenst, omdat dit met de huidige nutriëntvrachten kan leiden tot zuurstofloze zones nabij de bodem.

Seizoensgemiddelde saliniteit/geleidbaarheid: omwille van het behoud van de volledige zout-zoetgradiënt wordt de seizoensgemiddelde saliniteit en geleidbaarheid bepaald.

Geleidbaarheidsgradiënt: grote schommelingen in het zoutgehalte binnen 1 tijbeweging zijn nadelig voor de meeste organismen.

Geleidbaarheidsschommelingen: zeer sterke veranderingen in het zoutgehalte op relatief korte termijn (dagen), bijvoorbeeld ten gevolge van sterke debietsfluctuaties zijn nadelig voor het ecosysteemfunctioneren, niet enkel omwille van de geleidbaarheidsschommelingen, maar vooral ook omwille van de veranderingen in verblijftijd.

4.7 Toxische stoffen

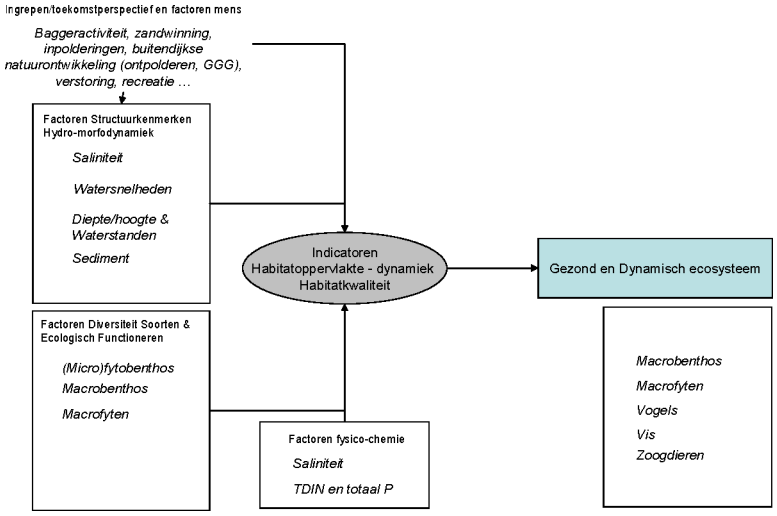
Binnen het thema fysico-chemie gaat veel aandacht naar nutriënten en organische belasting. Deze stoffen hebben een invloed op het ecosysteem functioneren, maar het ecosysteem zal zelf ook een invloed uitoefenen op deze stoffen. Toxische stoffen hebben evenzeer een determinerende invloed op het ecosysteem. Ze kunnen interfereren met de groei of voortplanting van diverse organismen, of kunnen in extreme gevallen acuut toxisch zijn. Ze zijn daarom steeds ongewenst. Een evaluatie aan de hand van het ecosysteemfunctioneren ligt daarom minder voor de hand. Deze evaluatiemethodiek stelt daarom voor om voor toxische stoffen de benadering uit de Kaderrichtlijn Water integraal te volgen.

Fysico-Chemie	Zuurstof Dagminimum zuurstof Maandgemiddelde dagminimum zuurstof Maandminimum zuurstof
	Nutriënten en organische belasting Stikstof zuurstofvraag (zeer snel opneembare stikstoffractie) (FastNOD) Stikstof zuurstofvraag (traag omzetbare stikstoffractie) (SlowNOD) Biochemische zuurstofvraag (BOD-C) Totale vracht aan opgeloste organische stikstof (TDIN) en fosfor (P) Opgeloste silicium (Dsi) Indicator of Coastal Eutrofication Potential - biogeen silicium (ICEP-DSi) en biogeen + opgelost silicium (ICEP-TSi) Flux totaal opgelost inorganisch stikstof (TDINflux) Nitriet (NO2-) Ammoniak (NH3-N)
	Lichtklimaat Jaargemiddelde en zesjaarlijks gemiddelde eufotische diepte Jaargemiddelde en zesjaarlijks gemiddelde lichtlimitatie Maximale en minimale eufotische diepte per jaar
	Temperatuur Dagmaximum temperatuur Seizoensgemiddelden temperatuur
	Saliniteit/ specifieke geleidbaarheid Stratificatie Seizoensgemiddelde saliniteit in zout/Seizoensgemiddelde geleidbaarheid in brak en zoet Geleidbaarheidsgradiënt Geleidbaarheidsschommelingen

Tabel S.2 Overzicht indicatoren fysico-chemie

Hoofdstuk 5. Diversiteit habitats

De habitat vormt het leefgebied van de organismen. Het is de locatie waar de systeemprocessen zich afspelen. Voldoende ruimte, een gepaste dosis aan dynamiek en een goede habitatkwaliteit zijn de sleutelbegrippen bij de evaluatie van de habitats. De indicatoren voor deze kenmerken zijn van belang voor de opbouw en de ondersteuning van het globale voedselweb van het Scheldesysteem. De voornaamste relaties met factoren die de habitatdiversiteit beïnvloeden staan weergeven in
Figuur S.5.
De habitatdiversiteit wordt in belangrijke mate bepaald door de hydro- en morfodynamische factoren. Belangrijke abiotische factoren zoals waterstanden, topografie, bathymetrie, stroomsnelheden, saliniteit en bodemsamenstelling vormen de directe link met het thema Hydro-/morfodynamiek. Ze bepalen de evolutie van de afgebakende ecotopen door antropogene ingrepen in het systeem of door natuurlijke processen (bijv. klimaat). De antropogene invloed kan ook rechtstreeks op de ecotopen (kwaliteit) inwerken bijv. door verstoring of recreatie.
De ecotopen zijn de basiseenheden van de habitatdiversiteitsbeoordeling. Ze worden afgebakend en weergegeven in ecotopenkaarten die opgemaakt worden volgens voorgeschreven protocollen (ZES.1 & Vlaamse ecotopenstelsel). Een ecotoop wordt gedefinieerd als een ruimtelijke eenheid die min of meer homogeen is wat betreft de voornaamste (a)biotische factoren en antropogene invloeden die voor de biota van belang zijn. De ecotoopgrenzen zijn in de huidige stelsels voornamelijk gericht op de ecologische responsen van het macrozoöbenthos in het sublitoraal en de slikken en op de respons van de macrofyten in de schorren (ZES.1 & Vlaamse ecotopenstelsel).
De validatie van de ecotopen is een proces in ontwikkeling. Veranderingen in de ecotopen hebben in eerste instantie een impact op de functie van het estuarium 'gezond en dynamisch systeem' en zijn voornamelijk gerelateerd met het thema 'Ecologisch functioneren' (macrozoöbenthos en macrofyten). Het areaal, de kenmerken en de kwaliteit van de habitat zijn uiteraard ook van belang voor de hogere trofische niveaus (vogels, vis, zoogdieren) die gelinkt zijn aan het macrozoöbenthos en macrofyten. Anderzijds kunnen de biota ook de habitatstructuur op een directe manier beïnvloeden (bijv. door bioturbatie, stabilisatie, sedimentvang). De voornaamste factoren in deze methodiek zijn (micro)fytobenthos (o.a. nopjeswieren en kiezelwieren), macrozoöbenthos en macrofyten.



Figuur S.5: De voornaamste factoren die de indicatoren habitatdiversiteit beïnvloeden (Habitatoppervlakte en -dynamiek en de Habitatkwaliteit) en de voornaamste functie waarvoor de indicatoren toepasbaar zijn

De beoordeling van de diversiteit van de habitats omvat twee luiken. Het eerste evalueert Habitatareaal en Dynamiek, het tweede behandelt de Habitatkwaliteit. Een overzicht van de indicatoren en indicatorgroepen binnen deze evaluatiemethoden is gepresenteerd in Tabel S.3.

Evaluatie	Indicatorgroep	Indicatoren	Analyse niveau
Habitatoppervlakte en dynamiek	Habitatoppervlakte	geaggregeerde ecotoopoppervlakte	per geaggregeerd ecotoop op niveau 1, 2
		ecotoopoppervlakte	per ecotoop op niveau 2 en 3
	Natuurontwikkeling	% gerealiseerde natuurfunctie	niveau 2, 3
		% gerealiseerde natuurdoelstelling	niveau 2, 3 en projectmonitoring
	Dynamiek	% pioniersvegetatie	niveau 3
		Ecotoopturn-over	niveau 3
Habitatkwaliteit	Structurele habitatkwaliteit	Hellingsanalyse	niveau 4
		Oppervlakte/omtrek verhouding platen	platen WS
		Oeverbeoordeling	niveau 3 ZS
	Biologische habitatkwaliteit	vegetatiezone maatlat	niveau 3
		vegetatiediversiteit	niveau 3, schorniveau
		Natura2000-Habitat in goede of voldoende toestand	niveau 3, per SBZ

Tabel S.3: Overzichtstabel van de in het thema 'Habitatdiversiteit' gehanteerde indicatoren per evaluatie en indicatorgroep. Het analyseniveau duidt de ruimtelijke schaal waarop de analyse uitgevoerd dient te worden (zie methodiek voor indeling).

Habitatoppervlakte en dynamiek

De eerste indicatorgroep in deze evaluatie legt de focus op de **habitatoppervlakte** en wijzigingen van *ecotopen* (of geaggregeerde ecotoopinformatie), die een belangrijke indicator zijn voor een gezond en dynamisch ecosysteem. De beoordelingscriteria in dit eerste luik zijn gericht op de areaaldoelstellingen geformuleerd in diverse beleidsdocumenten (OS2010, vergunning 3e verruiming, instandhoudingsdoelstellingen). Hoewel deels nog te ontwikkelen en te verfijnen, vormen de beoordelingsklassen en criteria opgesteld voor de Kaderrichtlijn Water (KRW) en beoordeling van de Natura 2000-habitats ook belangrijke instrumenten. De evaluatie sluit aan bij de rapportage voor deze richtlijnen. De klemtoon bij de beoordeling rust op de arealen aan ecologisch waardevolle ecotopen en de verhouding daarvan ten opzichte van het areaal 'diep sublitoraal'. Een relatieve toename van diep water wordt beschouwd als ongewenst voor de habitatdiversiteit en zal zich doorvertalen in het ecologisch functioneren. De geobserveerde veranderingen worden geanalyseerd ten aanzien van de verschillende factoren opgenomen in Figuur S.5.

De indicatorgroep '**natuurontwikkeling'** beoordeelt de uitvoering van de voorgenomen inrichtingsmaatregelen in de OS2010 (voor Vlaanderen uitgebreid met het Meest Wenselijke Alternatief - MWeA) met als doelstelling een robuust en duurzaam ecosysteem met veiligheidsfunctie. Het is hierbij gewenst om de vooropgestelde timing in verband met de ingrepen van de OS2010 en het MWeA te halen. De ingrepen zullen een directe impact hebben op de Hydro-/morfodynamische eigenschappen, habitatdiversiteit (& -areaal) en het ecologisch functioneren. Elementen die invloed hebben op deze indicator zijn de processen die een project tot uitvoering moeten brengen (vergunningen, budget, beslissingen,…).

Dynamiek vormt het sleutelbegrip van de laatste indicatorgroep. De term dekt verschillende ladingen zoals de hydrodynamiek, de schorcyclus en de overgang van de ene ecotoop in de andere. Inzake hydrodynamiek kan een onderscheid in laagdynamische en hoogdynamische gebieden worden gemaakt, om zo de ecologisch waardevolle laagdynamische gebieden te onderscheiden. De beoordeling van deze hydrodynamische factor is vervat in de indicator 'geaggregeerde ecotoopoppervlakte' waar de oppervlakte 'laagdynamisch gebied' wordt opgevolgd. Het evalueren van het proces van schorvernieuwing gebeurt op basis van het oppervlakteaandeel aan pioniersvegetaties en is wenselijk bij de oeversystemen aan land maar niet wenselijk op de platen. Een tweede indicator behandelt de ecotoop-turnover. In een gezond dynamisch systeem is er ruimte voor de omzetting van de ene ecotoop in een andere ecotoop kenmerkend voor de slik-schorcyclus, maar deze mag niet te snel en vooral niet

in één richting gebeuren. Sterke éénrichtings-turn-over van ecotopen kan op een verhoging van de hydrodynamiek en/of op een verandering van de getijamplitude duiden.

Habitatkwaliteit

Bij de habitatkwaliteitevaluatie onderscheiden we structurele en biologische habitatkwaliteitparameters.

De indicatorgroep '***structurele habitatkwaliteit'*** behandelt morfologische indicatoren die een impact hebben op de ecologische habitatkwaliteit.

Een *hellingsanalyse* van het sublitoraal wordt als indicatie voor de stabiliteit en erosie-druk op de natuurlijke onverdedigde oevers uitgewerkt. De helling is een belangrijk oeverstructuurkenmerk en bepaalt mee de hydro- en morfodynamiek voor de oevers. Veranderingen in helling beïnvloeden dus de beschikbaarheid van het habitat voor fauna. Steile oevers en versteiling van de helling zijn ongewenst. Flauwere hellingen zorgen voor een groter potentieel foerageerhabitat. Volgens een hiërarchisch principe wordt voorgesteld om voor zones waar de evolutie van het sublitoraal als ongunstig of ongewenst beoordeeld wordt de volledige intertidale helling te beoordelen.

Voor de intertidale habitats onderscheiden we indicatoren voor slik-schorsystemen als oeversystemen aan land en indicatoren voor intertidale platen, omgeven door water.
De indicator '*oeverbeoordeling*' is een habitatkwaliteitsindicator van de oeverstructuur. De methode en beoordelingscriteria werden ontwikkeld voor de Zeeschelde-oevers. De index beschouwt het oevertype (mate van antropogene verstoring), de bandbreedte aan slikken en de bandbreedte aan schorren. Een afname van de oeverindex is ongewenst.
Voor de intertidale platen is de *oppervlakte/omtrek-verhouding* van de intertidale platen een ecologisch relevante maat omdat een afname van de verhouding een wenselijke langere waterlijn oplevert voor de foeragerende watervogels in de waterlijn.

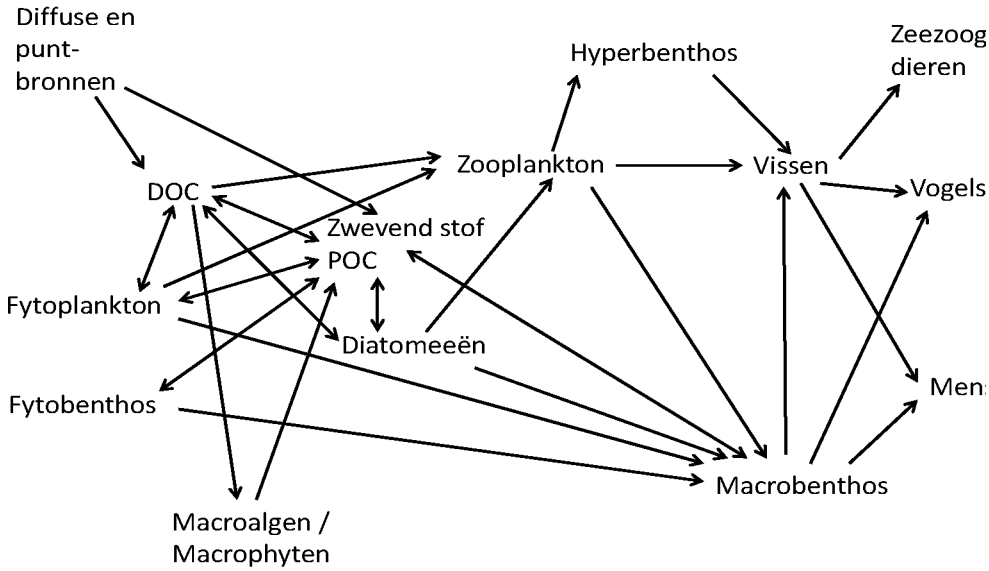
De indicatoren 'structurele habitatkwaliteit' worden geanalyseerd in relatie tot de veranderingen in hydromorfologische kenmerken (bathymetrie, waterstanden, watersnelheden).

De ***biologische kwaliteit*** van de ecotopen diep, matig diep, ondiep water en slik wordt beoordeeld op basis van het voorkomen van macrozoöbenthos en is vervat in het hoofdstuk 6. Macrozoöbenthos.
De schorecotoop wordt geëvalueerd aan de hand van twee indicatoren zowel lokaal (per gebied) als op niveau 3:enerzijds een *vegetatiediversiteitsmaat* (toegepast op niveau van het individuele schorgebied en op niveau 3) anderzijds een maat voor de *vegetatiezoneverdeling (*niveau 3*)*. Het uitgangspunt voor de kwaliteit van schorren is een voldoende hoge vegetatiediversiteit per groot schorgebied met een evenwichtige verdeling van vegetatiezones. Waarden voor beide indicatoren zullen toenemen naarmate vegetatietypes/ecotopen in gelijke mate aanwezig zijn per gebied (lokaal) en op niveau 3.
De laatste habitatkwaliteitsbeoordeling sluit aan bij de lokale staat van instandhouding van de Natura 2000-habitats. Een beoordelingsmatrix per habitattype beoordeelt of een Natura 2000-habitat zich in een goede, voldoende of slechte staat van instandhouding bevindt. De indicator is een aanvulling op de trendindicator uitgewerkt voor de staat van instandhouding van habitats (Trendindicatoren voor Schelde-estuarium, VLIZ 2010). De indicator legt de focus op de verschillende schorvegetatietypes en baseert zich sterk op de aanwezigheid van 'sleutelsoorten' (zie thema macrofyten – Diversiteit soorten & Ecologisch functioneren), als aanvulling op de vegetatiezonemaatlat en vegetatiediversiteit.

Hoofdstuk 6. Ecologisch functioneren en diversiteit soorten

De evaluatiemethodiek voor het thema 'Ecologisch functioneren en Diversiteit soorten' is opgebouwd rond het globale voedselweb van het Scheldesysteem bestaande uit de belangrijkste groepen organismen en de stofstromen tussen deze groepen (Figuur S.6). Het uitgangspunt van deze methodiek is een ecologisch goed functionerend systeem met een compleet voedselweb en alle daarbij behorende functies en processen in balans. Hierbij zijn de soorten de katalysatoren en de interacties tussen de componenten (organismegroepen) van het voedselweb staan voor processen en functies van het ecosysteem. Daarnaast zijn er ook interacties tussen organismen en hun omgeving, gekenmerkt door abiotische factoren, waarmee de link naar de andere thema's van de evaluatiemethodiek MONEOS wordt gemaakt. Ook deze interacties zijn ecologische processen en functies. De interacties spelen zich echter af op verschillende dimensies. Het systeem zal als geheel worden geëvalueerd, maar evaluatie op kleinere of lokale schaalniveaus kan juist inzicht geven in de oorzaken van observaties op het systeemniveau.

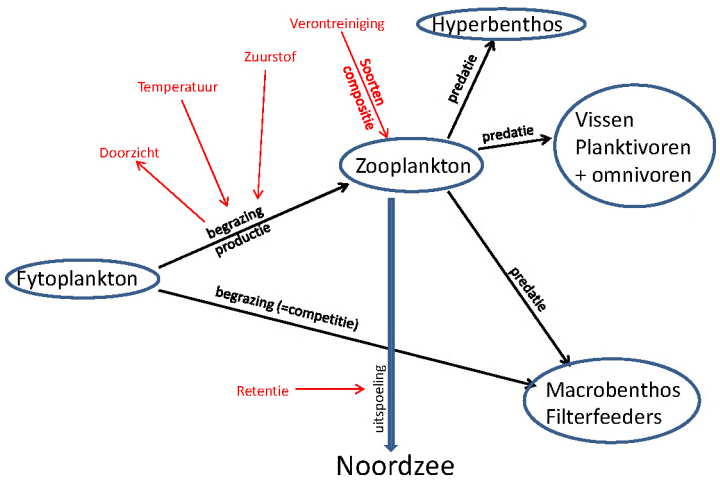
Spatiële component:	bovenstroomse grenzen	onderdelen Schelde	Noordzee
Temporele component:	dagelijkse fluctuaties	seizoensvariaties	lange term
Schaal component:	lokaal	zonaal	Schelde est
Systeem functioneren:	toevoeging	gesloten	onttrekking



Figuur S.6: Overzicht van het voedselweb van het estuarium met daarin weergegeven de belangrijkste stofstromen. Het ecologische functioneren draait om de interacties binnen het voedselweb, waarbij rekening dient te worden gehouden met verschillende dimensies, daar deze het uiterlijk van het voedselweb zullen beïnvloeden.

Hoewel het Scheldesysteem voor de evaluatie wordt begrensd, is het een open systeem met invloeden van buitenaf en in- en uitgaande stofstromen. Het voedselweb en de diversiteit aan soorten verandert ook langs de stroom (ruimtelijke component), daar een groot aantal gradiënten voorkomen langsheen de stroom, maar dit geldt ook voor de verticale richting gaande van de bodem via de waterlaag naar het gedeelte van het systeem boven het waterniveau. Organismen komen veelal voor langsheen een onderdeel van het bereik van deze gradiënten of maken juist actief gebruik van deze ruimtelijke variaties. Verschillende activiteiten en/of levensfases van soorten zijn veelal direct gerelateerd aan de condities in het milieu. Dit resulteert in verschuivingen in soortencomposities, interacties in het voedselweb en initieert processen en functies in de

tijd. Deze verschuivingen kunnen zich afspelen op diverse tijdschalen, zoals seizoensgerelateerde veranderingen, dag-nachtritmiek en/of meerjarige cycli.
De evaluatiemethodiek 'Ecologisch functioneren en Diversiteit soorten' bestaat uit 8 deelevaluaties (tevens de belangrijkste groepen organismen van het voedselweb), namelijk Primaire productie, Macrofyten, Zoöplankton, Hyperbenthos, Macrozoöbenthos, Vissen, Vogels en Zoogdieren, met elk één of meerdere indicatoren. De indicatorwaarden worden voor de te evalueren periode vergeleken met een referentiesituatie, of op één van de toekomstige evaluatiemomenten met de T_0 (huidige) situatie. Indien mogelijk zullen trends en/of de aanwezigheid van trendbreuken worden bepaald. Vervolgens worden eventuele veranderingen in indicatorwaarden afgewogen tegen eventuele veranderingen in een per indicator opgestelde lijst van mogelijke factoren (afkomstig uit alle 4 de thema's) die daarmee kunnen samenhangen (er aan ten grondslag kunnen liggen of erdoor kunnen worden beïnvloed; zie Figuur S.7 met als voorbeeld de Zoöplankton-evaluatie).



Figuur S.7: Als voorbeeld de uitwerking van de interacties in het voedselweb rond het Zoöplankton en de belangrijkste factoren (in rood) met invloed op of beïnvloed door de factor Zoöplankton. De Zoöplankton-indicatoren zullen in combinatie met de factoren uit het voedselweb en de factoren uit de andere thema's worden geëvalueerd.

Door de volledige evaluatie uit te voeren op de aangegeven niveaus (ruimtelijke indeling), zal zo een lijstje van factoren ontstaan die samenhangen met de verandering van één of meerdere indicatorwaarden, hetgeen gewenst dan wel ongewenst kan zijn, of als positief dan wel negatief voor het systeemfunctioneren zal worden beoordeeld. Veelvuldig terugkerende factoren spelen wellicht een dominante rol in de toestand/ontwikkeling van het systeemfunctioneren en verdienen wellicht extra aandacht (denk aan beheermaatregelen of reductie/voorkoming van bepaalde verstoringen). Als voorbeeld zou kunnen worden waargenomen dat de biomassa aan zoöplankton (één van de zoöplankton-indicatoren) blijkt te zijn toegenomen in het zoete getijdegedeelte van het Schelde-estuarium. Dit kan het gevolg zijn van een toename van de primaire productie of het fytoplanktonaanbod in de waterkolom (voedselaanbod) of de voedselkwaliteit, toename in de chlorofyl-a/detritus-verhouding samenhangend met de turbiditeit. Anderzijds zou de predatiedruk kunnen zijn afgenomen. Dan zou een afname in hyperbenthos, of planktivore en omnivore vissen of filtrerend macrozoöbenthos waarneembaar moeten zijn. Wanneer dit alles niet het geval is, kan de oorzaak worden gezocht bij verbeterde zuurstofcondities (toename gemiddelde en/of minimale zuurstofconcentratie), maar ook een toename van de gemiddelde temperatuur of een verlenging van het groeiseizoen (periode met temperatuur boven de 12 °C), of een vergroting van de productiviteitszone (in dit geval bijvoorbeeld minder zoutinvloeden en/of variatie in de saliniteit, samenhangend met waterretentie). Idealiter rolt er meteen één factor uit die mogelijk aan de verandering voor de welbepaalde indicator ten grondslag ligt, maar in veel gevallen zijn er meerdere mogelijkheden. Recentelijk zijn bijvoorbeeld de zuurstofcondities significant verbeterd. Dit zal ook waarneembaar zijn aan de hand van andere indicatoren, zoals een mogelijke toename in

de abundantie van het hyperbenthos en eventueel het macrozoöbenthos en aantal aangetroffen soorten vissen (met name benthische of partieel-rheofiele soorten). De volledige evaluatie Ecologisch Functioneren doorlopend zullen er verschillende veranderingen in indicatorwaarden alsook mogelijke oorzaken aan het licht komen, waarbij de positieve/gewenste en negatieve/ongewenste ontwikkelingen tegen elkaar dienen te worden geplaatst. Op basis van het complete plaatje dient te worden geconcludeerd of het systeemfunctioneren wel vaart bij de ontwikkelingen en hoe de verwachtingen voor de komende evaluatieperiode zijn.

De evaluatie Ecologisch Functioneren bestaat uit de volgende onderdelen:

- De primaire productie, veroorzaakt door fytoplankton en fytobenthos, bepaalt de draagkracht van het systeem voor hogere trofische niveaus. Overmatige productie in verhouding tot begrazing kan echter onder meer voor zuurstofgebrek zorgen, met sterfte op verschillende trofische niveaus als gevolg. De primaire productie reageert sterk op de nutriënteninput (zowel de kwantiteit als de N-, P-, Si-verhoudingen). De gehanteerde indicatoren zijn de chlorofyl-a- en markerpigmentconcentraties (bestaande uit chl-b, chl-c, FX, PD, AX, Zea, Can), als maat voor algen- en diatomeeënconcentraties, de primaire productie als maat voor de systeemproductiviteit (allen in zowel de plankton- als de benthische fase) en de concentraties aan de potentiële probleemalgen *Phaeocystis* sp. en *Noctiluca scintillans*. Een toename van de primaire productie is gewenst, tenzij ook de chlorofyl-a concentratie toeneemt, terwijl een afname van chlorofyl concentratie door inkrimping van de productiviteitszone ongewenst is. Een afname van de verhouding chlorofyl-a/fucoxanthine wordt in principe positief beoordeeld en er wordt gestreefd naar minimale bloei van de probleemalgen.
- Voor macrofyten wordt met betrekking tot de soortdiversiteit de soortenrijkdom, de sleutelsoorten[2] en de beoordeling van habitatrichtlijnsoorten geëvalueerd Met betrekking tot het ecologisch functioneren wordt alleen het schoraanbod geëvalueerd (indicator schorareaal). Het schor kan bufferend optreden met betrekking tot de verrijking van het systeem. Schorren hebben een siliciumrecyclerende vermogen. Het siliciumaanbod (in opgeloste vorm) bepaalt de algen/diatomeeën balans. Zodoende kan de aanwezigheid van voldoende schor een algenbloei voorkomen. Er wordt gestreefd naar een areaal aan schor volgens de GEP (Goede Ecologisch Toestand) zoals uitgewerkt binnen het thema 'Diversiteit habitats'. Een toename van de soortenrijkdom, het voorkomen van de sleutelsoorten en een gunstige beoordeling van de habitatrichtlijnsoort groenknolorchis is gewenst.
- Het zoöplankton speelt een belangrijke rol in de regulatie van het fytoplankton. De zoöplanktonsamenstelling en -biomassa worden sterk bepaald door de primaire productie en de fytoplankton/detritus-verhouding. Verder bepaalt het mede de draagkracht van het systeem voor een groot aantal vissen. Tot voor kort ontbrak het zoöplankton grotendeels in het zoete getijdengedeelte van het estuarium. Als indicatoren zullen totale zoöplanktonbiomassa, soortenrijkdom en –diversiteit worden gehanteerd en wordt de conditie en populatieopbouw van de dominante soort *Erytemora affinis* geëvalueerd. Een toename in zoöplanktonbiomassa die niet geïnduceerd wordt door de primaire productie zal als positief worden beoordeeld. Een toename van de soortenrijkdom en/of –diversiteit is gewenst. Veranderingen in de zoöplanktonpopulaties door opwarming of toename in detritus zijn ongewenst.
- Het epi- en hyperbenthos keert net zoals het zoöplankton geleidelijk terug in het bovenstrooms gedeelte van het estuarium. De epi- en hyperbenthos indicatoren (biomassa, soortenrijkdom en –diversiteit) reageren sterk op de zuurstofontwikkelingen, verontreinigingniveaus en het aanbod van

[2] *In de Vlaamse context wordt de term 'sleutelsoort' gehanteerd, in de Nederlandse literatuur hanteert men de term 'typische soort'. De definitie van de term is enigszins verschillend maar beide soortenlijsten worden als complementair gezien voor deze evaluatie-techniek. De term 'sleutelsoort' is hierdoor enigszins breder dan de criteria van T'Jollyn et al., 2009 (zie het hoofdstuk)*

'kinderkamerbiotopen'. Het hyperbenthos is een belangrijke voedselbron voor een groot aantal vissensoorten. Een toename van de indicatorwaarden is dus gewenst.

- Het macrozoöbenthos bepaalt in hoge mate de draagkracht van het systeem voor vogels en vissen. De gemeenschappen reageren sterk op verstoringen zoals verontreinigingen en veranderingen in nutriëntenaanbod, zuurstofgehalte, saliniteit, waterretentie, bodemsamenstelling en dynamiek. Filtrerende organismen spelen een belangrijke rol in het lichtklimaat door hun detritusfixerende activiteiten en de begrazing van het fytoplankton. De macrozoöbenthos indicatoren (dichtheid, biomassa, aantal soorten en gemeenschapssimilariteit) sluiten aan bij de BEQI-beoordeling (Benthic Ecosystem Quality Index) die wordt toegepast voor de KRW-evaluaties (Kaderrichtlijn Water) en die ook een systeemevaluatie in combinatie met primaire productie en diversiteit aan habitats omvat. Voor het Vlaamse gedeelte wordt conform de KRW een oligochaeten-index gehanteerd. Schelpdierbiomassa en -areaal worden geëvalueerd voor bepaling van de draagkracht van het systeem voor vogels en vissen. Het is gewenst dat veranderingen in macrobenthos ten gevolge van habitatareaalveranderingen in de richting van het MEP verlopen. Verschuivingen in gemeenschappen door verhoogde zoutindringing zijn in principe ongewenst. Daling van de dichtheid/biomassa-verhouding ten gevolge van een afname in zwevende stof of een toename in zuurstofgehalte is gewenst. Toenames in biomassa en soortenrijkdom kunnen positief zijn, tenzij de oorzaak een reductie van de brakwaterzone met zich meebrengt. Een toename in schelpdierenbiomassa en/of -areaal wordt als positief beoordeeld.
- Ten aanzien van vis geldt een beschermingskader met onder meer voor een aantal soorten instandhoudingdoelen in de context van de Habitatrichtlijn. Door de specifieke eisen van verschillende soorten, geeft de visfauna een goed beeld van de toestand van het systeem (in respons op de habitatdiversiteit en -connectiviteit) en van de compleetheid van het onderliggende voedselweb. Vissoorten zijn ook goede indicatoren voor veranderingen en verstoringen en voor het verloop van (duurzaam) herstel van het systeem. Naast evaluatie van het totale aantal soorten en individuen, worden de aantallen en percentages van specifieke groepen (gedefinieerd op basis van habitatgebruik, voedingswijze en specifieke gevoeligheden) geëvalueerd in overeenstemming met de 'vissenindex', welke in Vlaanderen voor de KRW-evaluatie wordt gehanteerd. Hierbij zijn soortengroepen geselecteerd waarvan de indicatieve waarde is gebleken. Voor het Nederlandse deel zijn deze indicatoren (nog) niet inzetbaar vanwege de andere monitoringmethodiek en de aard van het gebied. Hier wordt gewerkt met de abundantie van 6 indicatorsoorten, waarbij voor 2 soorten de lengteverdeling wordt meegewogen,. Deze soorten zijn overigens indicatief voor bepaalde groepen van de Vlaamse vissenindex. Voor alle indicatoren is in principe een toename wenselijk. Uitzondering is het percentage omnivore individuen, waarvoor een afname via 'natuurlijke weg' wordt nagestreefd. De aanwezige visfauna bepaalt tevens in belangrijke mate de draagkracht van het systeem voor piscivore vogels en zoogdieren.
- Het Schelde-estuarium is zeer belangrijk als overwinterings-, broed- en foerageergebied voor een groot aantal vogelsoorten waarvoor ook instandhoudingdoelen in het kader van de Vogel- en Habitatrichtlijn zijn opgesteld. Vier groepen vogels worden als indicatoren gehanteerd (steltlopers plus de bergeend, omnivore eenden, herbivore eenden en ganzen, piscivore vogels) die een waarde hebben met betrekking tot het onderliggende voedselweb (voedselaanbod), de mate van verstoring in het gebied (rustgebieden), en de ontwikkeling van de kwaliteit van het gebied in verhouding tot andere gebieden in de omgeving (overige watervogelgebieden in België en Nederland of daarbuiten). Een stijging in het aandeel van de totale instandhoudingdoelen is gewenst. Een toename van het aantal steltlopers + bergeenden wordt als positief beoordeeld, een toename van het aantal omnivore eenden is positief wanneer dit niet ten koste gaat van het aantal steltlopers + bergeenden (benthivoren) of piscivoren. Een groot aantal herbivore eenden en ganzen en omnivore eenden geeft aan dat het gebied weinig hinder ondervindt van

recreatieve activiteiten. Een toename van het aantal piscivoren wordt als positief beoordeeld.

- De zeezoogdiersoorten gewone zeehond en bruinvis staan aan de top van de voedselketen in het systeem en zijn goede indicatoren voor de mate van verstoring van de Schelde door de mens. Een toename van het aantal gewone zeehonden is positief. De trend wordt eveneens bekeken in verhouding tot de aantallen in de Oosterschelde, Voordelta of Waddenzee. Een toename in aantallen bruinvissen is gewenst. De trend in verhouding tot de aantallen in de Noordzee wordt beoordeeld, een toename wordt als positief beoordeeld. De instandhouding van de populaties wordt ook beoordeeld. De aanwezigheid van de zoogdiersoorten is ook een indicatie voor de habitat- en voedselbeschikbaarheid en verontreinigingstatus van het systeem.
-

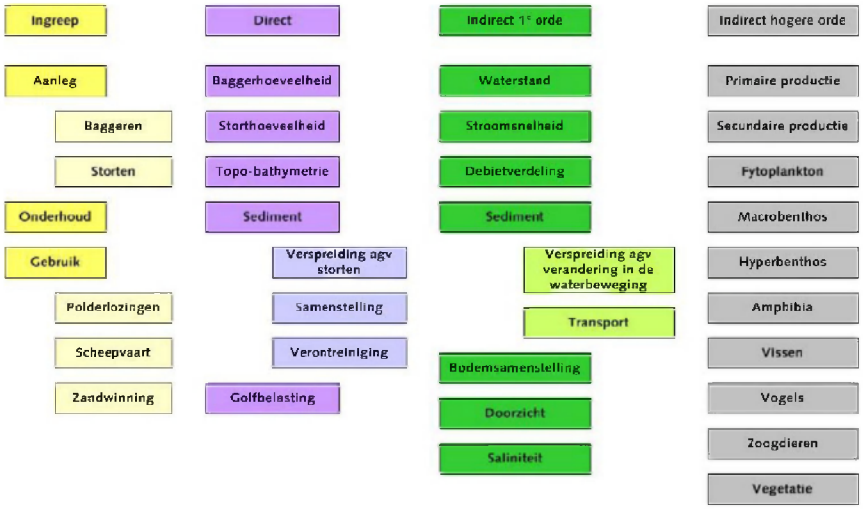
Primaire Productie (fytoplankton & fytobenthos):	**Macrozoöbenthos:**	**(Vervolg Vissen:)**
-Chlorofyl-a-concentratie fytoplankton	-Totale macrozoöbenthosdichtheid	-Aantal marien-migrerende soorten
-Chlorofyl-a-concentratie fytobenthos	-Totale macrozoöbenthosbiomassa	-Aantal marien-juveniel-migrerende soorten
-Markerpigment concentraties fytoplankton	-Totaal aantal macrozoöbenthossoorten	-Aantal benthische soorten
-Markerpigment concentraties fytobenthos	-Macrozoöbenthos gemeenschap similariteit	-Aantal habitatgevoelige soorten
-Primaire productie fytoplankton	-Oligochaetenindex	-Aantal gespecialiseerde ei-afzettende soorten
-Primaire productie fytobenthos	-Totale schelpdierbiomassa	-Aantal verontreiniging-intolerante soorten
-Aantal *Phaeocystis* sp cellen	-Schelpdierenareaal	-Aantal piscivore soorten
-Aantal *Noctiluca scintillans* cellen	**Vogels:**	-Percentage estuariene individuen
Macrofyten:	-Aantal steltlopers en bergeenden	-Percentage diadrome individuen
-Schorareaal	-Aantal omnivore eenden	-Percentage marien-juveniel-migrerende individuen
-Soortenrijkdom, sleutelsoorten, beoordeling habitatrichtlijnsoorten	-Aantal herbivore eenden en ganzen	-Percentage benthische individuen
Zoöplankton:	-Aantal piscivore vogels	-Percentage partieel-rheofiele individuen
-Totale zoöplanktonbiomassa	Percentage IHD doelstelling	-Percentage habitatgevoelige individuen
-Biomassa *Erytemora affinis*	**Zoogdieren:**	-Percentage habitatfragmentatie-gevoelige individuen
-Soortelijk gewicht *E. affinis*	-Aantal gewone zeehonden en verhouding tot Oosterschelde, Waddenzee en Voordelta populaties	-Percentage gespecialiseerde ei-afzettende individuen
-Soortenrijkdom zoöplankton	-Aantal bruinvissen en verhouding tot Noordzee populatie	-Percentage verontreiniging-intolerante individuen
Hyperbenthos:	**Vissen:**	-Percentage piscivore individuen
-Totale hyperbenthosbiomassa	-Totaal aantal vissoorten	-Percentage omnivore individuen
-Soortenrijkdom hyperbenthos	-Totaal aantal individuen vissen	-Percentage invertivore individuen
-Soortendiversiteit hyperbenthos	-Aantal estuariene soorten	-Abundantie per lengteklasse Spiering en Fint
	-Aantal diadrome soorten	-Abundantie Bot, Puitaal, Haring en Schol

Tabel S.4: Overzichtstabel van in het thema 'Ecologisch Functioneren' gehanteerde indicatoren per evaluatie.

Hoofdstuk 7. Effecten ingrepen en autonome ontwikkelingen

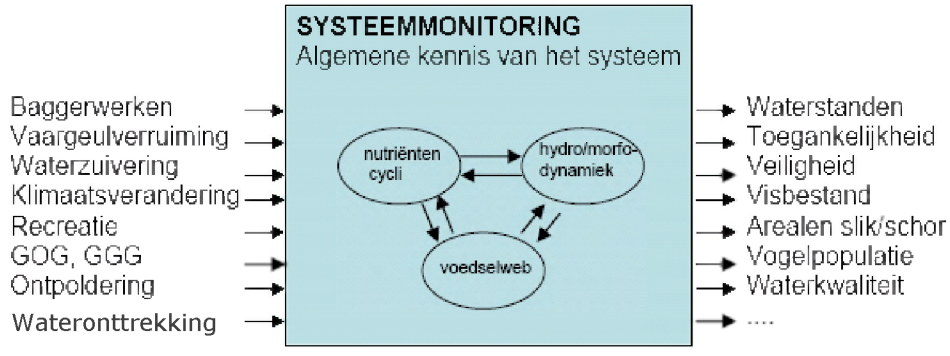
7.1 Bepaling effecten ingrepen en autonome ontwikkelingen

De effecten van ingrepen en autonome ontwikkelingen vormen een complex geheel (zie als voorbeeld voor de ingreep verruiming Figuur S.8). Het effect van een ingreep op het directe niveau is soms wel vast te stellen, maar het effect op het indirect hogere orde-niveau niet of veel lastiger, terwijl de (maatschappelijke) vragen vaak juist dit niveau betreffen.



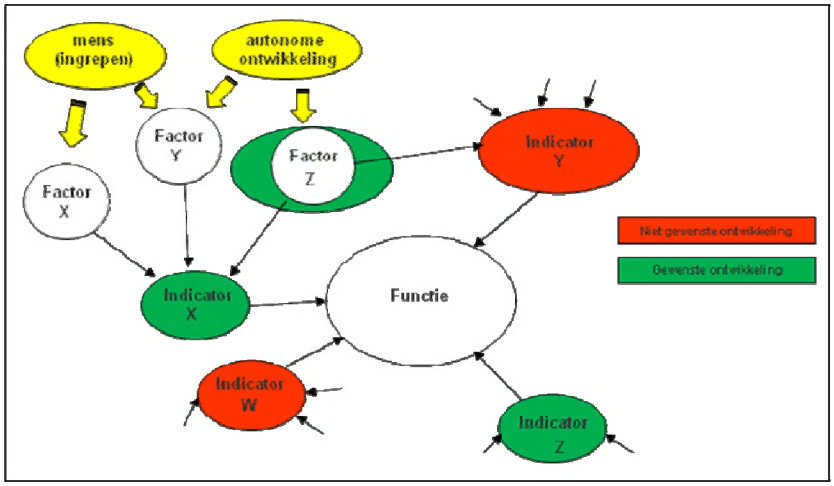
Figuur S.8 Schema ingreep-effect relaties (Uit: Schrijver M., Plancke Y. (2008))

Figuur S.9 laat zien welke effecten (rechts) van ingrepen of autonome ontwikkelingen (links) verwacht kunnen worden. De effecten betreffen, naast de effecten van klimaatverandering (veranderingen inzake getij, temperatuur, neerslag, biodiversiteit), vooral de effecten van de maatregelen van de OS2010 (vaargeulverruiming, baggeren/storten, GOGs/GGGs), de KRW (verbetering waterkwaliteit) en het watergebruik/ wateronttrekking in het stroomgebied. In de Zeeschelde zullen vooral de effecten van klimaatverandering, GOGs/GGGS, verbetering waterkwaliteit, wateronttrekking spelen. Voor de Westerschelde zullen vooral de effecten van de vaargeulverruiming/baggeren/storten van belang zijn.



Figuur S.9 Te verwachten effecten van ingrepen of autonome ontwikkeling (Uit: Meire, P. & T. Maris. 2008)

De vraag is dus hoe met de voorgestelde evaluatiemethodiek, geïllustreerd met figuur S.10, bovenstaande effecten te bepalen.



Figuur S.10 Schematische weergave evaluatiemethodiek

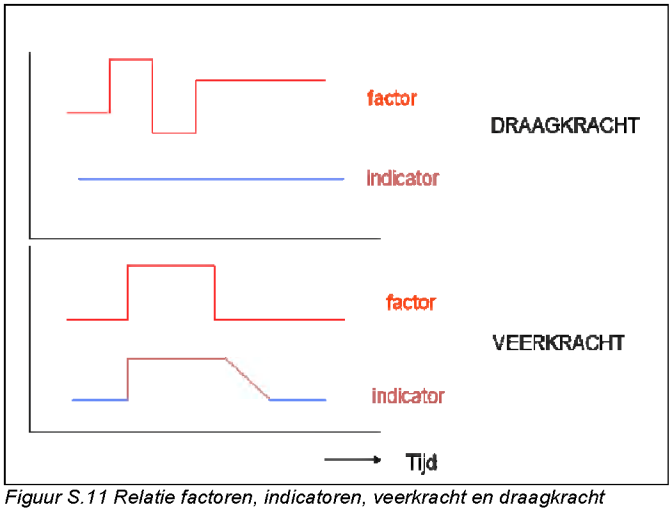
Figuur S.10 laat zien dat de evaluatiemethodiek vanuit ingrepen en autonome ontwikkelingen het schema in Figuur S.8 volgt. Na de evaluatie is er kwalitatief dus een concrete invulling van Figuur S.8 via de indicatoren en hun bijbehorende factoren. Daaruit is af te leiden voor welke ingreep-effect relaties er aanwijzingen zijn. De figuur laat ook zien dat de kans erop en de zekerheid dat die aanwijzing valide is, afneemt naar hogere orde-effecten.

Aanwijzingen voor ingreep-effect relaties ontstaan dus door consequent uit te gaan van het effect van menselijke ingrepen en autonome ontwikkelingen op factoren en vervolgens hun route via de indicatoren door het evaluatie systeem te volgen. Het resultaat zal vaak indicaties voor ingreep-effect relaties op het directe of het indirecte eerste orde-niveau zijn. De kans hierop wordt groter naarmate er bij deze eerste analyse meer factoren c.q. indicatoren uitgesloten kunnen worden. Onzekerheden, zowel in (berekende) factoren als indicatoren spelen hierbij echter een belangrijke rol.
Daarna zijn wellicht hypotheses te formuleren voor de effecten op de indirect hogere niveaus die nader onderzocht kunnen worden. Daarbij is het van belang om de bestaande kennis van het Schelde-systeem optimaal in te zetten.
Als er tenslotte (kwalitatieve) aanwijzingen voor effecten van ingrepen en/of autonome ontwikkelingen zijn, dan zijn er twee wegen om de aanwijzingen verder te onderbouwen: statistische hulpmiddelen en modellen.
Vooraf is niet aan te geven wat precies in te zetten, omdat dit afhangt van de concrete resultaten van de evaluatie.

7.2 Draagkracht, Veerkracht, Adaptief vermogen (Vulnerability, Resilience, Adaptability, Transformability)

Veerkracht (Resilience) is “het vermogen van (eco)systemen om na een verstoring terug te keren naar een evenwichtspunt c.q. het vermogen om de effecten van verstoringen te absorberen”. Draagkracht (Vulnerability) is “de maximale beïnvloeding door invloeden van buitenaf waarbij een ecosysteem zich nog kan handhaven”.

Aan veerkracht en draagkracht van een systeem wordt veel waarde gehecht. De vraag is dan of met het voorgestelde evaluatiesysteem informatie wordt verkregen over deze aspecten. De schema's van de evaluatiemethodiek laten zien dat dit inderdaad het geval is. Aanwijzingen zullen gehaald kunnen worden door te kijken naar de relatie tussen indicatoren en door de mens of autonome invloeden beïnvloede factoren. Als de door de mens of autonome invloeden beïnvloede factoren veranderen, maar indicatoren niet, weinig of andersom, dan zijn er aanwijzingen voor draagkracht of veerkracht (zie Figuur S.11). De onzekerheid in de berekende waarden voor de factoren/indicatoren speelt hier weer een belangrijke rol.



Figuur S.11 Relatie factoren, indicatoren, veerkracht en draagkracht

Hoofdstuk 8. Evaluatiemethodiek T0 rapport

Doel van het T0 (rapport) is het vaststellen van de huidige situatie van het Schelde-estuarium, rekening houdend met evoluties, trends, effecten van menselijke ingrepen en autonome. De T0 moet inhoudelijk en op het gebied van aanpak aansluiten bij de komende T1 evaluatie. Het motto van de T0 evaluatie is “leren uit het verleden voor de toekomst”. De T0 is hierdoor geen beleidsevaluatie, geen ingreep-effect evaluatie en geen systeemevaluatie *pur sang*.

Vanuit de doelstelling en motto van het T0 rapport kunnen een aantal opmerkingen gemaakt worden waarmee doel en inhoud van het T0 rapport nader geconcretiseerd kan worden.

A) Beschikbare gegevens

Een eerste aspect is de beschikbaarheid en bruikbaarheid van gegevens.
Er zijn “officiële” monitor gegevens (bijv: MWTL Nederland, VMM Vlaanderen) maar gegevens van anderen of vanuit projecten zijn mogelijk ook bruikbaar. De bruikbaarheid wordt bepaald door zaken als ruimte- en tijdschaal van de gegevens en de betrouwbaarheid. De belangrijkste reden voor het al dan niet gaan gebruiken van gegevens betreft de uitgewerkte doelstelling van het T0 rapport (zie B.).

B) Nadere concretisering T0 rapport

Als het overzicht van de gegevens bekend is, is duidelijk welke gedeeltes van de evaluatiemethodiek potentieel gebruikt kunnen worden. Vaak is dit duidelijk, soms zal dat minder duidelijk zijn. Dit laatste zal het geval zijn als de beschikbare gegevens een beperkte ruimte- en tijdschaal hebben. Een ander voorbeeld is als wel indicatoren berekend kunnen worden maar factoren niet. Ook beleid- en beheersoverwegingen kunnen een rol spelen.

Een belangrijke keuze voor het nader concretiseren van het T0 rapport betreft de aspecten (uit beleid, beheer, ingrepen, effecten) uit het verleden die in de toekomst nog steeds belangrijk zijn. Deze aspecten moeten onderdeel worden van het T0 rapport.
Globaal betreft het menselijke ingrepen, autonome ontwikkelingen, “natuurlijke” fluctuaties in tijd en ruimte en systeem functioneren. Voor menselijke ingrepen lijken verruiming, eutrofiëring en zoetwateraanvoer belangrijke aspecten omdat die naar verwachting de belangrijkste problemen in de toekomst zullen vormen. Voor autonome ontwikkeling kunnen invloed van getij en klimaat op veiligheid tegen overstroming genoemd worden. Kennis van “natuurlijke” fluctuaties in tijd en ruimte (voorbeelden zijn de 18,6 jaar getijcylus of cyclische morfologische fenomenen) is belangrijk omdat deze de onzekerheid in effecten en systeemfunctioneren (veerkracht, draagkracht) in hoge mate bepalen.

Een tweede belangrijke keuze betreft de vraag of een aspect in het T0 rapport volledig of minder volledig behandeld moet worden. In het eerste geval zal het T0 rapport bestaan uit minder aspecten over een kortere tijdsperiode. In het tweede geval zullen er meer deelaspecten zijn over langere periodes.
Als bijvoorbeeld het systeemfunctioneren in het verleden in al zijn details in het T0 rapport behandeld moet worden zijn alle gegevens nodig en zal de periode in het T0 rapport slechts kort zijn. Is het echter ook goed als deelaspecten van het systeemfunctioneren behandeld worden dan zullen die deelaspecten vaak een langere periode beslaan.

C) Nevendoelen T0 rapport

De uitvoering van het T0 rapport zal in eerste plaats gericht zijn op het (geconcretiseerde) doel van het T0 rapport. Toch is het van belang om vooraf nevendoelen voor het T0 rapport te definieren.
Mogelijke nevendoelen zijn:
Het leren toepassen van de evaluatiemethodiek
Het verbeteren van de evaluatiemethodiek
Het aangeven van leemtes in monitoring en kennis
“Continuïteit”. Het kan nuttig/nodig zijn om twee methodieken (de nieuwe en de oude) naast elkaar toe te passen in het T0 rapport om over een langere periode informatie te krijgen.

Hoofdstuk 9. Aanbevelingen rond kennisleemtes en toekomstige monitoring

Dit hoofdstuk geeft aanbevelingen voor verdere kennisontwikkeling en toekomstige systeemmonitoring met oog op het uitvoeren van de voorgestelde evaluatie.
In het algemeen kan gesteld worden dat het verder nagaan van de beschikbaarheid in het monitoringprogramma van de benodigde temporele en ruimtelijke resolutie wenselijk is. Details met betrekking tot leemtes in de monitoring staan per evaluatie beschreven in de fiches.

Voor de **hydrodynamiek** lijkt het vastgestelde monitoringprogramma voldoende basisgegevens te leveren voor het uitvoeren van de evaluatie. Wel is duidelijk dat de voorgestelde indicatoren voor verticaal getij, maar met name voor het horizontaal getij vragen om een hydrodynamisch model dat de nodige afgeleide gegevens kan produceren en voor een aantal aspecten ook gebiedsdekkende informatie kan geven. Voor het gebruik van het hydrodynamisch model bij welbepaalde toepassingen (oa droogvalduur, debieten) is er nood aan een verdere validatie van het model. Aanvullend op het standaard monitoringprogramma lijkt een (één- of meerdermalige) meer gedetailleerde monitoring van de hydrodynamiek zinvol. Zo wordt een gebiedsdekkende calibratie en/of validatieset gegenereerd. De gecalibreerde en gevalideerde modellen zijn vervolgens in te zetten voor welbepaalde toepassingen (in ruimtelijke zin of m.b.t. specifieke (storm)condities).
Het inzicht in de grootschalige lange termijn ontwikkeling (bijvoorbeeld waterstanden, geulontwikkeling, zandhuishouding) neemt verder toe. Monitoring op deze schaal vindt (met name in de Westerschelde) al geruime tijd plaats. De hydrodynamiek op grote schaal kan redelijk tot goed gemodelleerd worden, voor de morfodynamiek is dit maar in beperkte mate het geval.
Ondanks deze toename in kennis zijn onderzoekers er tot op heden nog niet in geslaagd om de waargenomen grootschalige ontwikkeling in het Schelde estuarium volledig te doorgronden. De exacte invloed van de autonome ontwikkeling (bijvoorbeeld zeespiegelstijging) en antropogene ingrepen (bijvoorbeeld inpoldering, baggeren en storten) op de waargenomen ontwikkeling is nog niet afgeleid. Een gedetailleerde voorspelling over de toekomstige ontwikkeling (zowel met als zonder nieuwe antropogene ingrepen) kan nog niet gegeven worden. In het kader van o.a. het LTV O&M programma worden stappen gezet om het inzicht in de causale verbanden te vergroten en het beheer van het estuarium verder te optimaliseren.
Het inzicht in de kleinschalige korte termijn ontwikkeling is minder groot dan het inzicht in de grootschalige lange termijn ontwikkeling. Met name voor het ecologisch relevante intergetijdengebied is er sprake van leemte in kennis. De grootschalige waterstanden zijn eenvoudiger af te leiden dan stroomsnelheden op plaatranden. Ook voor de grootschalige geulontwikkeling geldt dat deze eenvoudiger af te leiden is dan het sedimenttransport (en erosie en sedimentatiesnelheden) op specifieke plaatsen in de geul (bijvoorbeeld drempels).

Voor de **morfodynamiek** lijkt het vastgestelde monitoringprogramma voldoende basisgegevens te leveren voor het uitvoeren van de evaluatie. De bathymetrische opnamen vormen een belangrijke basis voor de evaluatie van de morfodynamiek. De tijd- en ruimteschaal (bathymetrische opnamen zijn gebiedsdekkend en vinden jaarlijks plaats) zijn voldoende. Om de gehele systeemwerking in beeld te brengen (dus niet enkel de indicatoren, maar ook de factoren, causale verbanden en effecten van ingrepen) lijkt ook hier een (één- of meerdermalige) meer gedetailleerde monitoring van de morfodynamiek zinvol. In het kader van de plaatrandstortingen vindt een dergelijke monitoring plaats. Aanvullende metingen m.b.t. sedimentdynamiek en sedimenteigenschappen (verspreid over het estuarium) kunnen meer inzicht geven in de systeemwerking en tevens bijdrage aan verdere ontwikkeling, calibratie en validatie van morfodynamische modellen.

Voor het afleiden van de indicatoren is de inzet van morfodynamische modellen bij de evaluatie niet nodig. Voor het afleiden van causale verbanden en effecten van ingrepen bieden modellen in de toekomst wel degelijk aanvullende mogelijkheden.
In het kader van LTV O&M is in de afgelopen jaren gewerkt aan de ontwikkeling van een slibmodel. Dit slibmodel, en het achterliggende hydrodynamische model, is voor een aantal indicatoren / factoren toepasbaar in de evaluatie.

Voor wat **diversiteit soorten/ecologisch functioneren** betreft is er voor Zooplankton en Hyperbenthos momenteel geen monitoring voorzien (historische gegevens zijn wel beschikbaar). De evaluatie voor Primaire productie kan deels worden uitgevoerd, maar hier zouden enkele aanpassingen aan het monitoringprogramma nodig zijn. Op het ontbreken van een viertal meetlokaties na is de verwachting is dat de evaluatie Vissen grotendeels zonder probleem kan worden uitgevoerd indien de gegevens van Wageningen IMARES daarvoor beschikbaar zijn.
Ter volledigheid kan gezegd worden dat de evaluatie Macrofyten geen probleem vormt daar de factoren hiervoor worden bepaald bij het maken van de ecotopenkaarten. Macrobenthos kan grotendeels worden uitgevoerd, er moet slechts worden nagegaan of bij bepaling kokkelbestanden andere schelpdieren al worden meegenomen, maar er is wel een uitbreiding naar ondiep subtidaal gewenst. Ook voor vogels en zeezoogdieren lijken er voldoende gegevens beschikbaar te zijn vanuit de maandelijkse boot- en vliegtuigtellingen.
Voor Vissen, Macrobenthos en Hyperbenthos dienen voor bepaalde delen van het estuarium nog referentie (streef)waarden voor een aantal indicatoren te worden bepaald. Dit kan op verschillende manieren gebeuren.
Wat wel voor vrijwel alle evaluaties binnen het thema Ecologisch Functioneren geldt, is dat er nauwelijks gegevens beschikbaar zijn, of dat de beschikbaarheid van gegevens onduidelijk is voor de Vlakte van Raan. In OS2010 besluit 3.c wordt gezegd dat er in het mondingsgebied aandacht moet worden geschonken aan habitat voor vis en benthos en het creëren van schor. Veelal is er echter geen standaard monitoring voor dit gebied voorzien (blijkbaar valt dit gebied tussen de monitoring van de Westerschelde en Voordelta (en Natuur reservaten en Zeeuwse baken) en Belgische monitoring Vlakte van Raan, in. Zeker voor macrobenthos en vissen is een uitbreiding van de monitoring naar de Vlakte van Raan zeer gewenst.
Voor de evaluaties zijn gegevens over de visserij in het Schelde estuarium (tonnen opgeviste schelpdieren en vis in de Westerschelde) gewenst. Zoogdiertellingen zouden standaard recreatie activiteiten op en rond platen moeten noteren

Voor de evaluaties voor **fysico-chemie** is het vastgestelde monitoringsprogramma in grote lijnen voldoende. Enkel de evaluatie Nutriënten vraagt om een bijkomende meting voor biogeen Silicium voor het Nederlandse deel. Voor Vlaanderen gebeuren deze metingen reeds. Verder zijn een aantal permanente meetstations benodigd voor de evaluatie zuurstof in het Nederlandse deel. Voor Vlaanderen zijn deze stations reeds in uitvoering. Ook zijn zooplankton gegevens benodigd als factor voor de fysico-chemie. Voor het Vlaamse deel is dat opgenomen in het programma, voor het Nederlandse deel niet.
De evaluaties voor indicatoren Saliniteit, Nutriënten en Zuurstof vragen om een performant ecosysteemmodel. Dit model bouwt op bestaande kennis, maar dient verder uitgewerkt te worden. Een minimaal ecosysteemmodel voor de zuurstofdynamiek in het estuarium beschrijft zowel fysische (transport, gasuitwisseling), biochemische (nitrificatie, bacteriële mineralisatie) als biologische processen (primaire productie, begrazing door zooplankton). De minimale verzameling toestandsvariabelen van dit model zijn zuurstof, ammonium, nitraat+nitriet, opgelost silicium, fytoplankton biomassa, zoöplankton biomassa en organisch materiaal.
Het vinden van de grenzen waarbinnen de indicatoren mogen fluctueren wordt niet beschouwd als een onderdeel van het opstellen van de evaluatiemethodiek en zal dus later moeten gebeuren. Zo is bijvoorbeeld voor het uitwerken van criteria voor de

evaluatie van saliniteit een betere systeemkennis nodig omtrent debietsfluctuaties en de relatie met geleidsbaarheidsschommelingen en veranderingen in verblijftijd.

Voor **diversiteit habitats** is de periodiciteit van de ecotopenkaarten een punt van aandacht. Voor de bepaling van de oppervlakte hatitatwaardig oppervlak is er ook nood aan afstemming aangaande de lokale staat van instandhouding (LSVI) beoordeling tussen Vlaanderen en Nederland
Verder is een goede kennis of een gebiedsdekkend model van stroomsnelheden in Vlaanderen nodig voor het onderscheid hoog/laagdynamisch intertidaal/subtidaal en de ecologische validatie daarvan.
Voor een goede evaluatie ontbreekt het ook aan toegankelijke gegevens omtrent ingrepen (onderhoudsbaggeren en zandwinning) in de Bovenzeeschelde. Voor een goede inschatting van het aandeel gerealiseerde habitatdoelsteling moeten ook de oppervlaktes van de effectief uitgewerkte inrichtingsplannen door de bevoegde administraties worden bijgehouden. Voor het Nederlandse deel is nog onduidelijk of en waar dit gebeurt.
Verder is het onduidelijk of evaluatie van het Zwin wordt opgenomen in de huidige evaluatie.

Ten slotte is een efficiënt verloop van de evaluaties gekoppeld aan een goed beheer en een vlotte beschikbaarheid van de monitoringgegevens. Een portaal dat op geïntegreerde wijze toegang geeft tot alle gegevens en dataproducten uit de systeemmonitoring is daarbij een belangrijk instrument.
Verder lijkt het aangewezen een centraal archief op te zetten voor de basisgegevens, verwerkingsstappen en afgeleide gegevens gebruikt bij T0 en Tx. Enerzijds zal dit de efficiëntie bevorderen waarmee toekomstige evaluaties verlopen. Anderzijds is het belangrijk dat de gebruikte data bevroren wordt, zodat het optreden van verschillen in de resultaten a posteriori ook kunnen verklaard worden.

Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Hoofdstuk 1: Inleiding

1 Inleiding

De Schelde is de blauwe levensader van het stroomgebied van het estuarium waar mensen wonen en werken en unieke natuurgebieden liggen (Ontwikkelingsschets 2010, 2005). In de Langetermijnvisie Schelde-estuarium (LTV2030, 2000) is er uitdrukkelijk gekozen deze combinatie van belangen in stand te houden en de rol van het estuarium daarin te versterken. Dit is als volgt verwoord:

Het Schelde-estuarium is in 2030 een gezond en multifunctioneel estuarien watersysteem dat op duurzame wijze gebruikt wordt voor menselijke behoeften.
Beide landen spreken zich uit voor:
• instandhouden van de fysieke systeemkenmerken van het estuarium;
• maximale bescherming tegen overstromingen;
• optimale toegankelijkheid voor de Scheldehavens;
• een gezond en dynamisch ecosysteem;
• bestuurlijk-politieke en operationele samenwerking.

Vervolgens werd dit nader gespecificeerd door Nederland en Vlaanderen.

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. Ook besloten zij het streefbeeld nader uit te werken in concrete maatregelen en projecten voor korte en middellange termijn.
Het resultaat hiervan is de Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium (OS2010, 2005). Dat bevat een “integraal en onderbouwd pakket van maatregelen voor de middellange termijn dat zich leent voor goede besluitvorming, op evenwichtige wijze de wederzijdse wensen en belangen weerspiegelt, en beantwoordt aan het streefbeeld 2030 in de Langetermijnvisie Schelde-estuarium”.
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).

Na 2005 is het pakket van maatregelen van de OS2010 verder uitgewerkt, zijn hierover besluiten genomen en is de uitvoering van diverse projecten begonnen.
In het kader van toegankelijkheid wordt op dit moment de verruiming van de Westerschelde/Beneden-Zeeschelde naar 13.10 m getijongebonden vaart gerealiseerd.
In het kader van natuurlijkheid en veiligheid t.a.v. overstromingen worden op dit moment in Vlaanderen diverse projecten van het geactualiseerde Sigmaplan uitgevoerd. In Nederland zijn besluiten genomen over de eerste natuurprojecten. De achtergrond hiervan is complex en betreft de instelling van de Ecologische hoofdstructuur (EHS), natuurcompensatie als gevolg van handelingen in het verleden en afspraken tussen Vlaanderen en Nederland (compensatieprogramma 2e verdieping, LTV2030 en OS2010).
In het kader van het verdrag Gemeenschappelijk Beleid en Beheer werd de Vlaams-Nederlandse ScheldeCommissie opgericht.

De OS2010 formuleert ook diverse besluiten ten aanzien van de uit te voeren monitoring op het gebied van veiligheid t.a.v overstromingen, toegankelijkheid en natuurlijkheid. Deze zijn in Figuur 1.1 vermeld.

In het kader van het verdrag Gemeenschappelijk Beleid en Beheer werd besloten om te komen tot één gezamenlijke integrale monitoring waaronder alle monitorverplichtingen vallen (zie Wijsman et al. (2007) en Leloup et al. (2007) voor een overzicht) uit Europese, bilaterale en nationale verplichtingen vallen. Dit om adequate onderlinge afstemming, overlap en hiaten bij afzonderlijke monitoring voor diverse doeleinden (zie Figuur 1.1) te vermijden.
In het kader van het verdrag Gemeenschappelijk Beleid en Beheer werd besloten om te komen tot één gezamenlijke integrale monitoring waaronder alle monitorverplichtingen vallen. Dit besluit is vervolgens door Meire & Maris (2008) gecompileerd in één geïntegreerd monitoringprogramma. Dit programma werd door de Nederlandse en Vlaamse overheidsinstellingen geëvalueerd om tot een uitvoeringsprogramma te komen. Dit wordt weergegeven in een reeks van monitoringsfiches voor de verschillende meetgrootheden. Hierbij werd gekozen voor een systeemmonitoring waarbinnen project- en onderzoeksmonitoring genest kan worden.

Gezien de complexiteit van de materie (zie Figuur 1.1) en vanuit ervaringen met MOVE (MOVE, 2008) is vervolgens besloten nu al een evaluatiemethodiek voor de verwerking van de gegevens van de systeemmonitoring op te stellen, welke door Nederland en Vlaanderen wordt gedragen. Zo kan de nodige helderheid voor de procesgang worden verzekerd.
Volgens deze methodiek zal voorlopig tweemaal (2015, 2021) een evaluatie (T1 en T2) van het functioneren van het hele systeem Schelde-estuarium worden uitgevoerd.
De evaluatiemethodiek moet op korte termijn ook dienen voor het opstellen van een T0-rapport dat in lijn is met de evaluatie in 2015. Dit rapport moet de beschrijving van de huidige toestand van het estuarium behelzen, rekening houdend met evoluties en trends.

Opdrachtgever voor de ontwikkeling van de evaluatiemethodiek was de Vlaams-Nederlandse Schelde Commissie (VNSC), vertegenwoordigd door de Stuurgroep O&M (onderzoek & monitoring). Administratief fungeerde RWS-Waterdienst als opdrachtgever. De begeleidingscommissie van het project, de projectgroep Evaluatie & Rapportage, is één van de 6 projectgroepen van de Werkgroep Onderzoek en Monitoring (zie figuur 1.2)

Parallel aan het project “Ontwikkeling evaluatiemethodiek” is het project “Indicatoren voor het Schelde-estuarium” uitgevoerd door het VLIZ (VLIZ 2010). Dit project richt zich op de ontwikkeling van “trendindicatoren” voor zowel het binnendijkse als buitendijkse deel van het estuarium. Diens buitendijkse voorstellen zijn betrokken bij de keuzes die in voorliggende rapport zijn gemaakt.

1.1 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 bespreekt de uitgangspunten van de ontwikkelde evaluatiemethodiek, de gebruikte terminologie, de werkwijze bij het uitvoeren van de evaluatie en illustreert deze met een concreet voorbeeld.

Hoofdstuk 3 t/e/m 6 vormen de kern van het rapport en beschrijven de evaluatiemethodiek voor vier thema's: hydro- en morfodynamica, fysico-chemie, diversiteit habitats en diversiteit soorten en ecologisch functioneren.

Deze hoofdstukken bestaan uit twee onderdelen: een algemeen deel en een of meer fiches. Deze fiches geven concreet aan hoe de evaluatie moet worden uitgevoerd. De algemene gedeeltes van de hoofdstukken bevatten een inleiding, een systeembeschrijving en de achtergrond en beschrijving van de indicatoren/factoren. De inleidende gedeeltes van de hoofdstukken zijn niet identiek maar kennen een eigen karakter afhankelijk van het thema. De fiches zijn wel uniform opgezet en hebben allemaal de volgende onderdelen: indicatoren, benodigde meetgegevens, berekening indicatoren, beoordeling indicatoren, analyse, benodigde factoren, overige werkzaamheden (berekening factoren voor andere thema's).

Hoofdstuk 7 beschrijft hoe effecten van ingrepen en autonome ontwikkelingen bepaald kunnen worden met de evaluatiemethodiek.

Hoofdstuk 8 doet voorstellen voor de uitvoering van de T0-evaluatie

Hoofdstuk 9 geeft een overzicht van de leemtes in de huidige monitoring en de kennisleemten en doet voorstellen voor het verhelpen hiervan.

Hoofdstuk 10 geeft de referenties.

Hoofdstuk 11 beschrijft de kwaliteitsborging.

Een overzicht van de evaluatiemethodiek, de gebruikte modellen en beoordelingscriteria is te vinden in de Bijlagen.

1.2 Literatuurlijst

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

Leloup, Sas, Van den Bergh, Van Damme en Meire 2007. Inventarisatie lopende monitoring projecten met betrekking tot veiligheid en natuurlijkheid in de Zeeschelde, haar tijgebonden zijrivieren en binnendijkse gebieden beïnvloed door het Sigmaplan. Rapport ECOBE 07-R99

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. & T. Maris. 2008. MONEOS. Geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Monitoring van de effecten van de verruiming 48'/43'. MOVE Eindrapport 2003. MOVE-rapport 10. Rapport RIKZ/2007.003. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, 2003.

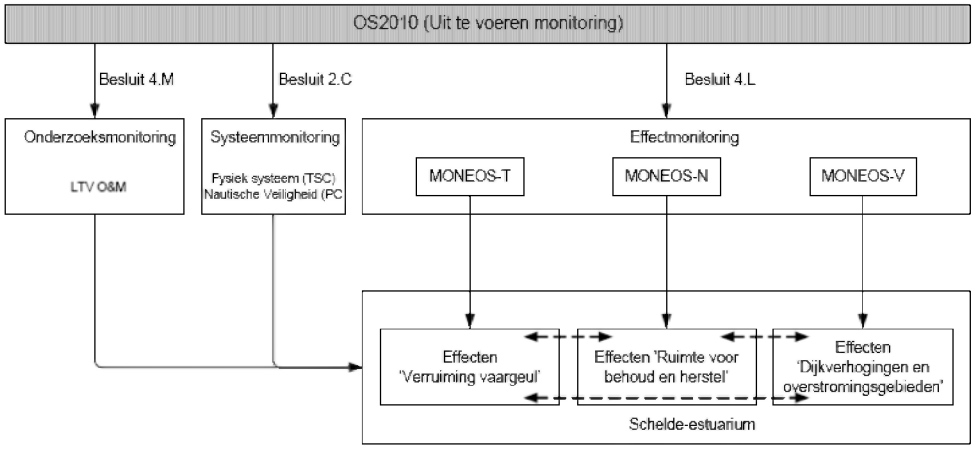
OS2010 (2005). Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium; Besluiten van de Nederlandse en Vlaamse regering. ProSes, Bergen op Zoom, februari 2005

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

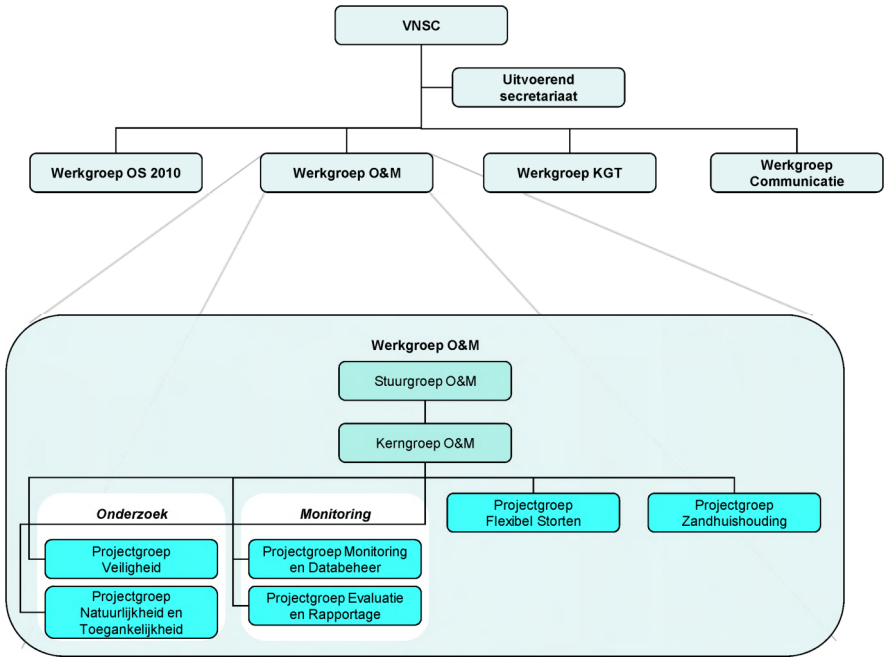
Schrijver M., Plancke Y. (2008). Uitvoeringsplan MONEOS-T 2008 - 2018. Rapport MONEOS-T-2008-033 /WL2008R791-3_1ref1_0. Rijkswaterstaat Zeeland, Middelburg, Waterbouwkundig Laboratorium, Borgerhout

VLIZ (2010). Indicatoren van Duurzame Ontwikkeling voor het Schelde-estuarium. IDO-Schelde. Eindrapport. Vlaams Instituut voor de Zee: Oostende, Belgium. 129 pp.

Wijsman, de Sonnecille & Craeymeersch, 2007. Overzicht van de lopende monitoringsprojecten met betrekking tot veiligheid en natuurlijkheid in het Nederlandse gedeelte van de Schelde (Westerschelde en haar voordelta). Rapport C051/07. IMARES, Wageningen.



Figuur 1.1 Besluiten OS2010 over monitoring *(Uit: Schrijver M., Plancke Y. 2008).*



Figuur 1.2 Structuur VNSC, Vlaams-Nederlandse Schelde commissie

Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Hoofdstuk 2: Gehanteerde werkwijze

2 Gehanteerde werkwijze

2.1 Uitgangspunten

Het Schelde-estuarium is een systeem waarin menselijk handelen een belangrijke rol speelt. In recente literatuur (Scheffer et al. 2001; Scheffer and Carpenter 2003; Folke et al. 2004, 2005; Scheffer en van Nes 2004) worden deze systemen sociaal-ecologische systemen genoemd, geen natuurlijk systeem. Een van de kenmerken van deze systemen is dat ze van karakter kunnen veranderen (regiemeshift). De gehanteerde evaluatiemethodiek stelt dan ook geen beoordeling voor die zich richt op een pristiene of ongerepte situatie als referentie.

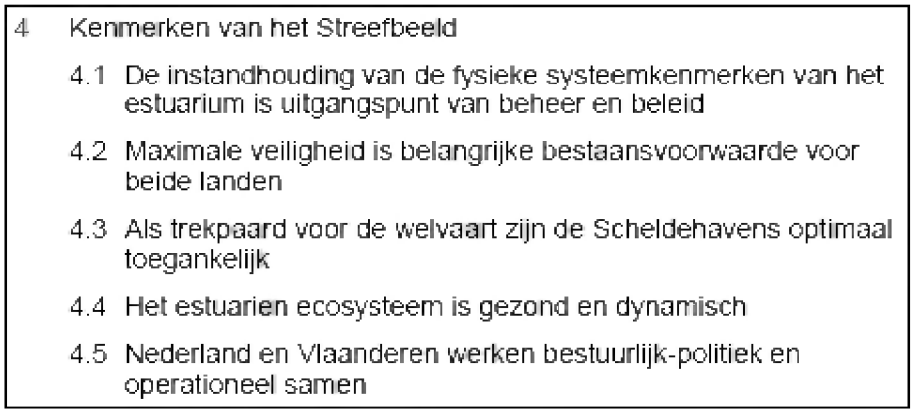
2.1.1 Definitie evaluatiemethodiek

De voorgestelde evaluatiemethodiek is ontwikkeld vanuit de volgende definitie: *hoe moeten de gegevens van de Vlaams-Nederlandse systeemmonitoring Schelde-estuarium worden verwerkt om te komen tot resultaten die een antwoord geven op of een bijdrage leveren aan de (maatschappelijke) vragen van beleid, beheer, belanghebbenden en betrokkenen bij het Schelde-estuarium.*

2.1.2 Beleidskader

Diverse wetten en richtlijnen werden ontwikkeld die de ecologische integriteit van estuaria moeten verzekeren. Het aantal wetten, regels en beleidskaders die betrekking hebben op het Schelde-estuarium is groot. In Meire en Maris (2008) en Arcadis (2007) wordt een overzicht gegeven van de verschillende beleidskaders. In bijlage I werd naar de meest relevante normen en streefwaarden uit deze beleidskaders verwezen, waar deze voor de evaluatiemethodiek van belang zijn.

De belangrijkste beleidsmatige referentie voor de evaluatiemethodiek is de Langetermijnvisie Schelde-estuarium 2030 (LTV2030) en het eerste uitvoeringsprogramma daarvan in de Ontwikkelingsschets Schelde-estuarium 2010 (OS2010). Figuur 2.1 geeft de hoofdkenmerken van het streefbeeld van de LTV2030. De evaluatiemethodiek moet het mogelijk maken tot conclusies te komen met betrekking tot de ontwikkelingen en ingrepen in relatie met de streefdoelen en afspraken gemaakt in het kader van LTV2030 en OS2010.



Figuur 2.1 Hoofdkenmerken streefbeeld LTV2030 (Uit: LTV 2030 (2000).)

Naast het Vlaams-Nederlandse kader spelen ook op Europees/internationaal niveau een aantal juridische en beleidsmatige randvoorwaarden voor de systeemmonitoring en de daarop gebaseerde evaluatie zoals de Kaderrichtlijn Water (+ richtlijn prioritaire stoffen), Natura2000, OSPAR, Hoogwaterrichtlijn, Nitraatrichtlijn, Zwemwaterrichtlijn, Richtlijn Schelpdierwater, Grondwaterrichtlijn, Floods directive, Marine Strategy Framework, EU Sustainable Development Strategy, Gemeenschappelijk Visserijbeleid).

Ook op nationaal/regionaal niveau is heel wat wetgeving en beleid op het Schelde-estuarium van toepassing (zie hiervoor Arcadis 2007).

Ondanks de vele verplichtingen via talrijke wetten en beleidskaders, zijn concrete verbintenissen inzake monitoring daarin meestal niet gepreciseerd. Ook de evaluatie van de monitoring is niet steeds opgenomen. De Kaderrichtlijn Water (KRW) vormt een duidelijke uitzondering. Deze vereist namelijk een duidelijk monitoringsprogramma en kent vastgelegde normen en streefdoelen.

2.1.3 Maatschappelijke vragen

De evaluatie moet in staat zijn, in de mate van het mogelijke, een antwoord te bieden op maatschappelijke vragen vanuit het beleid, het beheer of de samenleving.

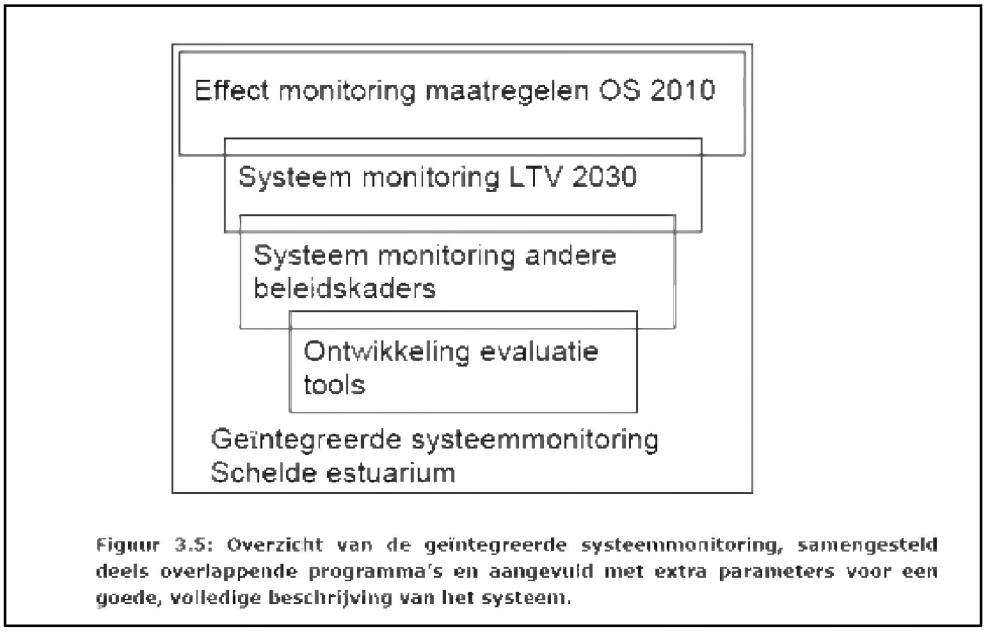
Het is duidelijk dat de maatschappelijke vragen zeer verscheiden zijn. Maatschappelijke vragen kennen verschil in actualiteit, diepgang, omvang en bijhorende ruimte- en tijdschalen. Ze hebben betrekking op een of meerdere aspecten van het systeem en worden gesteld vanuit verschillende gebruikersgroepen of beheerskaders.

Dit leidt ertoe dat het opstellen van een adequaat overzicht van alle mogelijke huidige en toekomstige gerelateerde maatschappelijke vragen een onmogelijke opdracht is. Daarom moet de evaluatiemethodiek een aanpak volgen die hiermee om kan. In de evaluatiemethodiek die hier wordt voorgesteld gaat het beantwoorden van maatschappelijke vragen steeds terug tot het beoordelen van het onderliggende ecosysteemfunctioneren en de effecten van ingrepen.

De LTV 2030 en OS2010 zijn daarbij de maatschappelijke vertrekpunten.

2.1.4 Systeembenadering

De voorliggende evaluatiemethodiek werd ontwikkeld voor de geïntegreerde systeemmonitoring van het Schelde-estuarium, kortweg MONEOS (=MONitoring Effecten OntwikkelingsSchets 2010) genaamd (zie figuur 2.2). De MONEOS-systeemmonitoring kiest daarbij duidelijk de benadering van het functioneren van het ecosysteem en het opvolgen van de indicatoren/factoren die vereist zijn om het systeem zo volledig mogelijk te karakteriseren. De MONEOS systeemmonitoring moet echter niet enkel in staat zijn globale trends op te volgen. Ze moet ook toelaten estuariene processen bloot te leggen om effecten te kunnen koppelen aan ingrepen. De monitoring heeft verder als doel de nodige informatie te leveren voor enkele “basismodellen” die in de evaluatiemethodiek worden gebruikt.



Figuur 2.2 Samenhang binnen de geïntegreerde systeemmonitoring van het Schelde-estuarium (Uit: Meire, P. & T. Maris. 2008)

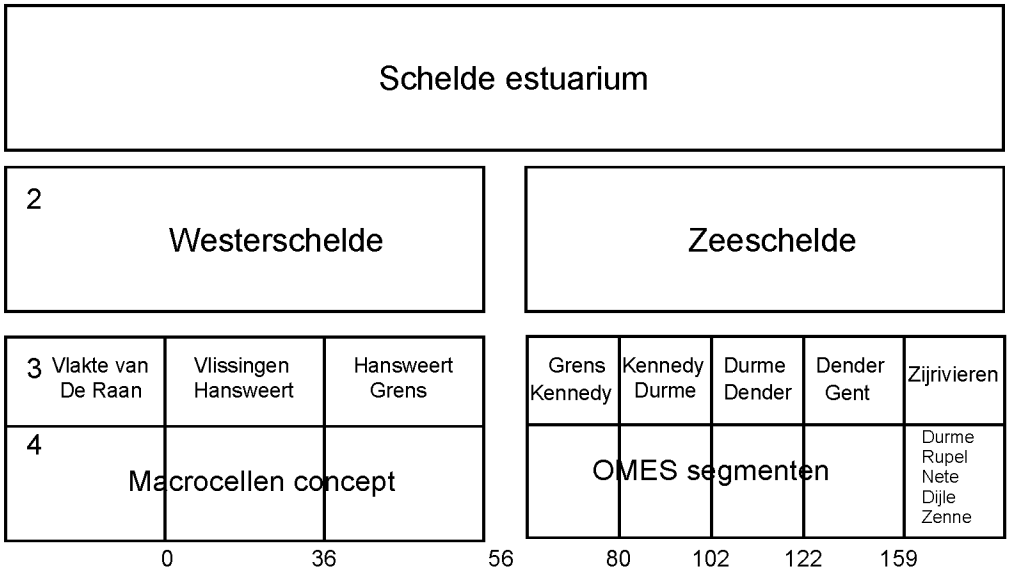
2.1.5 Evaluatiemethodiek is "levend document"

De evaluatiemethodiek kan blijven evolueren. In dit rapport is de basis gelegd voor een methodische aanpak van een 6-jaarlijkse evaluatie, maar daarbij wordt de ruimte gelaten voor bijschaven en actualisering waar aangewezen na de T0-evaluatie en indien nieuwe kennis en inzichten beschikbaar worden.

2.1.6 Ruimtelijke indeling

De ruimtelijke indeling, voor het buitendijkse gebied, die wordt voorgesteld voor de evaluatie (zie figuur 2.3) werkt met 4 verschillende niveaus die in elkaar genest zijn. Binnendijks zijn de begrenzingen op de laagste niveaus niet noodzakelijk gelijklopend. Op **niveau 1** wordt gesproken over het Schelde-estuarium. **Niveau 2** is een indeling in

Westerschelde en Zeeschelde. Op **niveau 3** worden volgende zones onderscheiden: Vlakte van de Raan, Vlissingen-Hansweert, Hansweert – Belgisch-Nederlandse grens, Belgisch-Nederlandse grens – Kennedy tunnel, Kennedy tunnel – Durme, Durme – Dender, Dender – Gent en zijrivieren. **Niveau 4** is gekoppeld aan het macrocellen concept voor de Westerschelde (Winterwerp et al. 2000). Voor de Zeeschelde wordt op dit niveau de OMES-indeling (Van Damme et al. 1999) gevolgd. Tenslotte zijn er de getijgebonden delen van de zijrivieren.



Figuur 2.3 Ruimtelijke indeling Schelde-estuarium van de evaluatiemethodiek

In de praktijk sluiten de grenzen van de laagste niveaus niet naadloos op elkaar aan. Op niveau 4 wordt soms, bijvoorbeeld voor diversiteit habitats (ecotopen – Hoofdstuk 5), een nog fijnere indeling gehanteerd. In de fiches wordt steeds aangegeven op welk ruimtelijk niveau een beoordeling moet gebeuren. Deze indeling geeft het voordeel dat op niveau 3 er een grote overeenkomst bestaat met de indeling in waterlichamen die de KRW voorziet.

De kilometerafstanden in figuur 2.3 zijn afstanden langs de rivieras. Ze zijn bepaald volgens de kubatuurberekeningen voor het Scheldebekken in Smets (1996).

2.1.7 Toepassing evaluatiemethodiek

Het MONEOS-monitoringsrapport (Meire en Maris 2008) pleit voor een zesjaarlijkse volledige evaluatie van het systeem, waarbij alle onderdelen van de monitoring samengevat en geanalyseerd worden. De eerste evaluatie (=T1) volgens het vastgestelde MONEOS-monitorprogramma zal voor het eerst in 2015 plaatsvinden, de tweede in 2021 (=T2). De methodiek wordt echter ook toegepast om de ontwikkeling van het Schelde-estuarium in het verleden te beschrijven en vast te leggen in het zogenaamde T0-rapport. De aanpassingen van de hier voorgestelde methodiek voor het T0 rapport staan in hoofdstuk 8. Deze aanpassingen zijn nodig vanwege de afwijkende monitoring in het verleden.

2.1.8 Aard van de evaluatiemethodiek

Een belangrijke vraag is tenslotte de aard van de voorgestelde evaluatiemethodiek. Er kan bijvoorbeeld gekozen worden voor een geheel kwantitatieve methodiek waarbij de meetgegevens van een monitorprogramma uitsluitend dienen om modellen te voeden. Aan de andere kant van het spectrum is een methodiek mogelijk die de meetgegevens elk afzonderlijk evalueert/beoordeelt zonder verder naar de onderlinge relaties en het systeem te kijken. Geen van beide mogelijkheden werd hier gekozen.

Globaal is gekozen voor een evaluatie die de basis van het Schelde systeem, de hydrodynamiek (Hoofdstuk 3) fysico-chemie (Hoofdstuk 4), evalueert met enkele betrouwbare basismodellen. Vervolgens wordt de goed onderbouwde methode van de

evaluatie van de habitats, die hieruit volgen, gebruikt met als basis de ecotopen(kaart) benadering (Hoofdstuk 5). Tenslotte wordt binnen de evaluatie het voedselweb/biodiversiteit geëvalueerd met de huidige aard en (kwalitatieve) kennis van de werking hiervan (Hoofdstuk 6). Zo zullen na de evaluatie aanwijzingen ontstaan over oorzaken in verband met recente menselijke handelen of met natuurlijke (autonome) ontwikkelingen met een veel grotere tijd- en ruimteschaal, buiten de invloedsfeer van het directe beheer. Daarna zal een maatschappelijk debat moeten plaatsvinden waaruit eventueel maattregelen of ingrepen in het Scheldesysteem kunnen voortvloeien.

2.2 Methodiek (terminologie, werkwijze evaluatie, voorbeeld)

Na een inleiding over de gebruikte terminologie, wordt hieronder de te volgen werkwijze voor een evaluatiewerkwijze stap voor stap beschreven en tenslotte met een concreet voorbeeld geïllustreerd.

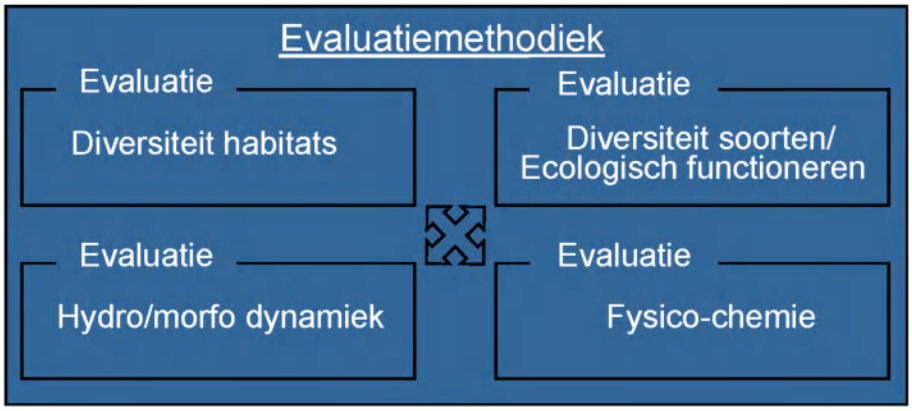
2.2.1 Gebruikte terminologie: functie, thema, indicator, factor, ingreep, autonome ontwikkeling

In de LTV2030 worden drie grote functies als prioritair gezien. Een streefbeeld werd uitgetekend (zie figuur 2.1) voor de functies veiligheid (tegen overstromen), toegankelijkheid (scheepvaart) en natuurlijkheid (behoud fysische systeemkenmerken, gezond en dynamisch ecosysteem). De ontwikkelde evaluatiemethodiek is een methodiek voor deze drie functies. Een uitzondering hierop is de evaluatiemethodiek voor de economische component van de functie toegankelijkheid. Deze evaluatie valt onder de verantwoordelijkheid van de Permanente Commissie.

Voor elk van de drie functies werd parallel vanuit 4 **thema's** een evaluatiemethodiek uitgewerkt. Deze 4 thema's zijn:

- Hydro/morfodynamica
- Fysico-chemie
- Diversiteit habitats
- Diversiteit soorten/ecologisch functioneren

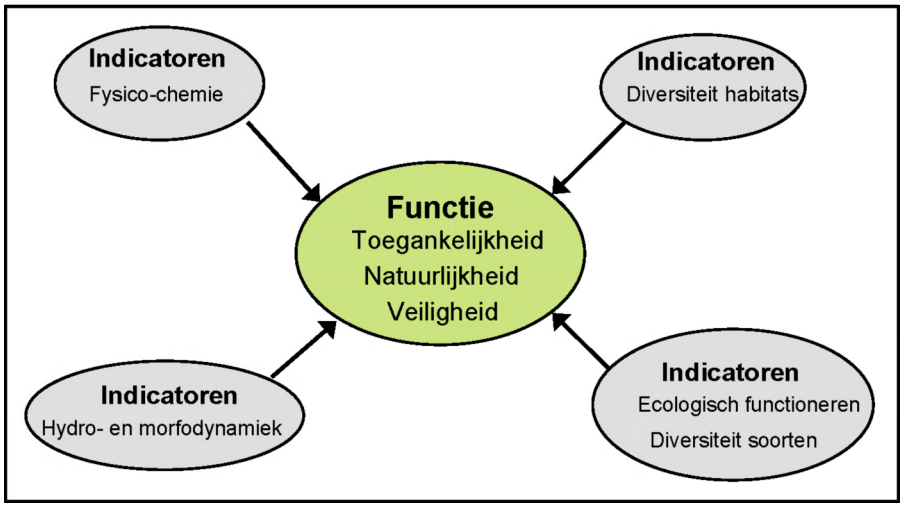
De 4 thema's zijn zo gekozen omdat Hydro- en Morfodynamica samen met Fysico-chemie de basis beschrijving van het Scheldesysteem vormen. Vanuit de basis vormen zich de diverse leefgebieden, de diversiteit aan Habitats. Deze worden vervolgens bevolkt door organismen die met elkaar het voedselweb van het Scheldesysteem vormen (Diversiteit soorten/Ecologisch functioneren). De thema's vormen daarmee de hoofdingang van de evaluatiemethodiek. De evaluatiemethodiek is opgebouwd uit een methodiek voor elk van de 4 thema's (zie figuur 2.4), die samen de kern van dit rapport vormen. De 4 thema's werken parallel. Echter, via de factoren wordt het een organisch geheel.



Figuur 2.4 Overzicht van de evaluatiemethodiek,opgebouwd uit de evaluatiemethodiek per thema

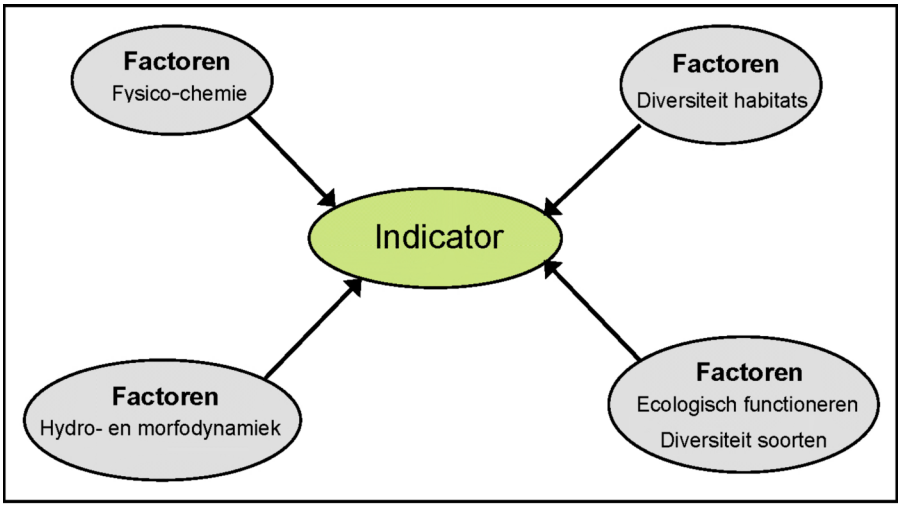
De evaluatiemethodiek binnen elk thema werkt met een set **indicatoren** en **factoren**.

Indicatoren vertegenwoordigen de voornaamste systeemcomponenten binnen de 4 thema's. Ze zijn afgeleid uit de systeembeschrijving. Elke functie kan dus indicatoren hebben die afgeleid zijn uit de 4 thema's (figuur 2.5).



Figuur 2.5 *De evaluatiemethodiek voor een functie kunnen worden opgebouwd uit indicatoren vanuit 4 thema's.*

Factoren vertegenwoordigen aspecten die een cruciale rol spelen in de sturing of het gedrag van een bepaalde indicator. Elke indicator kan dus beïnvloed worden door factoren die uit de 4 thema's afkomstig kunnen zijn (figuur 2.6). Eenzelfde aspect kan binnen de ene deelevaluatie een factor zijn, terwijl het binnen een andere als indicator kan optreden.

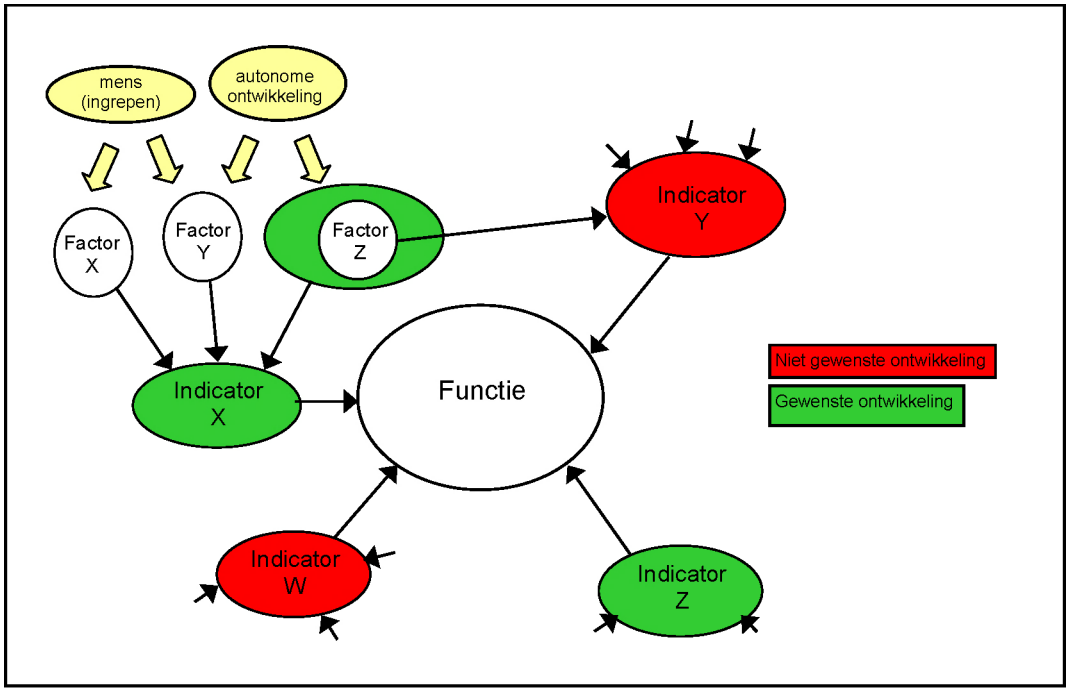


Figuur 2.6 *Indicatoren kunnen worden beïnvloed door factoren uit de 4 thema's.*

De (argumentatie voor de) keuze van de bepaalde indicatoren/factoren staat beschreven in de 4 thema hoofdstukken.

Factoren (en daarmee indicatoren) worden beïnvloed door **ingrepen** maar ook door **autonome ontwikkelingen**.

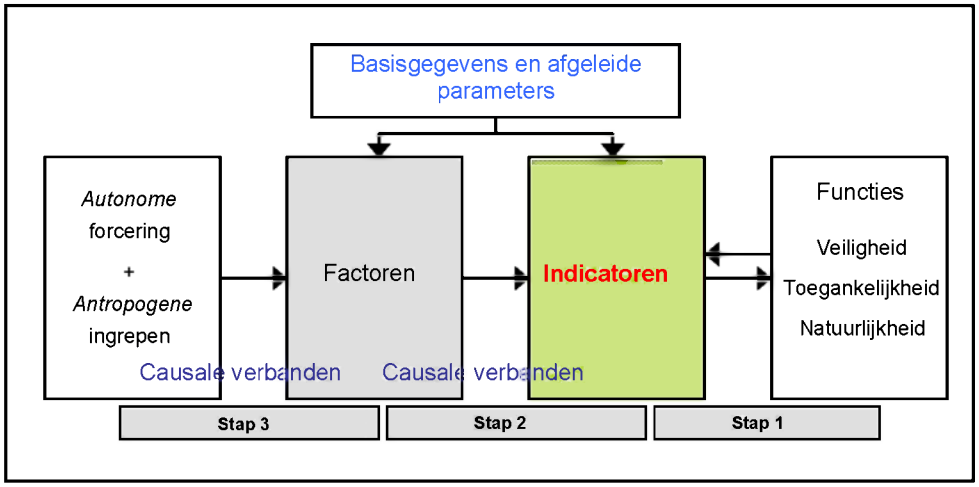
Hiermee ontstaat het beeld (zie figuur 2.7) van de terminologie zoals gebruikt in dit rapport. De evaluatie van een functie gebeurt met indicatoren (uit 4 thema's) die beïnvloed worden door factoren (uit 4 thema's) die op hun beurt weer bepaald (kunnen) worden door menselijke ingrepen en/of autonome ontwikkelingen.



Figuur 2.7 Samenvatting terminologie zoals gebruikt in dit rapport.

2.2.2 Werkwijze uitvoering evaluatie per thema

De gevolgde evaluatie werkwijze per thema verloopt in 3 stappen (figuur 2.8). **Deze 3 stappen moeten bij elke evaluatie steeds geheel doorlopen worden.** Bij een evaluatieresultaat waarbij de indicatorwaarden zich lijken te ontwikkelen naar de gewenste situatie, kan men zich afvragen of de analyse met de relevante factoren niet achterwege kan worden gelaten. Echter, ook in dit geval, is het belangrijk na te gaan of de indicatorresultaten worden onderbouwd door de evolutie van de factoren.

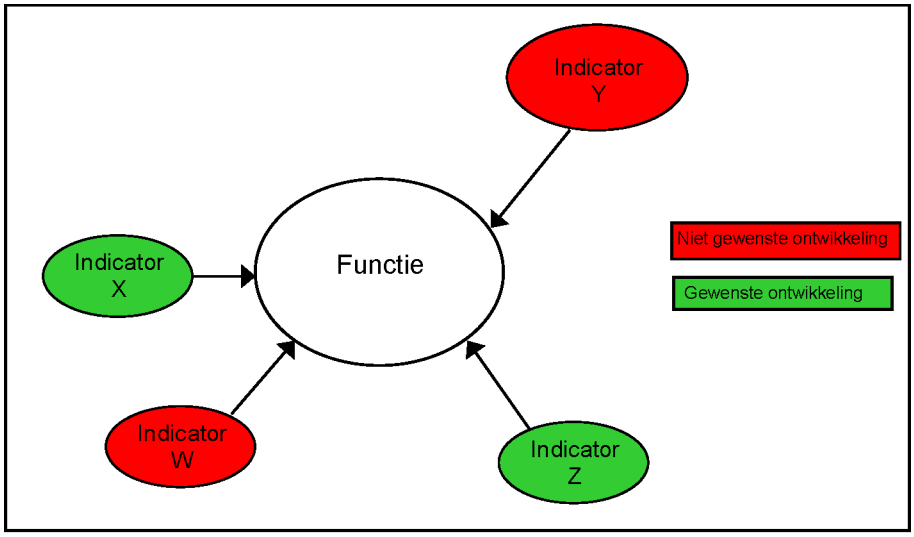


Figuur 2.8 Overzicht gevolgde werkwijze

Stap 1: berekening en beoordeling indicatoren

In stap 1 wordt op basis van de monitoringsgegevens de temporele evolutie van de indicatoren in beeld gebracht en beoordeeld.

De beoordeling gebeurt op basis van (indien beschikbaar) bestaande normen en streefwaarden (zie Bijlage I). Hier kan soms, weliswaar geargumenteerd, van afgeweken worden. Is er geen concrete beoordeling waarnaar kan worden gerefereerd, dan is een beoordeling ontwikkeld in termen van gewenste/ongewenste ontwikkeling. De keuze tussen gewenst en ongewenst is telkens geargumenteerd, bijvoorbeeld vanuit de streefdoelen van de LTV2030. Zie verder voor de beoordeling onder de themahoofdstukken.

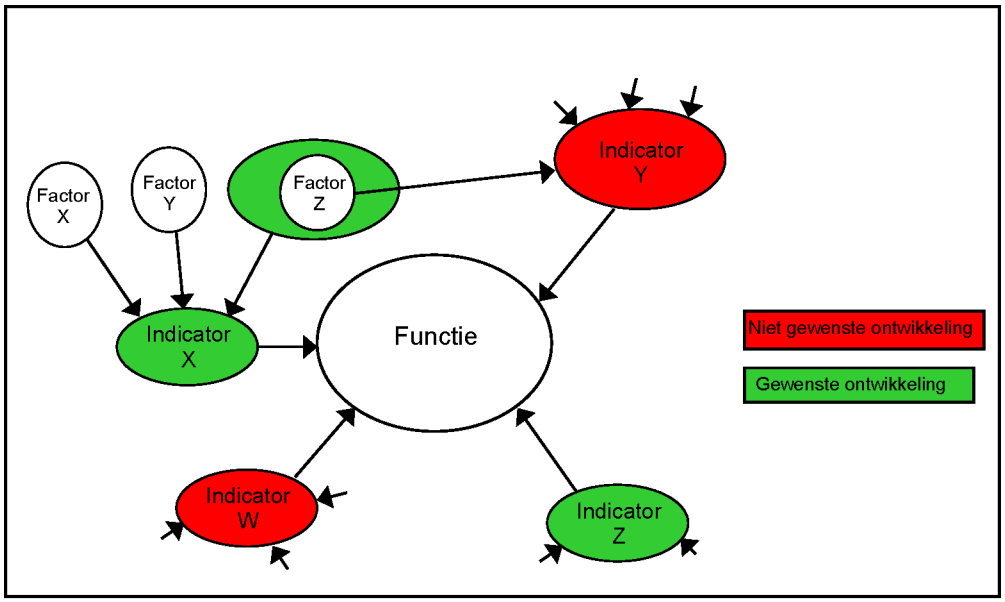


Figuur 2.9 Beeld na stap 1

Stap 2: validatie beoordeling door middel van factoren

In stap 2 wordt de ontwikkeling verklaard. Hiervoor worden de *factoren* die van invloed zijn op de indicatoren berekend en wordt aangegeven of de ontwikkeling van indicatoren en factoren samenhangend is. Factoren worden niet beoordeeld, hoewel sommige zelf een indicator zijn en dus wel een oordeel krijgen. Factor en indicator Z in figuur 2.10 is hier een voorbeeld van.

De benodigde factoren kunnen in principe uit de vier thema's komen. De benodigde factoren uit andere thema's worden niet berekend onder het thema waar ze als factor fungeren, maar onder het thema waar ze als indicator fungeren. Zie ook de thema hoofdstukken en het concrete voorbeeld hieronder.

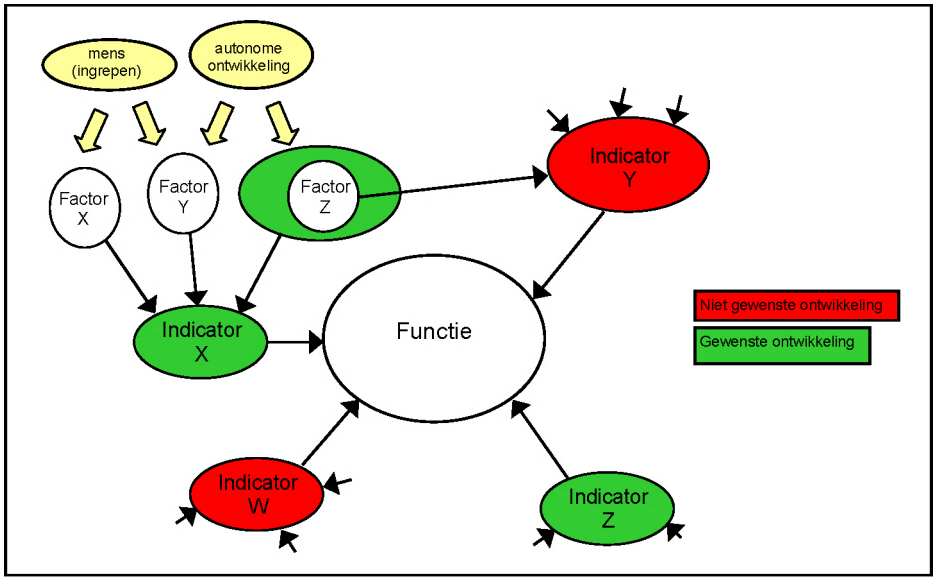


Figuur 2.10 Beeld na stap 2

Stap 3: causaal onderzoek (ontwikkeling gerelateerd aan ingrepen of autonome ontwikkeling)

In stap 3 wordt aangegeven of de ontwikkeling gerelateerd is aan autonome ontwikkelingen en/of antropogene effecten (*ingrepen*).

Het uiteindelijke beeld van de evaluatie van een functie is gegeven in figuur 2.11.

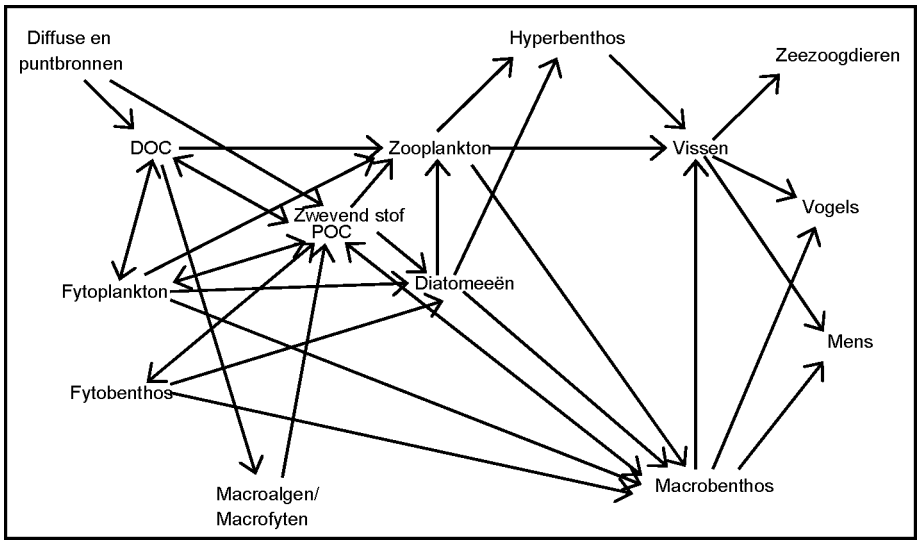


Figuur 2.11 Beeld na stap 3 = eindbeeld

2.2.3 Concreet voorbeeld

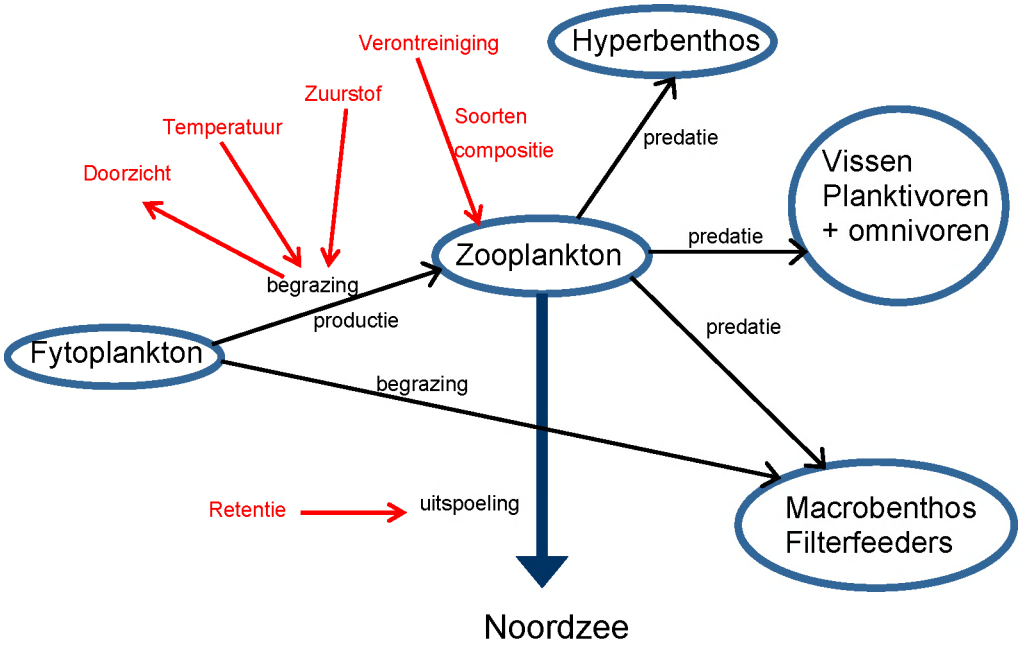
Ter verduidelijking van de hierboven geschetste werkwijze wordt hier een concreet voorbeeld uitgewerkt voor de evaluatie van de systeemcomponent zoöplankton binnen het thema Diversiteit soorten/Ecologisch functioneren.

Figuur 2.12 geeft het voedselweb weer dat de basis is van de evaluatie binnen het thema Diversiteit soorten/Ecologisch functioneren.



Figuur 2.12 Voedselweb Schelde-estuarium

Figuur 2.13 geeft de te evalueren systeemcomponent zoöplankton. In zwart de overige systeemcomponenten die zooplankton beïnvloeden, in rood de factoren die van invloed zijn.



Figuur 2.13 Systeemcomponenten zoöplankton

Voor zoöplankton worden eerst de volgende indicatoren berekend en beoordeeld (zie Hoofdstuk 6 voor de details).

Op niveau 3 de jaargemiddelde totale zoöplanktonbiomassa, de biomassa aan *Eurythemora affinis,* het tijdstip van de biomassapiek en per maand het segment waar de biomassapiek optreedt. Verder worden ook de populatiesamenstelling, soortenrijkdom en soortendiversiteit beschouwd.

Hierna worden de factoren berekend die de resultaten voor de indicatoren beïnvloeden. Dit betreft als eerste systeemcomponenten uit het thema diversiteit soorten/ecologisch functioneren te weten primaire productie, de chlorofyl a/detritus verhouding, hyperbenthosbiomassa, biomassa filtrerend macrozoöbenthos en abundantie planktivore en omnivore vissen.
Vanuit de thema's fysico-chemie en hydrodynamica wordt informatie aangeleverd voor factoren als zuurstof, temperatuur, retentie en doorzicht. Een voorbeeld is de aanlevering door het thema fysico-chemie op niveau 3 van de lengte van het groeiseizoen als de periode met een watertemperatuur boven de 12 °C.
De factor zuurstof voor zoöplankton is binnen fysico-chemie een (beoordeelde) indicator.
Alle factoren zijn potentieel beïnvloed door menselijk handelen en/of autonome ontwikkelingen.

2.3 Literatuurlijst

Arcadis (2007). Onderzoeksplan MER verruiming vaargeul Beneden-Zeeschelde en Westerschelde;Overige disciplines. Technum/Arcadis[S.l.]. 59 pp.

Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L. and Holling, C.S. (2004) Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 557-581.

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. & T. Maris. 2008. MONEOS. Geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium.
Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C. and Walker, B. (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(11): 591-596.

Scheffer, M. and Carpenter, S.R. (2003) Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(12): 648-656.

Scheffer, M. and van Nes, E.H. (2004) Mechanisms for marine regime shifts: can we use lakes as microcosms for oceans? *Progress in Oceanography*, 60: 303-319.

Smets, E. (1996). Getij-en kubatuurberekeningen voor het Scheldebekken: het gemiddeld getij over het decennium 1971-1980, een gemiddeld getij typisch voor het jaar 1980. *WL Rapporten*, 405_2. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, Belgium. Vol. 1 (Verslag); Vol. 2 (resultatenbundel, tabellen en grafieken) pp.

Van Damme, S.; Ysebaert, T.J.; Meire, P.; Van den Bergh, E. (1999). Habitatstructuren, waterkwaliteit en leefgemeenschappen in het Schelde-estuarium. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud*, 99.24. Instituut voor Natuurbehoud: Brussel, Belgium. ISBN 90-403-0113-1. 119 pp.

Winterwerp, J.C.; Jeuken, M.-C.J.L. et al. (2000). Lange termijnvisie Schelde-estuarium cluster morfologie: uitvoeringsfase. Waterbouwkundig Laboratorium/Delft Hydraulics: Delft, The Netherlands. 30 + annexes + figures + tables pp., details

Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Hoofdstuk 3: Hydro- en morfodynamiek

3 Hydro- & Morfodynamiek

3.1 Inleiding

3.1.1 Achtergrond

De hydro- en morfodynamiek van het estuarium spelen een rol bij alle kenmerken van het streefbeeld (zie figuur 2.1 in hoofdstuk 2):

- *De instandhouding van de fysieke systeemkenmerken*
  (bijvoorbeeld via de morfologie van het meergeulenstelsel)
- *Een gezond en dynamisch ecosysteem*
  (via doorwerking in de overige thema's)
- *Maximale veiligheid*
  (bijvoorbeeld via de hydraulische randvoorwaarden)
- *Optimale toegankelijkheid*
  (bijvoorbeeld via de vaargeuldiepte)

Het thema hydro- en morfodynamiek is het enige thema met indicatoren en/of factoren voor alle kenmerken van het streefbeeld voor het estuarium.

3.1.2 Gehanteerde werkwijze

Om te komen tot een goede evaluatiemethode van het systeem moeten een aantal stappen doorlopen worden:

Stap 1: *Indicatoren en beoordeling*
De Hydro- en morfodynamische *indicatoren* moeten vastgesteld worden. Door de ontwikkeling van deze indicatoren in de tijd in beeld te brengen, kan vastgesteld worden hoe het systeem zich ontwikkelt. Overigens is het niet altijd even eenvoudig om de trend in de ontwikkeling te bepalen. In tekstblok 1 *Statistische Analyse* wordt hier op in gegaan. Het vaststellen van een trendbreuk is zo mogelijk nog lastiger (zie eveneens dat tekstblok).

De Evaluatiemethodiek Systeemmonitoring Schelde Estuarium kiest de benadering van het systeem functioneren. Het systeem functioneren komt tot uiting in de bovengenoemde kenmerken van het streefbeeld *Instandhouding van de fysieke systeemkenmerken* en *Een gezond en dynamisch ecosysteem*. Als eerste worden de hydro- en morfodynamische indicatoren hiervoor afgeleid, vervolgens worden deze aangevuld met indicatoren voor de kenmerken *Maximale veiligheid* en *Optimale toegankelijkheid*.

Tevens wordt in deze stap aangegeven hoe iedere (ontwikkeling van een) indicator beoordeeld moet worden.

Stap 2: *Factoren en relaties*
De volgende stap is het bepalen van de factoren die van invloed zijn op de indicatoren. Het in beeld brengen van deze factoren is in de evaluatie van belang om te verifiëren of de ontwikkeling van indicatoren en factoren samenhangend is (kan de ontwikkeling van indicatoren verklaard worden aan de hand van ontwikkeling van de factoren?). Over de kwalitatieve relatie (causale verbanden) tussen factoren en indicator is doorgaans het een en ander bekend. De kennis over de kwantitatieve relatie is meestal redelijk beperkt (zie tekstblok 2).

Stap 3: *Ingrepen en autonome ontwikkeling*
Vervolgens moet aangegeven worden of de ontwikkeling gerelateerd kan worden aan autonome ontwikkelingen en/of antropogene effecten (*ingrepen*). Ook voor de causale

verbanden (relaties) tussen ingreep en factoren geldt dat er in veel gevallen (kwantitatief) weinig over bekend is.

Statistische analyse

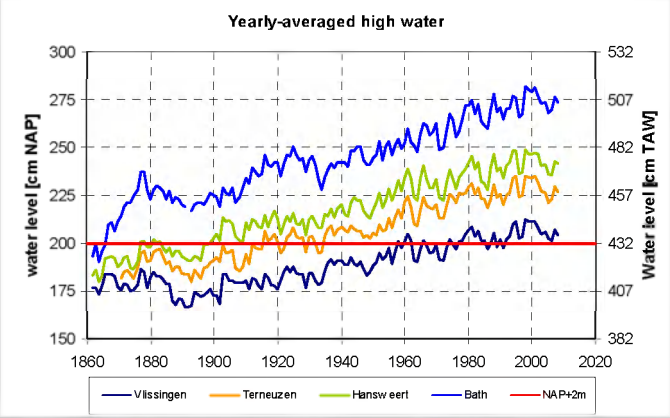
Indien meetdata in voldoende mate aanwezig zijn kunnen de indicatoren daar van afgeleid worden. Voor de waterstanden lijkt dat bijvoorbeeld zeker het geval gegeven de lange reeksen van waargenomen waterstanden die beschikbaar zijn (Westerschelde vanaf het eind van de 19e eeuw, en de Beneden-Zeeschelde vanaf 1901). Deze data lenen zich goed voor het analyseren en/of uitvoeren van schattingsprocedures van hydrodynamische indicatoren zoals hoog- en laagwaters, looptijden, etc. Belangrijke aspecten zijn daarbij het *dynamisch* gedrag van die indicatoren (langere termijn verloop in de tijd), en/of hun grootschalig *ruimtelijk* verloop (over het gehele estuarium). Vanuit fysisch oogpunt kunnen in dat temporele en spatiële verloop diverse componenten aanwezig zijn, zoals een (quasi) lineaire lange termijn trend, en/of trendbreuken, en/of cyclische variaties ten gevolge van getij (bijvoorbeeld 18,6 jaars en/of kortere periodes), of geheel andere cycli of veranderingen ten gevolge van morfologische processen of menselijke ingrepen in het estuarium.

Voor het uit de meetgegevens analyseren en schatten van de indicatoren wordt een modelmatige aanpak uitgevoerd maar in dit geval is dat een 'data driven' modellering waarbij het 'systematische' tijds- en/of plaatsverloop in een geparameteriseerde vorm wordt weergegeven. In het algemeen leidt dat tot een regressiemodel of empirische formule. In dat regressiemodel kunnen meerdere componenten worden meegenomen, waarvan sommige mogelijk met een duidelijke fysische betekenis (zoals de hierboven genoemde trends en/of cyclische variaties), en/of andere met een meer empirische basis (variaties die uit een visualisatie of andere analyse van de data kan worden herkend). Aan het regressiemodel wordt een stochastische term toegevoegd waarmee de onzekerheden in de modellering en de data worden aangeven. *Aan de hand van de meetdata* kunnen de modelparameters worden geschat, en daarmee de grootte van de trends en de andere componenten die in het model (al dan niet) zijn meegenomen. Omdat in het model onzekerheden expliciet in rekening worden gebracht is het ook mogelijk om schattingen te produceren voor de *onzekerheden* in de modelparameters. Ook kunnen dergelijke onzekerheden (bijvoorbeeld in de vorm van een 95%-betrouwbaarheidsinterval) worden afgeleid voor trends, trendbreuken, en/of de grootte van de andere componenten in het model.

Met deze schattingen van de onzekerheden kunnen bovendien/desgewenst statistische toetsen worden uitgevoerd, en kan worden nagegaan of trends, trendbreuken, of andere variaties in de waterstandsindicatoren *significant* zijn.

<u>Opmerkingen</u>:
De geschetste aspecten t.a.v. (het analyseren en uit data schatten van) systematische variaties van (indicatoren van) de waterstanden in de Westerschelde wordt hieronder in meer concrete vorm geïllustreerd aan de hand van twee figuren.

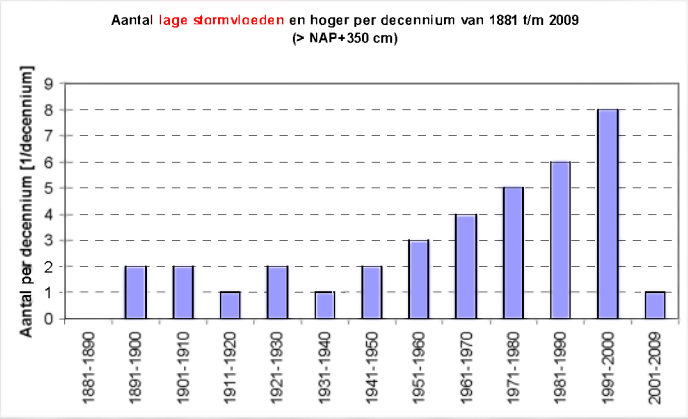
In Figuur 1 zijn de verlopen van de jaarlijks-gemiddelde hoogwaters voor Vlissingen, Terneuzen, Hansweert en Bath sinds ongeveer 1870 weergegeven. In dit verloop is een systematische toename in de tijd van die hoogwaters te herkennen. In de T0 en daaropvolgende evaluaties moeten de statisch significante trends en trendbreuk(en) in beeld gebracht worden.



Figuur 1: Jaargemiddeld hoogwater in Vlissingen, Terneuzen, Hansweert and Bath.

Bij het optreden van extreme waterstanden spelen meteorologische invloeden een grote rol. Deze induceren t.o.v. de astronomische invloeden, een relatief grote stochastische ('willekeurige') extra variabiliteit, waardoor het moeilijker is om eventuele trends met grote nauwkeurigheid vast te stellen. Een voorbeeld is gegeven in Figuur 2

Figuur 2 toont, dat tussen 1910 en 2000 het totaal van lage, middelbare en hoge stormvloeden in Vlissingen zeer systematisch is toegenomen. Sinds 2001 is het aantal weer op het oude niveau van vóór 1950. De vraag hierbij is of er nu wel of niet sprake is van een trendbreuk; ten opzichte van de periode 1950-2000 lijkt dit wel het geval maar t.o.v. een langere periode niet. Ook voor dit voorbeeld geldt dat in de T0 en daaropvolgende evaluaties aangegeven moet worden of er sprake is van statisch significante trends en trendbreuk(en).



Figuur 2: Aantal lage, middelbare en hoge stormvloeden (> NAP+350 cm) per decennium te Vlissingen.

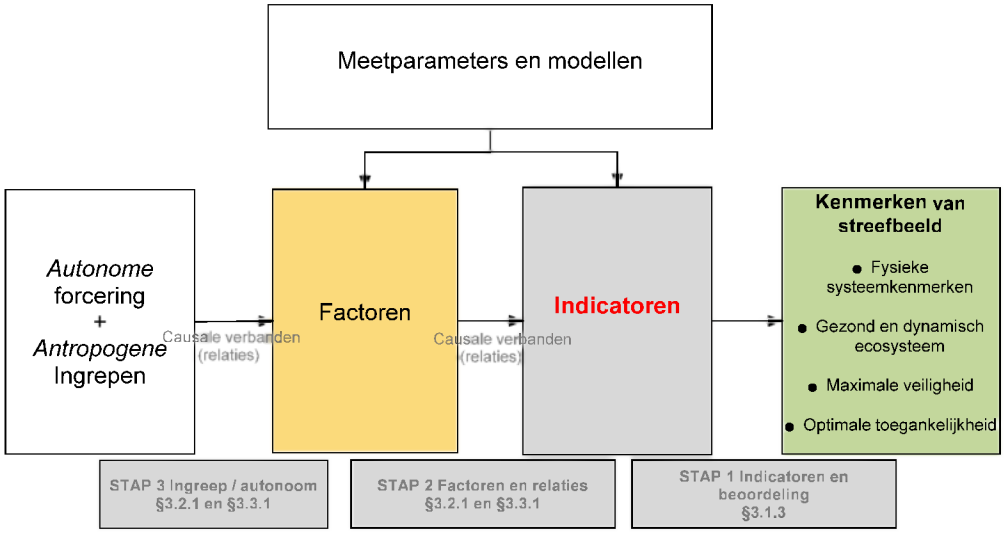
Tekstblok 2: Relatie indicatoren – factoren - ingrepen

Wiskundig uitgedrukt wordt in stap 2 en 3 de volgende formule gezocht:

Indicator = f (factor x, factor y, factor z, factor …, ingreep1, ingreep….,, autonome ontwikkeling 1, autonome ontwikkeling …)

Aangezien de relaties tussen factoren en indicator (f) voor een deel kwantitatief onbekend, onvoldoende getoetst of te toetsen zijn, wordt er gewerkt met behulp van hypothesen. Iedere evaluatie biedt een goede mogelijkheid om de hypothesen te toetsen en waar mogelijk aan te vullen. In het kader van het LTV-O&M programma lopen er een aantal onderzoeksprojecten waarin het vaststellen van de functies (relaties) een centrale rol speelt (bijvoorbeeld LTV-Veiligheid en LTV-Zandhuishouding). De ontwikkelde kennis uit deze projecten vormt onder meer de basis voor de hypothesen in de evaluatiemethodiek.

In Figuur 3.1 staan de 3 stappen weergegeven, waarbij is aangegeven in welke paragrafen welke stappen aan de orde komen. De indicatoren en factoren kunnen berekend worden op basis van parameters die in het veld gemeten worden. Daarnaast kan ook gebruik worden gemaakt van simulaties met numerieke modellen, mits zij het proces accuraat én in voorspellende zin beschrijven. In de bijbehorende fiches voor het thema Hydro- en Morfodynamiek wordt aangegeven *hoe* deze indicatoren / factoren afgeleid worden. In dit hoofdstuk worden de indicatoren en factoren top-down, vanuit de kenmerken van het streefbeeld, bepaald. De benadering in de fiches is meer als bottum-up te beschrijven, daar staat beschreven hoe vanuit de metingen de factoren en indicatoren bepaald kunnen worden.



Figuur 3.1 *Het overzicht van de stappen die doorlopen worden om te komen tot de evaluatiemethodiek voor het thema Hydro- en Morfodynamiek. In de overige figuren van het hoofdstuk worden de kenmerken van het streefbeeld in groen weergegeven, de indicatoren in grijs en factoren in geel.*

In de Evalutiemethodiek Systeemmonitoring Schelde estuarium worden de onderlinge verbanden weergegeven in webrelaties (afkomstig van de voedselwebrelaties), zie Figuur 2.12 en 2.13 uit hoofdstuk 2.

In de volgende subparagraaf worden de hydro- en morfodynamische indicatoren afgeleid (stap 1). In de daaropvolgende paragrafen komen achtereenvolgens aan de orde:

- de factoren en de relatie (causale verbanden) tussen de factoren en de indicatoren (stap 2)
- causale verbanden tussen ingreep / autonome ontwikkeling en factoren (stap 3)
- het temporele en ruimtelijke bereik van de factoren en indicatoren

3.1.3 Keuze van de verschillende indicatoren

3.1.3.1 Fysieke Systeemkenmerken

In de Langetermijnvisie Schelde estuarium is het volgende streefbeeld terug te vinden:

> *In 2030 zijn de fysieke systeemkenmerken: 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.*

Het bestaan van het *meergeulensysteem* (een systeem van hoofd- en nevengeulen met tussenliggende platen en ondiepwatergebieden, zie voor beschrijving hiervan het tekstblok 3) is om meerdere redenen van belang. Ten eerste draagt het bij aan de veiligheid door toename van de dissipatie van de getijgolf. Ten tweede is een meergeulenstelsel gunstig voor de scheiding zeevaart-, binnen- en reacreatievaart, doordat de hoofdgeul en nevengeul gescheiden zijn, de diepte van de vaargeul groter is en er stortcapaciteit aanwezig is in de nevengeulen. Daarnaast heeft een meergeulensysteem een grote waarde voor natuur, aangezien er een groot areaal intergetijdengebied en ondiepwatergebied aanwezig is. Het meergeulensysteem is dan ook aangewezen als één van de fysieke systeemkenmerken die gehandhaafd moet blijven.

Het *meanderend karakter* (van het ééngeulsysteem) in de Zeeschelde is van belang voor de getij doordringing, de afvoersnelheid en de omvang van intergetijden- en ondiepwatergebied (grote oeverlengte).

Tekstblok 3: Het meergeulensysteem

Het meergeulenstelsel is een morfodynamisch systeem dat is opgebouwd uit de volgende systeemattributen (Voorsmit, O.V., 2006): de grote eb- en vloedgeulen, intergetijdengebieden (platen en slikken), ondiep watergebieden, kortsluitgeulen en de drempels (als onderdeel van de geulen).

De systeemattributen van het meergeulensysteem manifesteren zich in de Westerschelde in een regelmatig patroon van zes zogenoemde bochtgroepen. Iedere bochtgroep bestaat uit een grote gekromde ebgeul met daarnaast een rechte vloedgeul. Deze geulen worden meestal gescheiden door langgerekte plaatgebieden en met elkaar verbonden door de kleinere kortsluitgeulen. De slikken bevinden zich tussen de grote geulen en de dijk langs het estuarium. 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 (Jeuken, M.C.J.L., 2000).

In het kader van de Langetermijnvisie voor het Schelde-estuarium is het systeem van bochtgroepen verder geschematiseerd als een ketting van zogenoemde macrocellen en mesocellen (Winterwerp, J.C. e.a., 2001; Wang, Z.B. e.a., 2006). De macrocellen bestaan uit de grote gekromde ebgeulen en rechte vloedgeulen. De kortsluitgeulen vormen de mesocellen.

Het waarborgen van een meergeulensysteem in de Westerschelde is een uitgangspunt voor het beleid; het systeem mag niet degenereren naar een één-geulsysteem als gevolg van menselijk handelen. Storten van baggerspecie kan leiden tot een degeneratie van het meergeulensysteem. Echter, de tijdschaal waarop een degeneratie van een macrocel zich manifesteert bedraagt decennia tot een eeuw. Voor een degeneratie van het gehele meergeulensysteem is deze tijdschaal nog veel groter (eeuwen).

De indicatoren voor het handhaven van de fysieke systeemkenmerken zijn vrij direct uit het streefbeeld af te leiden.

1) Voor de aanwezigheid van hoofd- en nevengeulen is een langdurige (decennia) ontwikkeling van het geulsysteem in een bepaalde richting (een te sterke afname van het relatieve belang van de nevengeulen) niet gewenst. De indicatorenen hiervoor zijn de veranderingen in *geuldimensies:* verandering van het watervolume van de geulen, verandering van de gemiddelde diepte van de geulen en de verandering van het areaal ondiepwater.

In tekstblok 4 wordt kort ingegaan op het evenwicht van geulen, dit evenwicht bepaald mede de geuldimensies. In tekstblok 5 wordt kort ingegaan op de verschijningsvorm van geulen, de verschijningsvorm bepaald eveneens de geuldimensies. In paragraaf 3.3.1 Factoren wordt dit verder uitgewerkt.

Tekstblok 4: EVENWICHT VAN GEULEN

Een systeem van geulen en platen kent in essentie twee verschillende evenwichtssituaties te weten (1) twee of meer grote geulen en (2) een één-geul systeem. De morfologische toestand van een systeem van geulen en platen kan in principe omslaan van de ene evenwichtstoestand naar de andere. De verandering van de verhouding tussen het getijvolume en het doorstroomoppervlak, TV / A, geeft aan of er in de geul sprake is van een dynamisch evenwicht (min of meer constante waarde) of een nieuw evenwicht ontstaat (in de tijd veranderende waarde).

Gekoppeld aan de omslag van geulen is de *stortcapaciteit van geulen*. Ten behoeve van vaargeulonderhoud wordt er in de geulen gebaggerd en gestort wat direct ingrijpt op het evenwicht van de geulen. Zolang het stortcriterium niet wordt overschreden is de verwachting dat er sprake is van een dynamisch evenwicht waarin ruimte bestaat voor het verplaatsen van sediment door de mens (baggeren en storten). Door het overschrijden van de stortcapaciteit kan het evenwicht verstoord worden en een omslag optreden.

Tekstblok 5: VERSCHIJNINGSVORM VAN GEULEN EN INTERGETIJDENGEBIEDEN

Op basis van morfologische kenmerken (i.e. het relatief areaal intergetijdengebied, de breedte-diepteverhouding van een bochtgroep en de verhouding tussen de diepte bij hoogwater en laagwater) kan de verschijningsvorm (meer-, twee- of ééngeulsysteem) naar verwachting weergegeven worden. Deze analyse is tot op heden uitgevoerd voor één enkel jaar. Met het oog op verdere ontwikkeling van een methode om de toestand (en ontwikkeling) van het plaat-geulsysteem te evalueren, wordt aanbevolen om de analyse voor meerdere jaren uit te voeren (met name in de T0-evaluatie). Veranderingen in de genoemde morfologische kenmerken kunnen duiden op een mogelijke verschuiving van de verschijningsvorm en daarmee in de bovengenoemde indicatoren.

2) De indicatoren voor de aanwezigheid van platen zijn de verandering in *plaatdimensies*: de verandering in plaatomtrek en de verandering in areaal intergetijdengebied op platen.

Het areaal intergetijdgebied op platen hangt af van de plaatomtrek en de vorm van de platen. In tekstblok 6 wordt kort ingegaan op de rol van kortsluitgeulen. In paragraaf 3.3.1 Factoren wordt dit verder uitgewerkt.

Tekstblok 6: KORTSLUITGEULEN

Het aaneengroeien en ophogen van platen is mogelijk (mede) een gevolg van een verminderde functionaliteit van de zogenaamde kortsluitgeulen. De drijvende kracht achter de *aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen* is het verval tussen eb- en vloedgeul (uitgedrukt in een verhangindicator): Het verloop van de *verhangindicator* is hierdoor van belang voor het in beeld

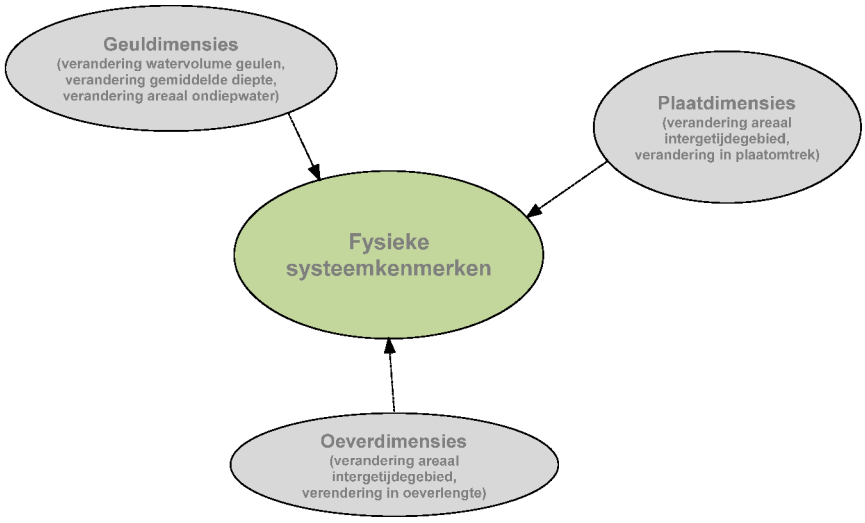
brengen van de potentiële aanwezigheid van kortsluitgeulen en daarmee de omvang en vorm van platen.

3) De laatste indicatoren hangen samen met de verandering in *oeverdimensies*[3]: de verandering in de lengte van oevers en de verandering in areaal intergetijdengebied op oevers.

Er bestaan nog geen eenduidige streefwaarden voor het behoud van de fysieke systeemkenmerken. Wel is het mogelijk om waargenomen ontwikkelingen van de indicatoren te classificeren als gunstig of ongunstig. Een afname, en met name een versterkte afname, van de volgende indicatoren wordt als ongunstig beoordeeld:

- Watervolume van de nevengeulen
- Gemiddelde diepte van de nevengeulen
- Plaatomtrek
- Oeverlengte
- Areaal intergetijdengebied

In deze evaluatiemethodiek wordt geen nadruk gelegd op de evaluatie van de monding (zie Figuur 2.3 uit hoofdstuk 2). Voor de monding geldt dat er tot op heden geen specifieke indicatoren afgeleid zijn. De rol van de monding als randvoorwaarde voor de overige gebieden (m.n. via de zand uitwisseling en getijdoordringing) wordt in deze evaluatiemethodiek meegenomen in de genoemde indicatoren voor de morfologische diversiteit.



Figuur 3.2 De indicatoren voor de fysieke systeemkenmerken.

3.1.3.2 *Een gezond en dynamisch ecosysteem*

De indicatoren voor een gezond en dynamisch **eco**systeem worden afgeleid in de overige thema's (fysico chemie - hoofdstuk 4, diversiteit habitats - hoofdstuk 5, diversiteit soorten en ecologisch functioneren - hoofdstuk 6). Bij het in beeld brengen van de factoren die deze indicatoren beïnvloeden (stap 2 in Figuur 3.1) is gebleken dat een deel van deze indicatoren beïnvloed wordt door *hydro- en morfodynamische* factoren (dit principe staat

3. *Met oevers wordt grenzend aan vastelan bedoelt (in tegenstelling tot platen)*

toegelicht in Figuur 2.6 uit hoofdstuk 2). Er is gekozen om deze hydro- en morfologische factoren uit de andere thema's in dit thema hydro- en morfodynamiek uit te werken

De oppervlaktes (voldoende ruimte) en de kwaliteit van habitats zijn cruciale evaluatiemethoden voor een gezond en dynamisch ecosysteem (zie hoofdstuk 5). De ecotopen vormen de basiseenheden voor de beoordeling van deze habitatdiversiteit. Deze worden mede bepaald door de volgende hydro- en morfodynamische factoren (zie ook toelichting in tekstblok 7):

Tekstblok 7: De rol van hydro- en morfodynamiek op ecotopen

De ecotopen vormen een belangrijke indicator voor een gezond en dynamisch ecosysteem. Deze indicator valt onder een ander thema (diversiteit habitats). Deze ecotopen worden echter mede bepaald door hydro- en morfodynamische factoren: Het verschil tussen de hoog- en laagwaterstanden (de getijslag) heeft samen met de bathymetrie een directe relatie met het areaal sublitoraal, litoraal en supralitoraal. De vorm van de getijcurve, in samenhang met de bodem, is van invloed op de droogvalduur en daarmee op het areaal laag, middelhoog en hoog litoraal. De frequentie van voorkomen van hogere waterstanden bepaalt het areaal pionierszone, lage schorren, middel schorren en middelhoge schorren (allen supralitoraal). De stroomsnelheid bepaalt het areaal hoog- en laagdynamisch. De omtrek (lengte) van platen (oevers) bepaalt het areaal ecologisch waardevol ondiepwater, intergetijdengebied, slikken en schorren. De saliniteit bepaalt het areaal zoet, oligohalien, brak (mesohalien) en zout (polyhalien). De bodemsamenstelling bepaalt tenslotte het areaal hard versus zacht, het areaal slibarm versus slibrijk, en het areaal zand, grof zand en grind.

- Waterstanden (extreme en gemiddelde hoog- en laagwaterstanden, getijcurve)
- Snelheden (hoog-laag dynamisch)
- Bathymetrie (diepte/hoogteligging)
- Bodemsamenstelling (kenmerken van sediment en substraat)
- Saliniteit

Een afname in areaal (oppervlakte) van de ecologische waardevolle ecotopen (i.e. laagdynamisch ondiep water, platen, slik en schor) wordt beschouwd als ongewenst, evenals een relatieve toename van diepwater ten opzichte van deze ecologisch waardevolle ecotopen (hoofdstuk 5). Veranderingen in de hydro- en morfodynamiek kunnen ten grondslag liggen aan dergelijke ongewenste ontwikkelingen: *de evolutie van waterstanden, snelheden, bathymetrie (i.e. erosie en sedimentatie) en bodemsamensamenstelling* (met name van waardevolle ecotopen) vormt een essentieel onderdeel van de evaluatie.

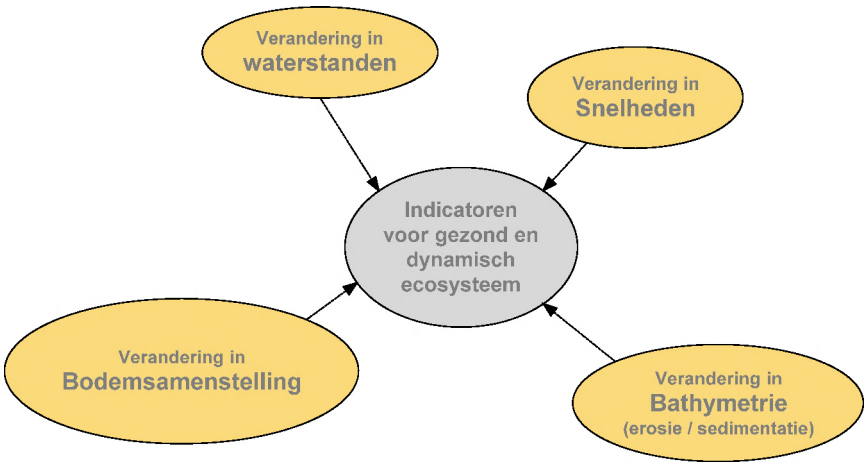
Voor de structurele habitatkwaliteit (de abiotische kwaliteit) zijn de volgende morfodynamische factoren van belang (zie toelichting in hoofdstuk 5):
- Helling van platen en slikken
- Verhouding oppervlakte / omtrek van platen
- Reliëfindex van platen, slikken en schorren
- Breedte van de oeverzones

De beoordeling van de indicatoren staat in hoofdstuk 5; een afname van de helling, omtrek reliëf en breedte is ongewenst. Ook hier geldt dat een verandering in *waterstanden, snelheden, bathymetrie (i.e. erosie en sedimentatie) en bodemsamensamenstelling* ten grondslag kan liggen aan de verandering in habitatkwaliteit en daardoor een essentieel onderdeel vormen van de evaluatiemethodiek.

In een gezond en dynamisch systeem is er sprake van een zekere mate van dynamiek in oppervlakte (areaal) van ecologisch waardevolle ecotopen. Bij de beoordeling moet dan

ook gekeken worden naar een *systematische* areaalverandering. Systematische veranderingen kunnen een lokaal fenomeen zijn, maar ook worden gestuurd door vormende krachten op de macro- en megaschaal. Voorbeelden zijn de verandering in 1) evenwicht van geulen, 2) verschijningsvorm van geulen en 3) de aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen uit de voorgaande paragraaf: het *instandhouden van de fysieke systeemkenmerken* en *een gezond en dynamisch ecosysteem* staan niet los van elkaar.

De ecotopen vormen de leefgebieden van de organismen, zo spelen ze tevens een rol als indicator bij de diversiteit soorten en ecologisch functioneren (hoofdstuk 6). Voor het thema fysico chemie (hoofdstuk 4) gaat het om de indicatoren troebelheid, saliniteit en verblijftijd. Ook hiervoor geldt dat een verandering in *waterstanden, snelheden, bathymetrie (i.e. erosie en sedimentatie)* ten grondslag kan liggen aan de verandering. De hydro- en morfodynamische factoren staan in Figuur 3.3.



Figuur 3.3 *De indicatoren (grijze circel) voor een gezond en dynamisch ecosysteem zijn afkomstig uit andere thema's. In dit schema staan in gele cirkels de hydro- en morfodynamische factoren die deze indicatoren beïnvloeden.*

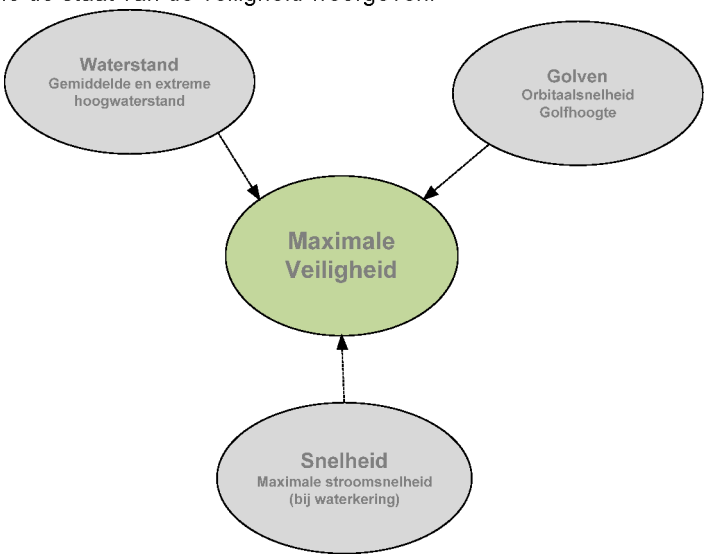
3.1.3.3 Maximale Veiligheid

Voor de veiligheid zijn de *hoogwaterstanden* van belang, in het bijzonder de *extreme* hoogwaterstanden. De hoogwaterstanden in het estuarium bepalen de hydraulische randvoorwaarden, waarmee de dijken worden getoetst aan de geldende veiligheidsnorm.

Daarnaast zijn de *stroomsnelheden nabij waterkeringen* van belang, in het bijzonder onder maatgevende condities. Toename van de snelheden kan leiden tot bodemveranderingen en daarmee de stabiliteit van constructies in gevaar brengen. Veelal zal dit betrekking hebben op lokale situaties op de mesoschaal of kleiner. De stabiliteit van de waterkering wordt visueel door de beheerder gecontroleerd. In deze Evaluatiemethodiek Systeemmonitoring Schelde Estuarium wordt dit verder buiten beschouwing gelaten (geen relatie met het systeem functioneren).

Tenslotte vormen golven een belasting voor de waterkeringen in de vorm van orbitaal-snelheden bij de bodem en golfoploop. De golven kunnen worden opgewekt door wind en door scheepvaart.

In onderstaand Figuur 3.4 staan de indicatoren voor het thema hydro- en morfodynamiek die de staat van de veiligheid weergeven.



Figuur 3.4 *De indicatoren voor het thema hydro- en morfodynamiek die de staat van de veiligheid weergeven. De groene cirkel geeft het kenmerk van het streefbeeld weer, de grijze cirkels de indicatoren.*

Het toetsen van de waterkering aan de wettelijke veiligheidsnorm vormt geen onderdeel van deze systeem evaluatie. Voor deze systeem evaluatie gelden voor de waterstanden en snelheden geen normen uit de wet of beleidskaders.

Wel kunnen de volgende ontwikkelingen als ongunstig voor het handhaven van de maximale veiligheid beoordeeld worden:

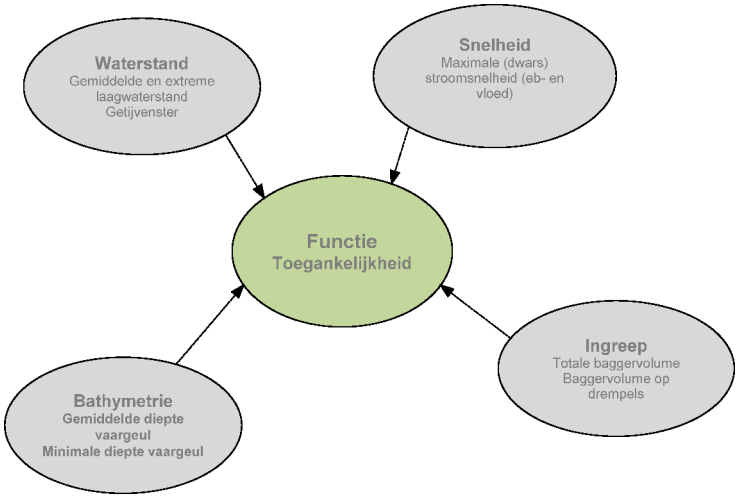
- Een toename van de hoogwaterstanden, met name een toename groter dan de zeespiegelstijging (vergelijking met een referentiestation buiten het estuarium).
- Een (initiële) toename van de stroomsnelheden, met name een toename groter dan de toename welke het gevolg is van een grotere getijslag in de mond van het estuarium.
- Een toename van golfhoogte, met name een versterkte toename ten opzichte van de toename in de monding.

3.1.3.4 Optimale Toegankelijkheid

De *laagwaterstanden* en *vaargeuldiepten* zijn van direct belang voor de toegankelijkheid van het estuarium voor de scheepvaart. De voortplantingsnelheid van het laagwater is samen met de voortplantingssnelheid van het hoogwater bepalend voor het tijdvenster ten behoeve van de getijgebonden scheepvaart. Een verandering van de vorm van de *getijcurve* speelt hierbij eveneens een rol. In de (Wester)Schelde wordt de vaargeul op diepte gehouden: naast de vaargeuldiepte is daarom het *baggervolume* (m.n. op de zogenaamde drempels) een indicator voor de toegankelijkheid.

Daarnaast zijn de *stroomsnelheden* van belang voor de scheepvaart. Hiervoor geldt dat de invloed van veranderende (dwars)stromingen vaak lokaal is. Het gaat in dit geval om die locaties waar de scheepvaart het meeste hinder ondervind van hoge stroomsnelheden.

In onderstaand Figuur 3.5 staan de indicatoren voor het thema hydro- en morfodynamiek die de staat van de Toegankelijkheid weergeven.



Figuur 3.5 *De indicatoren voor het thema hydro- en morfodynamiek die de staat van de Toegankelijkheid weergeven. De groene cirkel geeft geeft het kenmerk van het streefbeeld weer, de grijze cirkels de indicatoren.*

De volgende ontwikkelingen kunnen als ongunstig voor het handhaven van de optimale toegankelijkheid beoordeeld worden:

- Verlaging van de laagwaterstanden net als toename van de voortplantingsnelheid van het getij en vervorming van de getijcurve.
- Afname van de vaargeuldiepte (m.n. op drempels).
- Toename van het baggervolume.
- Een (initiële) toename van de stroomsnelheden, met name een toename groter dan de toename welke het gevolg is van een grotere getijslag in de mond van het estuarium, om het bemoeilijken van de scheepvaart te voorkomen.

3.1.3.5 Overzicht en berekening van indicatoren

In tabel Tabel 3.1 staat het overzicht van de hydrodynamische (blauwe achtergrond) en morfodynamische (gele achtergrond) indicatoren. De exacte definitie van de indicatoren en *hoe* deze afgeleid kunnen worden van gemeten parameters staat in de fiches hydrodynamiek en morfodynamiek toegelicht.

3.1.3.6 Clustering van indicatoren

In bovenstaande paragrafen staan de indicatoren. Een groot deel van deze indicatoren worden beïnvloed / bepaald door dezelfde processen (factoren). Daarom worden in de volgende paragrafen de indicatoren niet in aparte paragrafen toegelicht, maar als volgt geclusterd:

- Hydrodynamiek (lichtblauwe achtergrond in Tabel 3.1)
- Morfologie (donkerblauwe achtergrond in Tabel 3.1)

In de volgende paragraaf wordt ieder cluster verder beschreven, waarbij de volgende onderwerpen aan de orde komen (zie ook Figuur 3.1)

- de factoren en de relatie (causale verbanden) tussen de factoren en de indicatoren (stap 2)
- causale verbanden tussen ingreep en factoren (stap 3)
- het temporele en ruimtelijke bereik van de factoren en indicatoren

Indicator	Evaluatie
Geuldimensies: • verandering watervolume van geulen • verandering gemiddelde diepte van geulen • verandering in areaal ondiepwater	Fysieke systeemkenmerken
Plaatdimensies: • verandering in plaatomtrek • verandering in areaal intergetijdegebied op platen	
Oeverdimensies: • Verandering in lengte van de oevers • Verandering in areaal intergetijdegebied op oevers	
Habitatoppervlakte & habitatkwaliteit, Saliniteit, Troebelheid en Verblijftijd[4]: • de verandering in waterstanden[5] (extreme en gemiddelde hoog- en laagwaterstanden, getijcurve) • de verandering in snelheden[2] (o.a. hoog/laag dynamisch)	Een gezond en dynamisch ecosysteem
• de verandering in bathymetrie[2] (erosie en sedimentatie) • de verandering in bodemsamenstelling[2] (sediment en substraat)	
Hoogwaterstand: • gemiddeld (Jaargemiddeld hoogwater voor gemiddeld tij, springtij en doodtij en jaargemiddelde waterstand) • extreem (hoogste hoogwater en extreem hoogwater met 10%, 5% en 1% overschrijding) • Golfhoogte	Veiligheid
Snelheden: • de maximale eb- en vloedstroomsnelheid	+ Toegankelijkheid
Laagwaterstand: • gemiddeld (Jaargemiddeld laagwater voor gemiddeld tij, springtij en doodtij en Jaargemiddelde waterstand) • extreem (hoogste hoogwater en extreem hoogwater met 10%, 5% en 1% overschrijding)	Toegankelijkheid
Waterstanden (tijdvenster): • Voortplantingssnelheid laagwater en hoogwater • Vorm van getijcurve	
Vaargeuldiepte: • Gemiddelde geuldiepte • Minimale geuldiepte	
Ingrepen: • Totale baggervolume • Baggervolume op drempels	

Tabel 3.1 Overzicht van de hydrodynamische (lichtblauwe achtergrond) en morfodynamische (donkerblauwe achtergrond) indicatoren.

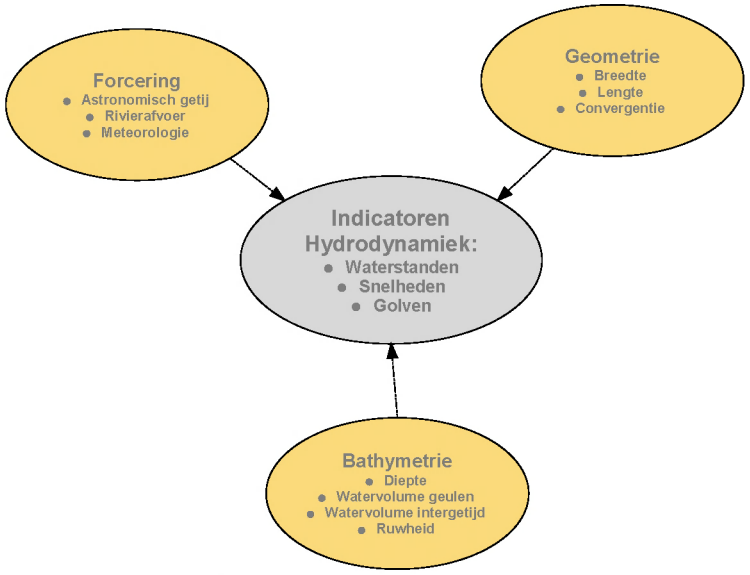
4. *Dit betreft indicatoren uit overige thema's*
5. *Dit zijn hydro- en morfodynamische **factoren** die de indicatoren uit andere thema's beïnvloeden.*

3.2 Hydrodynamiek

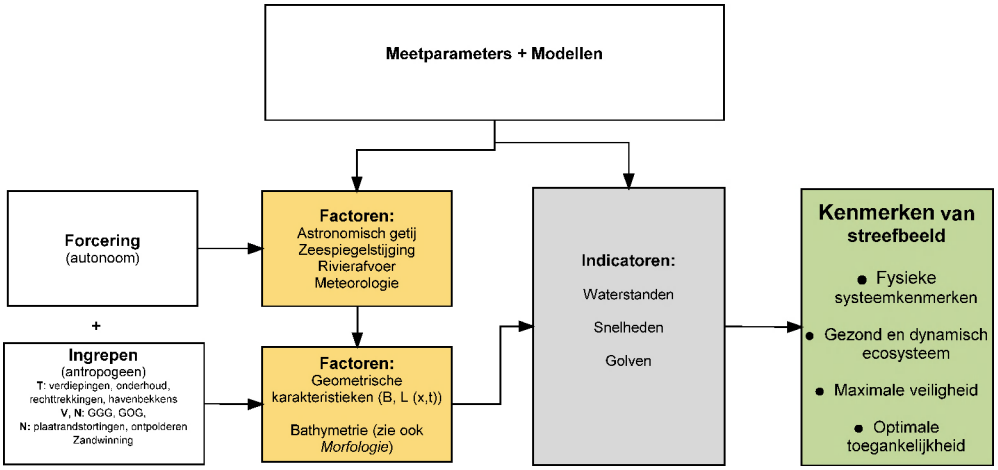
3.2.1 Factoren

De hydrodynamiek is een sturende factor in het estuarium. De factoren die de indicatoren waterstanden en snelheden bepalen staan weergegeven in Figuur 3.6 en Figuur 3.7 (gebaseerd op Figuur 3.1). De factoren kunnen verdeeld worden in twee groepen:

- De randvoorwaarden van buiten het Schelde estuarium. Deze factoren bestaan voornamelijk uit autonome forceringen en meteorologische invloeden.
- De geometrie en bathymetrie van het Schelde estuarium zelf. Deze factoren worden direct beïnvloed door antropogene ingrepen (zoals ontpolderen, baggeren, storten en zandwinning).



Figuur 3.6 De factoren (geel) die de hydrodynamische ndicatoren beïnvloeden.

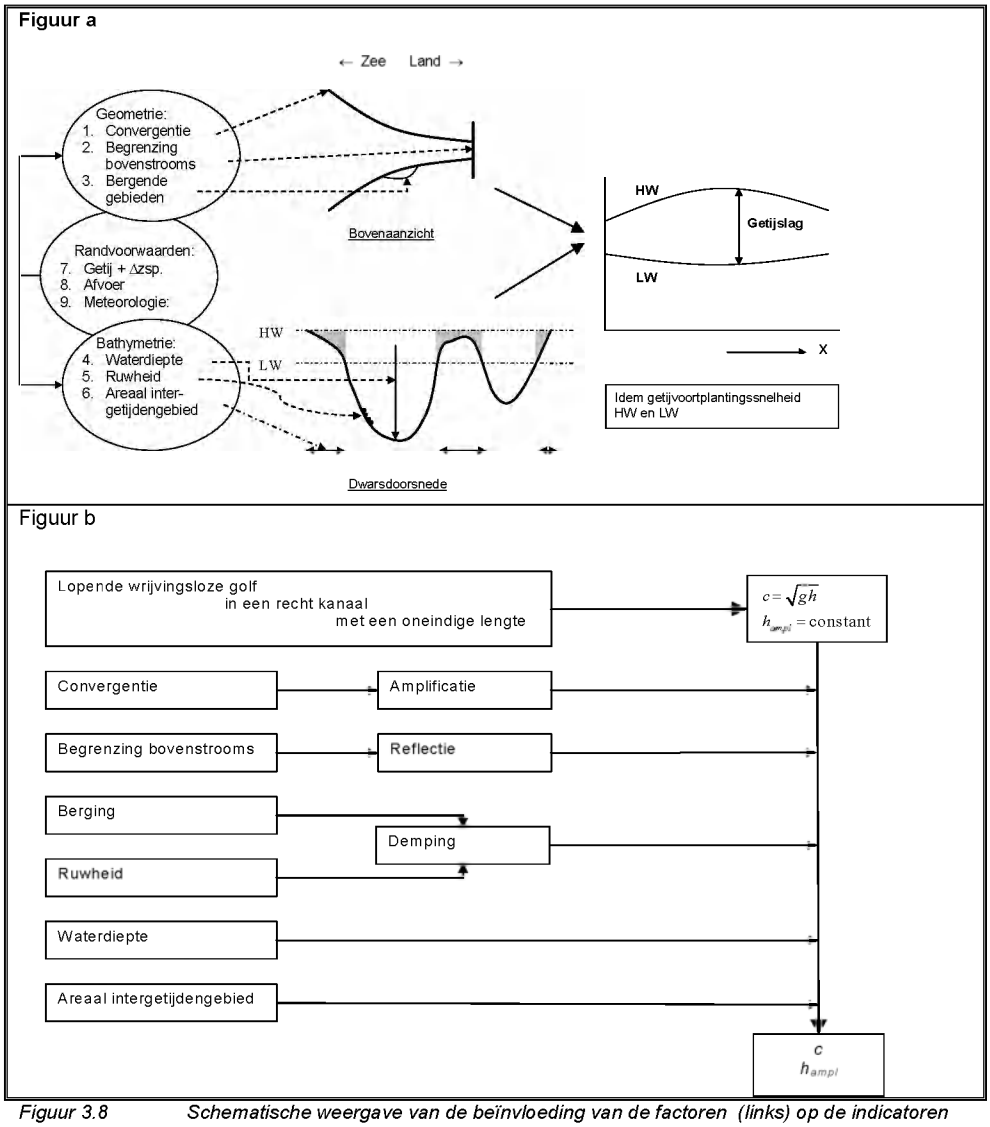


Figuur 3.7 De indicatoren hydrodynamiek en de factoren die deze indicatoren beïnvloeden.

Voor de exacte berekening uit metingen en / of modellen wordt verwezen naar de fiche.

Causale verbanden

Voor de indicator waterstanden wordt in Figuur 3.8 de relatie tussen factoren en indicatoren schematisch weergegeven. De bathymetrie is naast de geometrie, één van de bepalende grootheden voor de getijvoortplanting. Hierdoor wordt zowel het verloop van de getijslag, en daarmee de hoog- en laagwaters, als de voortplantingssnelheid langs het estuarium bepaald. Het gaat dan specifiek om de gemiddelde waterdiepte van de stroomvoerende geul(en), het areaal intergetijdengebied (waterberging op het intergetijdengebied) en de bodemruwheid. Voor een aantal factoren is er meer bekend over de *kwantitatieve* causale verbanden tussen de factoren en indicatoren. In het tekstblok 8 wordt de systeemwerking uitgebreid toegelicht, stap 2 (factoren en relaties) en 3 (ingreep – effect) worden hier verder inhoudelijk in uitgewerkt. NB: In dit tekstblok en de fiche hydrodynamiek worden de waterstanden ook wel aangeduid met vertikaal getij en de snelheden met horizontaal getij.



Figuur 3.8 *Schematische weergave van de beïnvloeding van de factoren (links) op de indicatoren (rechts).*

Tekstblok 8: SYSTEEMKENNIS HYDRODYNAMIEK

1 ALGEMENE KARAKTERISTIEKEN VAN DE INDICATOREN

Tijdschalen

Voor de bepaling van de getijcomponenten dienen waarnemingen over een voldoend lange periode beschikbaar te zijn (minimaal 1 maand tot bij voorkeur 1 jaar) met een meetinterval van 1 uur of kleiner (Van Rijn, 1990).

Ruimteschalen

Waterstanden variëren op de ruimteschaal van de getijgolflengte. Voor een waterdiepte van 10 m bedraagt deze lengteschaal orde 400 km. Indicatoren voor het verticale getij laten zich daarom goed bepalen door het meten van waterstanden op afstanden van enkele tientallen kilometer.

Samenhangend met de periodieke variatie van de waterstanden variëren eveneens de stroomsnelheden en debieten qua grootte én richting. Stroomsnelheden kunnen op kleine ruimteschalen veel sterker veranderen dan waterstanden, bijvoorbeeld over de diepte (oppervlakte versus bodem), over de breedte (geul versus intergetijdengebieden en oever) en over de lengte (veranderingen dwarsdoorsnede).

Indicatoren voor het horizontale getij, zoals maximale en eb-/vloedgemiddelde stroomsnelheden, zullen dus een grote ruimtelijke variatie vertonen, die met een beperkt aantal lokale metingen in onvoldoende mate kan worden vastgelegd. Een ruimtelijk dekkend beeld kan alleen worden verkregen met een numeriek hydrodynamische model.

Verticale getij (waterstanden)

Het getij in het estuarium kan in opvolgende locaties langs de lengte-as van het estuarium worden gekarakteriseerd met (i) de waterstanden tijdens hoog- en laagwater en (ii) de tijdstippen van optreden hiervan.

Uit het verschil van hoog- en laagwater volgt zowel de getijslag als de verandering hiervan tussen twee opvolgende locaties. Hierbij kan sprake zijn van een afname (demping) of een toename (amplificatie) van de getijslag in landwaartse richting, zoals bepaald door de eigenschappen van het systeem (zie hierna).

Uit het verschil van de tijdstippen van hoog- en laagwater tussen twee opvolgende meetstations volgt de looptijd en vervolgens de voortplantingssnelheid van resp. hoog- en laagwater voor het traject tussen de locaties.

Indien de voortplantingssnelheden van het hoog- en laagwater verschillend zijn treedt vervorming van de waterstandscurve op. Deze getijasymmetrie uit zich door een verschil in duur van het opgaand tij (tijdsverschil tussen hoogwater en voorafgaand laagwater) en van het afgaand tij (tijdsverschil tussen laagwater en voorafgaand hoogwater) in een locatie.

Ook door andere niet-lineaire effecten kan vervorming van de getijkromme optreden. De effecten kunnen eveneens van invloed zijn op de gemiddelde waterstand in een locatie (a.g.v. 'Stokes drift'). Veranderingen van de gemiddelde waterstand en van de getijslag resulteren gezamenlijk in veranderingen van de hoog- en laagwaters.

De meteorologie is van invloed op het verticale getij via (i) een middenstandsopzet ter plaatse van de zeewaartse rand en (ii) een verhoogde rivierafvoer ter plaatse van de opwaartse rand. Door de convergentie van het estuarium kan de opwaaiing versterkt doorwerken achterin het estuarium. Door de tijdelijk grotere waterdiepte kan tevens de voortplanting van het getij worden beïnvloed. Voor de rivierafvoer geldt dat een grotere rivierafvoer eveneens van invloed is op de getijvoortplanting waarbij het extra af te voeren watervolume leidt tot een additionele toename van de waterstanden. Beide laatste effecten zijn vooral merkbaar in de opwaartse delen van het estuarium; in de Westerschelde is het effect van een verandering van de rivierafvoer verwaarloosbaar.

Relatie vertikaal en horizontaal getij (snelheden)

Het tijdsverschil tussen het moment van hoogwater en maximale vloedstroming en tussen laagwater en maximale ebstroming vormt een belangrijke indicator voor het karakter van de getijvoortplanting. Voor een wrijvingsloze lopende (sinusvormige) getijgolf in een prismatisch kanaal (d.i. uniforme eigenschappen in lengterichting) met oneindige lengte (d.i. geen reflectie) is

dit tijdsverschil nul. Indien het kanaal bovenstrooms is begrensd ontstaat als gevolg van reflectie een staande golf. Voor de wrijvingsloze situatie bedraagt het tijdsverschil dan ¼ van de getijperiode (~ 3 uur), waarbij maximale vloed- en ebstroomsnelheden optreden vóór resp. hoog- en laagwater. Voor een convergerend estuarium gelden weer andere tijdsverschillen afhankelijk van de grootte van de convergentie en de ruwheid. Indien bijvoorbeeld sprake is van sterke convergentie geldt dat het tijdsverschil ¼ van de getijperiode bedraagt (~3 uur), d.w.z. identiek aan het tijdsverschil voor een wrijvingsloze staande golf (Dronkers, 2005).

Voor een niet-sinusvormig getij is het ook nuttig het tijdsverschil tussen hoog- en laagwater en opvolgende kenteringen te bepalen, omdat de tijdsduur tussen bijvoorbeeld maximale vloedstroming en hoogwater vermeerderd met de tijdsduur tussen hoogwater en hoogwaterkentering niet per definitie ¼ van de golfperiode behoeft te zijn (zoals bij een sinusvormig getij).

Horizontaal getij (snelheden en debieten)
Voor het verticale getij is uitgegaan van een één-dimensionale beschouwing waarbij gekeken is naar veranderingen in alleen de lengterichting van het estuarium. Voor het horizontale getij (snelheden en debieten) kan onderscheid worden gemaakt tussen indicatoren voor de afzonderlijke eb- en vloedgeulen (eb- en vloedvolume en het getijvolume als de som van beide). Uit de maximale (profielgemiddelde) stroomsnelheid kan de eb- en vloeddominantie van de geul worden afgeleid.

De eb- en vloedvolumes zijn van belang voor de morfologie aangezien zij gerelateerd zijn aan het stroomvoerend dwarsoppervlak van de geul. De restafvoeren volgen uit het verschil van het eb- en vloedvolume. De invloed van de rivierafvoer op deze volumes is zeer klein t.o.v. de invloed van het getij. Een meetperiode van 13 uur is echter te kort om de restafvoer nauwkeurig te bepalen. Het getijvolume is de som van (de absolute waarden van) het eb- en vloedvolume en is bepalend voor het stroomvoerend oppervlak van de geul in een evenwichtssituatie.

Getijcomponenten
De voortplanting en vervorming van het getij kan eveneens worden afgeleid op basis van de getijcomponenten. De amplitude van de M_2-component geeft de grootste bijdrage aan de getijslag en de toename of afname tussen twee meetstations vormt een maat voor de amplificatie of demping van het getij.

Uit het faseverschil van de M_2-component tussen twee opvolgende meetstations volgt de voortplantingssnelheid van deze component.

De vervorming van de getijkromme kan worden beschreven met hogere harmonische componenten. De belangrijkste zijn de M_4- en M_6-componenten met frequenties die resp. twee- en driemaal groter zijn dan de frequentie van de onderliggende M_2-component. De getijasymmetrie wordt dan aangeduid met de amplitudeverhoudingen en faseverschillen van M_4 en M_6 t.o.v. M_2. Afhankelijk van de grootte van het faseverschil kan sprake zijn van vloeddominantie en ebdominantie. In het eerste geval is de vloedduur relatief kort en de maximale vloedsnelheid relatief groot. Dit kan resulteren in een netto transport van relatief grof sediment (zand) in vloedrichting en zo van invloed zijn op de morfologie van het estuarium. Voor fijn sediment (slib) zijn de kenteringsduren bepalend voor het netto sedimenttransport. Op de langere termijn kunnen de morfologische veranderingen weer de getijvoortplanting beïnvloeden. De maximale vloed- en ebsnelheden kunnen ook direct aan metingen worden ontleend indien deze informatie beschikbaar is.

Identiek aan het tijdsverschil tussen maximale vloed- en ebstroming en hoog- en laagwater vormt het verschil tussen de M_2-fase van het verticale en horizontale getij een indicator voor het karakter van de getijvoortplanting. Van een uitgebreide getijanalyse voor de bepaling van de asymmetrie van het horizontale getij wordt afgezien gelet op het complexe karakter (twee snelheidsrichtingen, interactie tussen componenten), zie bijvoorbeeld Wang et al (1999). Het faseverschil van de M_2-component tussen het verticale en horizontale getij kan wel interessant zijn aangezien dit een karakteristieke grootheid is is voor de getijvoortplanting.

2 STAP 2: FACTOREN EN RELATIES (zie Figuur 3.8)

Randvoorwaarde astronomische 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 doodtij-springtij variatie (~14,5 dagen) en de 18,6 jaar periode. 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.

Een kenmerkende waterstandsvariatie op de tijdschaal van ongeveer 14,5 dagen wordt gevormd door de doodtij-springtij cyclus. Het gemiddeld hoogwater tijdens doodtij komt ongeveer overeen met de bovengrens van het intergetijdengebied.

Randvoorwaarde 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. Bij een toegenomen waterstand kan de getijvoortplanting van de getijgolf worden beïnvloed (bijv. een grotere getijvoortplantingssnelheid bij grotere waterdiepten en een groter vloedvolume tijdens de waterstandsverhoging). 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. Om rekening te houden met extreme waterstanden welke het gevolg zijn van stormen wordt voor ieder jaar een frequentieverdeling van de hoogwaters bepaald. Uit deze frequentieverdeling worden als indicatoren de hoogwaters afgeleid die met een frequentie p% worden overschreden. Voor *p* worden als waarden voorgesteld 10, 5 en 1. Tenslotte kan ook de extreme waterstand in een kalenderjaar worden gebruikt als indicator (hoogste hoogwater). Eenzelfde benadering kan worden gevolgd voor de laagwaters: p% onderschrijding en laagste laagwaterstand in een kalenderjaar. Omdat de extreme waterstanden (hoogste hoogwater en laagste laagwater) sterk meteorologisch worden bepaald zullen deze van jaar op jaar een grote variatie kunnen vertonen. Voor de *p*% hoog- en laagwaters geldt dit in mindere mate, omdat deze een gemiddelde zijn van 70 waarnemingen (10%), 35 waarnemingen (5%) en 7 waarnemingen (1%).

Invloed geometrie en bathymetrie op waterstanden en snelheden
Een getijgolf in een estuarium ondervindt een wisselwerking met zijn omgeving. In het horizontale vlak (planvorm) is dit de laterale begrenzing van het gebied die kan leiden tot opstuwing van de getijgolf ('shoaling' of 'funnelling') indien, zoals meestal voor estuaria, de breedte afneemt in landwaartse richting. 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. 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 geometrische en bathymetrische effecten hebben tot gevolg dat de verticale waterstandsvariaties, 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.

Het faseverschil tussen het vertikaal en horizontaal getij wordt eveneens bepaald door de geometrie en de bodemligging (waterdiepte).

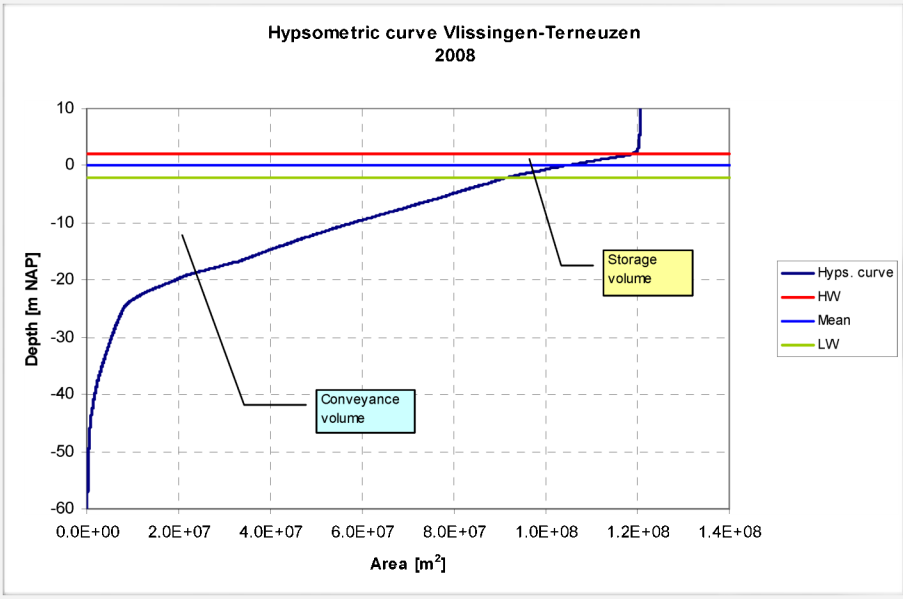
Bij de beschrijving is tot dusverre alleen de getijvoortplanting *in* het Schelde-estuarium beschouwd, waarbij een relatie bestaat tussen de indicatoren voor de getijgolf enerzijds en geometrische en bathymetrische factoren van het gebied anderzijds. De indicatoren voor het getij worden echter ook bepaald door het getij zoals dat het estuarium betreedt en, in mindere mate, door de afvoer van de Schelde en haar zijrivieren. Zelfs indien de geometrie en bodemligging van het Schelde-estuarium in de tijd onveranderd zou blijven kunnen de

gemiddelde waterstand en de getijslag geleidelijk toenemen zoals dat het de afgelopen eeuw heeft voortgedaan (resp. 0,2 m en 4% in Vlissingen). In principe zijn dan de toegenomen waterdiepte en waterberging op de intergetijdengebieden als gevolg van alleen de gewijzigde forcering eveneens van invloed op de getijvoortplanting. Voor een begrensd gebied zijn de hydrodynamische randvoorwaarden dus eveneens te beschouwen als factoren, die van invloed zijn op het getij *in* het gebied.

Voor een analyse van de veranderingen van het getij in Vlissingen kunnen de meetstations Westkapelle en Cadzand worden gebruikt, beide 15 km zeewaarts van Vlissingen. Geometrische en bodemveranderingen voor dit traject, die verantwoordelijk kunnen zijn voor de waargenomen veranderingen, volgen uit de periodieke lodingen door Rijkswaterstaat (lodingsvakken 17, 18 en 19 zijn, teruggaand tot 1970, minimaal om het jaar bemeten). Als referentiestation ver buiten het estuarium en de monding kan gebruik worden gemaakt van meetlocatie Euro Platform. Waarnemingen zijn echter pas 10 jaar beschikbaar (sinds 2001), zodat dit meetpunt voor het vaststellen van historische trends beperkte waarde heeft.

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 stroomvoerend oppervlak en het kombergend oppervlak. Voor het stroomvoerend oppervlak is de waterdiepte de bepalende factor m.b.t. de getijvoortplanting. De berging van water leidt tot een reductie van de getijvoortplantingssnelheid en de getijslag. 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 Par. 3.3 – Intermezzo).

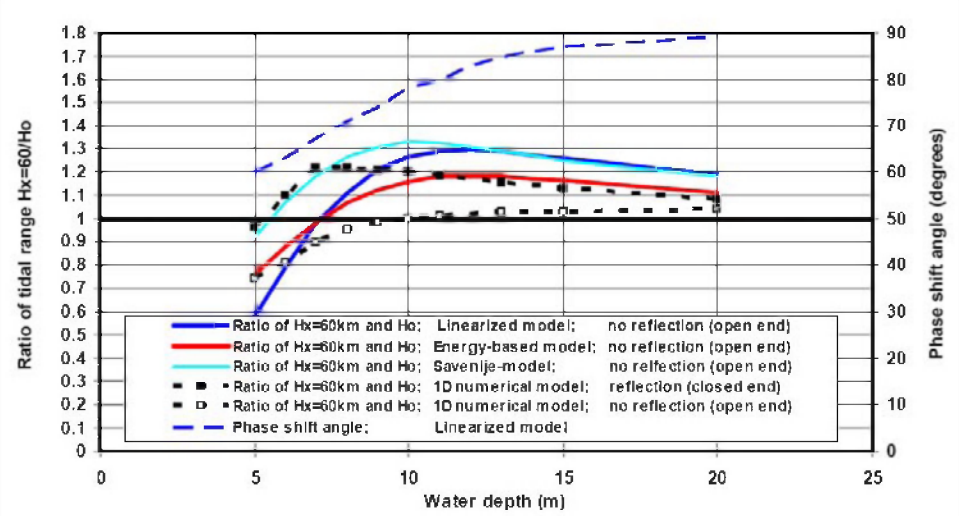
Figuur 1 geeft de hypsometrische curve voor de Westerschelde in 2008 voor het traject Vlissingen-Terneuzen. Deze hypsometrische curve volgt direct uit de gemeten bodem door binnen een gekozen polygoon de oppervlaktes te bepalen. De polygoon omsluit het gekozen traject van de Westerschelde tussen de twee waterstandsstations.



Figuur 1: Hypsometrische curve Westerschelde traject Vlissingen-Terneuzen (2008).

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 (≈ 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 2 geeft de amplificatie van de getijslag tussen x = 60 km en de mond ter hoogte van de raai Westkapelle-Cadzand.

Uit Figuur 2 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 60^0 (~ 2 uur) bij een waterdiepte van 5 m tot 90^0 (~ 3 uur) voor zeer grote waterdiepten (blauwe onderbroken lijn).



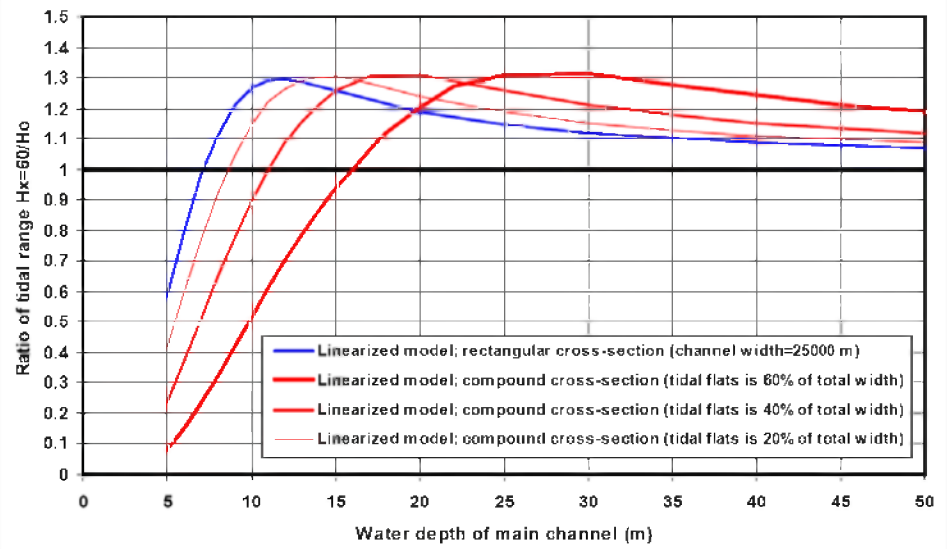
Figuur 2: Amplificatie getijslag tussen x = 60 km en mond voor een convergerend estuarium en faseverschil tussen vertikaal en horizontaal getij als functie van de diepte (Van Rijn, 2010)

De invloed van de vorm van het profiel op de getijkarakteristieken is eveneens door Van Rijn (2010) nagegaan. Hierbij is een deel van de breedte alleen beschikbaar voor komberging (niet voor stroming). Figuur 3 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%). 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 dunne rode lijn naar de blauwe lijn) resulteert in een toename van de amplificatie met ongeveer 0.2.

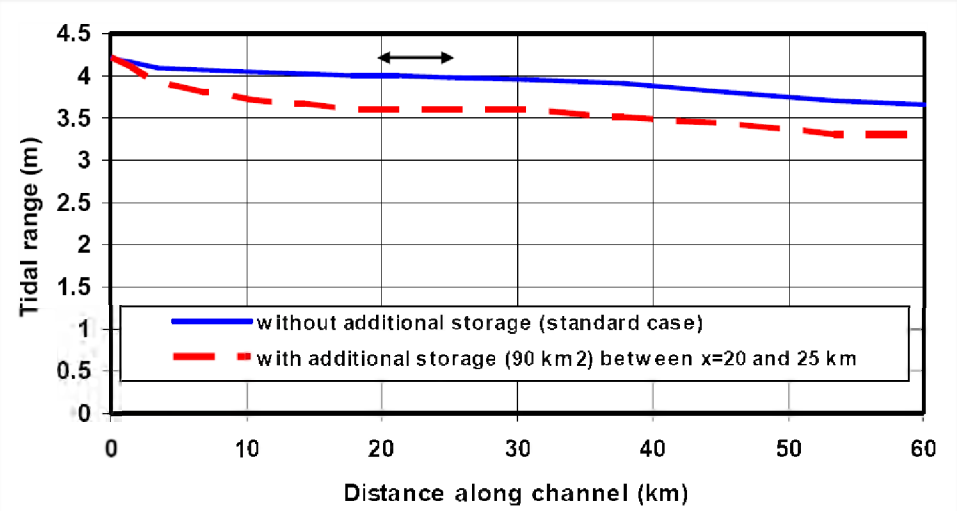
De invloed van een geometrische aanpassing als een lokale vergroting van de berging op de getijslag is weergegeven in Figuur 4 voor een convergerend estuarium met een open bovenstroomse rand (dus zonder reflectie). De extra berging bedraagt 90 km^2, wat overeenkomt met 16% van het oppervlak van het geschematiseerde estuarium.

Invloed geometrie en bathymetrie op zoutgehalten
Opgeloste zouten worden getransporteerd door het water. Tijdens het transport vindt als gevolg van de turbulente bewegingen van het water menging plaats. Deze menging kan bijvoorbeeld tot

gevolg hebben dan relatief zout water nabij de bodem wordt gemengd met relatief zoet water nabij het oppervlak. Dit heeft tot gevolg, dat de potentiële energie toeneemt. De hiervoor benodigde mengingsenergie wordt geleverd door de getijbeweging. Het estuariene Richardson getal is gebaseerd op deze overwegingen en beschrijft in welke mate sprake is van een volledig gemengd, gedeeltelijk gemengd of een gelaagd systeem. Hiermee kan al een kwalitatief beeld worden verkregen van de grootheden die van invloed zijn op de zoutverdeling. Analytische concepten maken vaak gebruik van dit soort dimensieloze kentallen, waardoor een meer kwantitatieve beschrijving van de zoutverdeling mogelijk is.



Figuur 3: 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).



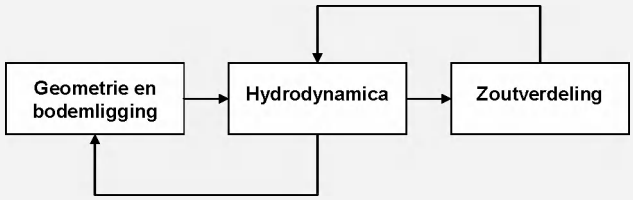
Figuur 4: Getijslag langs een convergerend estuarium met een open bovenstroomse rand (1D numeriek model). Effect van grotere berging (Van Rijn, 2010).

- **De belangrijkste hydrodynamische factoren, die de zoutindringing bepalen, zijn de getijsnelheid en de rivierafvoersnelheid. De getijsnelheid kan worden gekarakteriseerd**

met de maximale vloed- en ebsnelheid en de rivierafvoersnelheid volgt uit de rivierafvoer gedeeld door het dwarsstroomoppervlak.

- De geometrische en bathymetrische factoren zijn resp. de vorm van het estuarium (prismatisch of convergerend[1]) en de waterdiepte, waarbij tevens de ruwheid van invloed is op de zoutindringing, zie bijv. Savenije (2005).

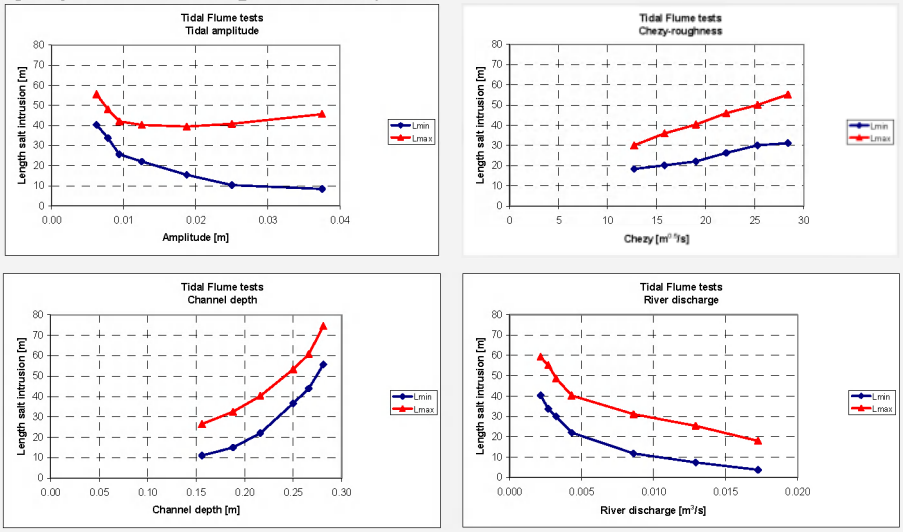
Indien de opgeloste zouten worden beschouwd als passieve stoffen wordt de saliniteitsverdeling in het estuarium volledig bepaald door de waterbeweging. De hydrodynamica wordt bepaald door de geometrie en bathymetrie op een wijze zoals beschreven in het *fiche Hydrodynamica*. Tenslotte wordt de bodemligging weer beïnvloed door de hydrodynamica, zie het *fiche Morfodynamica*. In werkelijkheid veroorzaken de opgeloste zouten dichtheidsverschillen, die van invloed zijn op de waterbeweging via dichtheidsgedreven stromingen. Schematisch is de wisselwerking tussen geometrie en bodem, hydrodynamica en zoutverdeling als volgt:



De kwalitatieve relaties tussen de zoutindringing en de genoemde factoren zijn als volgt:

- Een toename van de rivierafvoer vermindert de zoutindringingslengte.
- De zoutindringing neemt toe indien de waterdiepte toeneemt, o.a. als gevolg van de toegenomen dichtheidsstroming.
- Een toename van de getijsnelheid reduceert in het algemeen de zoutindringing a.g.v. de toegenomen menging. Indien de getijsnelheid relatief groot wordt kan de maximale zoutindringing bij een toenemende getijsnelheid toenemen als gevolg van de grotere getijexcursie.
- De zoutindringing neemt toe indien de bodemruwheid afneemt.

Figuur 1 geeft de effecten van de factoren op de maximale en minimale zout-indringingslengte, zoals vastgesteld in het verleden op basis van proeven in de Getijgoot van het Waterloopkundig Laboratorium (Deltares). In de figuur is de amplitude van het verticale getij een maat voor de amplitude van de getijsnelheid. De Chézy-ruwheid is een maat voor de ruwheid (kleine waarden zijn equivalent met een grote ruwheid).



Figuur 5: Principe-effecten van factoren op de maximale en minimale zoutindringing.

In de natuur is de rivierafvoer vaak bepalend voor het zoutgehalte maar variaties in de getijslag en dus de getijsnelheden (doodtij-springtij cyclus) en verdiepingen/verruimingen kunnen

eveneens van invloed zijn. Een statistische analyse zal nodig zijn om de relatief kleine effecten te kunnen isoleren van de effecten ten gevolge van seizoensvariaties in de bovenafvoer.
3 STAP 3: INGREEP - EFFECT

Hypothesen over het effectvan ingrepen
De beschrijving van de getijvoortplanting, en de factoren die hierop van invloed zijn, resulteert in het volgende denkmodel. De hoog- en laagwaters zijn het resultaat van de gemiddelde waterstand, de getijslag en de getijasymmetrie en veranderingen hierin leiden tot wijzigingen in de hoog- en laagwaters. De factoren, die van invloed zijn op de getijvoortplanting, zijn de waterdiepte van de geul (geulvolume) en de waterberging op de intergetijdengebieden en in de geometrie (havens, ontpolderde gebieden). Wijzigingen in deze factoren ten gevolge van ingrepen kunnen hun invloed doen gelden in het gehele estuarium. De effecten van de veranderingen van de waterberging op het intergetijdengebied zijn vermoedelijk kleiner dan de effecten van veranderingen van de geuldiepte, omdat het bergingsvolume veel kleiner is dan het geulvolume.
Aan Van Rijn (2010) kunnen voor een geschematiseerd estuarium met de karakteristieken van de Westerschelde de volgende principiële effecten worden ontleend:

- **Een verdieping van het estuarium leidt tot een toename van de getijslag bij relatief geringe waterdiepten en is constant of leidt tot een afname bij relatief grote waterdiepten (Figuur 2);**
- **Een verdieping van het estuarium leidt tot een toename van het faseverschil tussen het horizontale en verticale getij (Figuur 2);**
- **Een verdieping leidt tot een afname van de gemiddelde waterstand;**
- **Een verdieping van het estuarium leidt tot een toename van de voortplantingssnelheid van de getijgolf;**
- **Een verdieping van het estuarium leidt tot afname van de getijasymmetrie.**
- **Een afname van het watervolume op de intergetijdengebieden leidt tot een toename van de getijslag.**
- **Een afname van het watervolume op de intergetijdengebieden leidt tot een toename van de getijvoortplantingssnelheid.**

Bovenvermelde hypothesen zijn gebaseerd op geschematiseerde modellen voor de getijvoortplanting in een convergerend estuarium. Bij deze modellen zijn vereenvoudigingen gedaan, zodat analytische oplossingen konden worden gevonden. Voor de uiteindelijke bepaling van effecten van (ook lokale) ingrepen kan beter een numeriek model worden gebruikt. Met deze modellen kan de geometrie en bodem meer in detail worden geschematiseerd, terwijl tevens minder aannamen ten grondslag liggen aan het model.

3.2.2 Spatieel en temporeel bereik

Waterstanden (zie fiche voor specifieke definitie): Niveau 1, het gehele estuarium tussen Westkapelle/Cadzand en, tenminste, tot Schelle en mogelijk tot Gent incl. de zijrivieren in Vlaanderen. Sleutellocaties met een lange historische reeks m.b.t. opgetreden hoog- en laagwaters zijn: Westkapelle, Cadzand, Vlissingen, Terneuzen, Hansweert, Bath, Liefkenshoek, Antwerpen en Schelle. Aanvullend dient als referentie een waterstandsmeetpunt op grotere afstand van het estuarium in de analyses te worden betrokken (bijv. een locatie langs de Vlaams-Nederlandse kust of op de Noordzee met een zo lang mogelijke historische tijdreeks).

Het gaat om jaargemiddelde waarden.

Snelheden (zie fiche voor specifieke definitie): Het gehele estuarium tussen Westkapelle/Cadzand en Gent incl. de zijrivieren in Vlaanderen. Voor de Westerschelde worden als sleutellocaties voorgesteld de vaste debietmeetraaien, waar sinds 1930 snelheden en debieten worden gemeten. Voor de Beneden-Zeeschelde zijn eveneens debietraaien beschikbaar (zie tevens datafiche S-HD-V-003). Voor de indicator hoog/laag dynamisch wordt verwezen naar het protocol voor de ecotopenkaart.

3.2.3 Benodigdheden

Historische data van het verticale getij zijn over een lange tijdsperiode beschikbaar, i.e. sinds eind 19^{e} /begin 20^{e} eeuw. Wel kan de beschikbaarheid van data verschillen voor de verschillende meetstations en voor de onderscheiden indicatoren. Toekomstige gegevens dienen in het perspectief van deze gegevens te worden geanalyseerd. Voor het horizontale getij zijn gegevens sinds 1932 beschikbaar. Dit betreffen de vaste debietmeetraaien in de Westerschelde, waarvan beschikbaar zijn de eb- en vloedvolumes en de maximale eb- en vloedsnelheden (de Jong, 1989). De faseverschillen tussen horizontaal en verticaal getij kunnen worden ontleend aan de debietkrommen voor zover deze nog beschikbaar zijn (tijdreeksen van waterstanden zijn wel beschikbaar).

Benodigde gegevens waterstanden (deze behoren momenteel tot de standaardbewerkingen zoals uitgevoerd door Rijkswaterstaat, Helpdesk Water, voor de Westerschelde):

- Per station en voor elk jaar alle HW's en LW's én tijdstippen (in MET) van optreden;
- Per station en voor elk jaar 94 getijcomponenten en gemiddelde (= huidige standaardset voor de Nederlandse stations). Hiervan (voorlopig) alleen de fase en amplitude van de M2-component en het gemiddelde gebruiken.

Benodigde gegevens snelheden en debieten:

- Eb-, vloed- en getijvolume per dwarsraai;
- Maximale en gemiddelde eb- en vloedsnelheid per dwarsraai
- Maximale gemiddelde vloed- en ebsnelheid per puntmeting.

Benodigde gegevens Golfhoogte en golfperiode

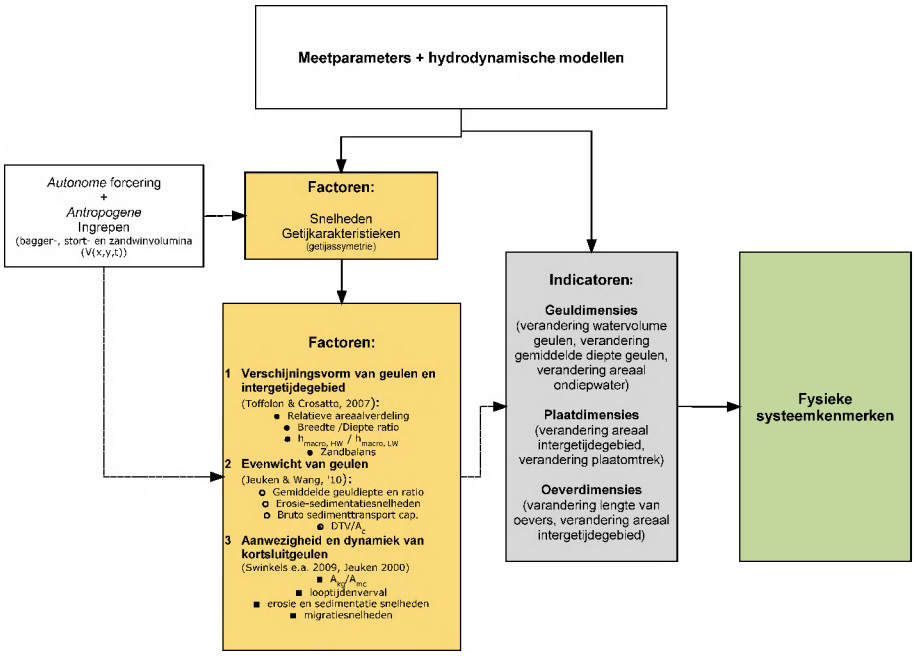
- Golfhoogte H_{rms} ('root mean square' waarde); de significante golfhoogte $H_{1/3}$, welke de gemiddelde hoogte van het hoogste 1/3 deel van de golven representeert, is een factor $\sqrt{2}$ groter dan H_{rms} (Van Rijn, 1990).
- Golfperiode T_{rms};

Morfodynamiek

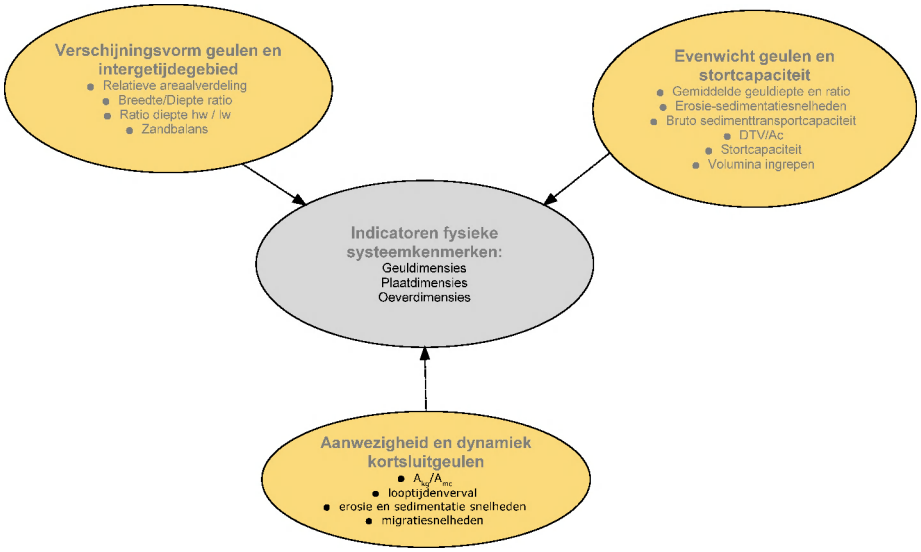
3.2.4 Factoren

Fysieke systeemkenmerken – Macroschaal en megaschaal

De indicatoren voor de fysieke systeemkenmerken worden beïnvloed door de morfologische ontwikkeling van geulen en platen. In tekstblok 9 wordt de systeemkennis toegelicht. Het gaat hierbij met name om factoren op grotere tijd- en ruimteschaal (de verschijningsvorm van geulen, evenwicht van geulen en aanwezigheid en dynamiek van korstluitgeulen). In Figuur 3.9 staan de indicatoren en factoren voor de fysieke systeemkenmerken weergegeven. De hydrodynamiek (bovenste blok met factoren in Figuur 3.9) beinvloedt de morfodynamiek (onderste blok met factoren in Figuur 3.10): De verhouding tussen de duur van het opgaand tij en de duur van het afgaand tij is een (kwalitatieve) maat voor de getijasymmetrie. De getijasymmetrie is mede bepalend voor het netto sedimenttransport en daarmee voor de morfodynamiek en bathymetrie. Een verandering in de bathymetrie heeft vervolgens weer invloed op de hydrodynamiek (zie factoren bathymetrie in Figuur 3.6).



Figuur 3.9 *De factoren die de indicatoren voor de fysieke systeemkenmerken beïnvloeden (verschijningsvorm van geulen, evenwicht en stortcapaciteit van geulen, aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen).*



Figuur 3.10 *De factoren die de indicatoren voor de fysieke systeemkenmerken beïnvloeden (verschijningsvorm van geulen, evenwicht en stortcapaciteit van geulen, aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen).*

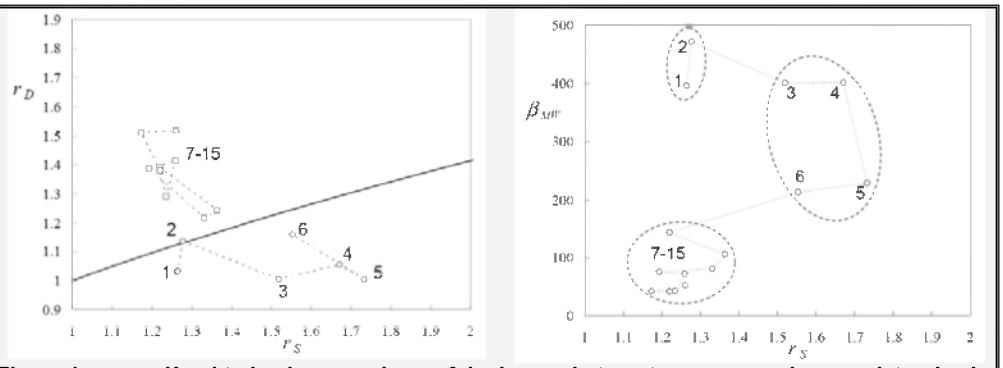
Tekstblok 9: SYSTEEMKENNIS FYSIEKE SYSTEEMKENMERKEN

1 INLEIDING

De indicatoren voor de fysieke systeemkenmerken zijn 1) de verschijningsvorm van geulen, 2) evenwicht en stortcapaciteit van geulen en de 3) aanwezigheid van kortsluitgeulen. De eerste indicator betreft een algemene karakterisering die van toepassing is op het gehele Schelde estuarium. De overige twee betreffen specifieke indicatoren voor het meergeulensysteem in de Westerschelde (de aanwezigheid van hoofd- en nevengeulen met tussenliggende platen en ondiepwatergebieden). In de volgende paragrafen wordt stap 2: *Factoren en causale verbanden* uitgewerkt. Voor de berekening van de factoren wordt verwezen naar de fiche morfodynamiek. In de laatste paragraaf (5) wordt stap 3: *Ingreep – effect* toegelicht.

2 VERSCHIJNINGSVORM VAN GEULEN (onderdeel A in fiche)

Toffolon en Crosato (2007) hebben in hun analyses de morfologische parameters r_s, β en r_D gekwantificeerd om de drie verschijningsvormen van het systeem van geulen en intergetijdengebieden (meer, twee en één-geul systeem) weer te geven.
Wanneer voor de diverse macroschaal eenheden de relaties r_s-β en r_s–r_D worden geplot, blijkt dat in beide grafieken drie clusters met punten kunnen worden onderscheiden: 1 en 2 zijn de meergeulensystemen tussen Vlissingen en Baarland, 3 t/m 6 de twee geulsystemen tussen Baarland en de grens en 7 t/m 15 zijn de ééngeul systemen in de Zeeschelde. Deze clustering van de (r_D, r_S) en (β, r_s) punten suggereert dat de verschillende morfologische evenwichtssituaties zich manifesteren als discrete overgangen. De resultaten geven aan dat grote veranderingen in de breedte-diepte verhouding nodig zijn om van de ene evenwichtssituatie over te gaan naar de andere. De grafiek kan worden gebruikt om na te gaan of en in welke richting de morfologie van de geul-plaat systemen verandert onder invloed van natuurlijke processen en ingrepen.



Figuur 1: Karakterisering van de morfologie van het systeem van geulen en platen in de Westerschelde en de Beneden Zeeschelde in 1996. 1, 2 = meergeulesysteem nabij Vlissingen en Terneuzen, 3-6 =tweegeulensystemen van Hansweert t/m Bath (grens).7-15 = een-geulsysteem van de Zeeschelde (ontleend aan Toffolon en Crosato, 2007).

De grafieken van Toffolon en Crosato (2007) zijn gebaseerd op de situatie van 1996. Met het oog op het monitoren van de toestand van het plaat-geul systeem aan de hand van deze (en andere) relatie(s) verdient het de aanbeveling om de historische ontwikkeling van de verschillende gebieden in vergelijkbare grafieken zichtbaar te maken. Een dergelijke analyse geeft aanvullend inzicht in de clustering en de richting waarin de individuele geul-plaat systemen of macroschaal in de afgelopen decennia zijn veranderd.

3a EVENWICHT VAN GEULEN (onderdeel B in fiche)

Een systeem van geulen en platen kent in essentie twee verschillende evenwichtssituaties te weten (1) twee of meer grote geulen en (2) een één-geul systeem. Beide evenwichtssituaties kennen vele verschijningsvormen die in de loop der tijd geleidelijk of plotseling kunnen veranderen al dan niet onder invloed van ingrepen. Deze morfologische veranderingen en verschillende verschijningsvormen zijn kenmerkend voor een stabiel dynamisch evenwicht. De morfologische toestand van een systeem van geulen en platen kan echter ook omslaan van de ene evenwichtstoestand naar de andere (Wang, Z.B. en Winterwerp, J.C. e.a., 2001). Zo kan een meergeulensysteem veranderen in een één-geul systeem (en andersom); het meergeulensysteem wordt instabiel en degenereert (op lange termijn) naar een één-geul systeem (mits voldoende sediment beschikbaar is). Immers een één-geul systeem heeft een kleinere natte inhoud dan een twee-geulensysteem). De verandering van de verhouding tussen het getijvolume en het doorstroomoppervlak, TV / A, geeft aan of er in de geul sprake is van een dynamisch evenwicht (min of meer constante waarde) of een nieuw evenwicht ontstaat (in de tijd veranderende waarde).

Storten in één van de geulen (effect van ingreep – stap 3) leidt lokaal tot het vernauwen van de geuldoorsnede (verondieping) en daarmee tot het vergroten van de lokale stroomsnelheid. Hierdoor neemt de transportcapaciteit toe en wordt de verondieping geërodeerd. Dit is de situatie waarbij de stortcapaciteit van een geul niet wordt overschreden. Wanneer de stortcapaciteit wel overschreden wordt, neemt de hydraulische ruwheid in de geul snel toe, met als gevolg dat er minder water door de verondiepte geul, en meer water door de verdiepte geul stroomt. Het gevolg is dan een afnemende transportcapaciteit, getijvolumina en sedimentatie in de verondiepte geul. In de naastliggende geul nemen de stroomsnelheden, getijvolumina en sedimenttransport capaciteit juist toe waardoor deze verder verdiept. Dit kan een zichzelf versterkend proces worden waarbij de verondiepte geul steeds (sneller) ondieper wordt en bij voldoende beschikbaar sediment kan verzanden (dat wil zeggen een degeneratie naar een één-geul systeem).

Bij het identificeren van de trends in geulontwikkeling en het kwalificeren van de invloed van baggeren en storten op deze ontwikkeling (stap 3: Ingreep effect), kunnen we vier verschillende situaties onderscheiden, te weten:

1 Een evenwichtssituatie; zowel de cumulatieve en de jaarlijkse totale volumeveranderingen en netto volumeverandering (gecorrigeerd voor ingrepen) zijn ongeveer gelijk aan nul en de gemiddelde diepte is constant.

2 Een min of meer natuurlijke neiging naar erosie (2e) of sedimentatie (2s), welke wordt

versterkt of verzwakt door het baggeren of storten. In dit geval zijn de jaarlijkse totale en netto volumeverandering gelijk van teken (trend) en zijn beiden ongelijk aan nul. Daarbij treedt er geleidelijk verandering op in de gemiddelde diepte.

3 Een neiging tot erosie (3e) of sedimentatie (3s) die grotendeels wordt bepaald door menselijk ingrijpen; de jaarlijkse totale en netto volumeverandering zijn ongelijk van teken en zijn beide ongelijk aan nul. De gemiddelde diepte verandert.

4 Een situatie waarin de totale erosie (totale volumeverandering) vrijwel gelijk is aan nul (horizontale cumulatieve trend) en de diepte nauwelijks verandert, ondanks netto baggeren of storten (ofwel het volume van de ingreep is ongelijk aan nul).

Een voorbeeld wordt na het onderdeel stortcapaciteit uitgewerkt.

3b STORTCAPACITEIT GEULEN (onderdeel B in fiche)

Een degeneratie van het meergeulensysteem kan optreden wanneer de storthoeveelheden een zekere kritische waarde, ook aangeduid als stortcapaciteit of stortcriterium, langdurig overschrijden. Schattingen van de grootte van het stortcriterium kunnen worden gebruikt bij het evalueren van het vaargeulbeheer en het vormgeven aan een stortstrategie op het niveau van gehele geulen. In de volgende tekst wordt de achtergrond van deze stortcapaciteit toegelicht.

De stabiliteitsanalyse die ten grondslag ligt aan het stortcriterium is gebaseerd op de volgende stappen, c.q. principes (Wang en Winterwerp, 2001):

1. **Een stabiel geulsysteem is een systeem met 2 geulen, al dan niet gescheiden door intergetijdengebieden, die beiden open blijven. Eén van beide geulen (de hoofdgeul) wordt gebruikt als vaargeul, de andere geul is de nevengeul.**
2. **Er bestaat een evenwichtssituatie waarin het geulsysteem in een macrocel een zand transportcapaciteit S_e heeft.**
3. **Om na te gaan hoeveel er in een geul van een stabiele macrocel in evenwicht gestort kan worden, wordt de ingreep gerelateerd aan S_e. Uit de analyse van de stabiliteit van een dergelijk systeem blijkt dat er een kritische grens bestaat voor de hoeveelheid sediment die langdurig in een geul kan worden gestort, zonder dat het 2 geulensysteem degenereert naar een één-geul systeem ('instabiel wordt'). Voor de grootte van deze stortcapaciteit in een stabiel geulsysteem in evenwicht, het stortcriterium SC_0, bestaan de volgende richtlijnen:**
   - **SC_0 is 5 procent van S_e, wanneer het sediment dat in de nevengeul wordt gestort afkomstig is van baggerwerkzaamheden in de vaargeul van dezelfde macrocel.**
   - **SC_0 is 10 procent van S_e wanneer het sediment dat in de nevengeul wordt gestort afkomstig is uit een ander gebied en er dus niet in de vaargeul wordt gebaggerd.**

   Het storten van hoeveelheden sediment beneden of rond deze kritieke waarde zal wel leiden tot een afname in de geuldiepte, maar zal niet leiden tot verzanding van de geul. De geul is in dit geval dus wel stabiel, maar niet in evenwicht.

Uit een aanvullende studie (Jeuken en Wang, 2010) zijn de aannamen die ten grondslag liggen aan deze stabiliteitsanalyse onderbouwd. Hieruit is onder andere gebleken dat voor een (stabiel) geulsysteem dat morfologisch wel verandert (ofwel niet in evenwicht is) een andere waarde voor de kritische stortcapaciteit geldt. In een geul met een 'van nature' eroderende trend, zal de werkelijke stortcapaciteit groter zijn dan de hierboven beschreven grenswaarde van 5-10% van de bruto zandtransportcapaciteit S_e. In een geul met een 'van nature' sedimenterende trend zal de kritische waarde juist lager zijn dan 5-10% van S_e.

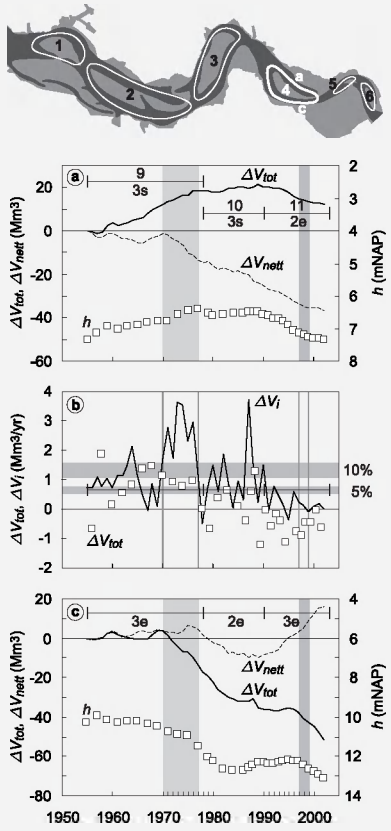
In de praktijk is het vaak niet mogelijk om de transport capaciteit van een geul in strikte evenwichtstoestand (S_e) te bepalen, omdat de geulen al sinds lange tijd onderhevig zijn aan menselijke invloeden. In die gevallen moet het evenwichtstransport S_e worden benaderd door het bruto transport voor een gegeven situatie S, bij voorkeur met onzekerheidsmarge. De kritische stortcapaciteit kan dan worden benaderd door te corrigeren voor het totale volume aan erosie/sedimentatie:

$$SC_m = \alpha \cdot S - \Delta V_{tot}$$ ***(met α = 5 – 10%, zoals hierboven beschreven)***

Analyses van historische waarnemingen bevestigen het bestaan en de globale grootte van het stortcriterium (Jeuken et al, 2003, Jeuken en Wang, 2010). De praktische toepassing van de stortcapaciteit wordt verder toegelicht in het bijbehorende fiche morfodynamiek.

Het baggeren in één van de geulen in een tweegeulensysteem is volgens de stabiliteitsanalyse veel minder van invloed op het evenwicht tussen beide geulen. Volgens Pieters (2010) heeft het onderhoudsbaggeren wel tot gevolg, dat een continu sedimenttransport in stand wordt gehouden naar de baggerlokatie vanuit de omliggende geuldelen met als gevolg een geleidelijke verruiming van de geul. Indien deze geulverruiming zich over een zekere lengte heeft doorgezet, kan de

hydraulische weerstand zodanig afnemen dat het geuldebiet toeneemt, resulterend in een verdere verruiming van de geul.



Figuur 2. Voorbeeld van de ontwikkeling van de geulen in macrocel 4, het Valkenisse gebied. Kaders a) en c): tijdreeksen van de cumulatieve volume- en diepteveranderingen in de vloedgeul (a) en in de ebgeul (c). Kader b):Netto jaarlijkse invloed ΔV_i (lijnen) en volume-veranderingen ΔV_{tot} (markers) in de vloedgeul. [ontleend uit Jeuken en Wang, 2010]

Figuur 2 toont, ter illustratie, de ontwikkelingen van de geulen in macrocel 4 (voorheen cel nummer 5), het Valkenisse gebied op basis van (een deel) van de variabelen zoals samengevat onder het kopje 'Methodologie'.

De evolutie van het geulensysteem in de macrocel (Figuur 2) bestaat uit een langetermijn -erosie en -verdieping van de ebgeul (**Error! Reference source not found.**c). Sedimentatie van de vloedgeul (Figuur 2.a) vond plaats tot 1990, waarna erosie van de geul optrad. De erosie van de ebgeul impliceert een criterium van 5% voor het storten van sediment in de vloedgeul (Figuur 2.b).

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 (Figuur 2.a), geven aan dat de sedimentatie en de afname van de geuldiepte in deze periode grotendeels werden veroorzaakt door het storten van sediment, (oftewel, geulontwikkeling volgens situatie *3s*). 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 (Figuur 2.b), vooral gedurende de eerste verdieping van de vaargeul (Figuur 2.a,b).

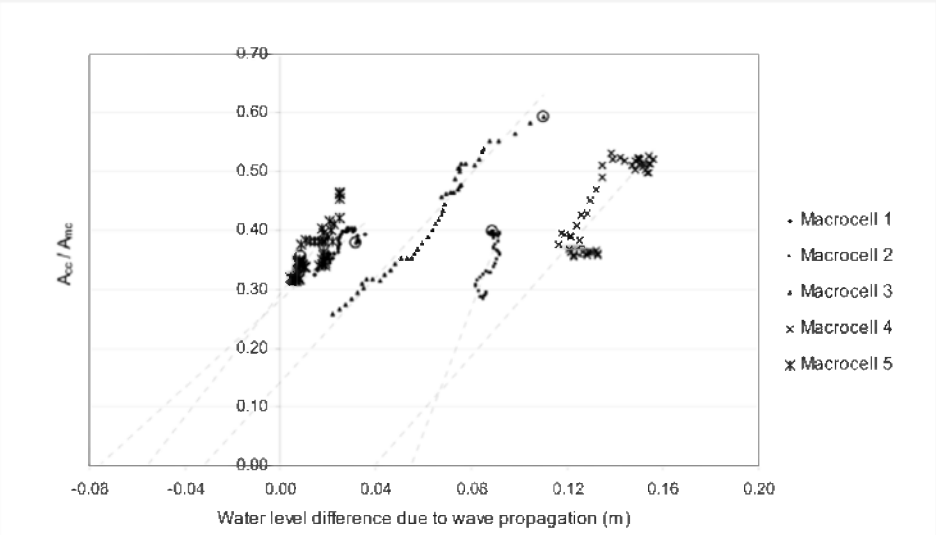
Rond 1990 verandert deze trend in de geulontwikkeling. De cumulatieve volumeveranderingen in de vloedgeul (Figuur 2a) laten gelijke trends zien voor ΔV_{tot} en ΔV_{net}, wat duidt op een min of meer natuurlijke erosie van de vloedgeul, welke werd verzwakt door het storten (oftewel, geulontwikkeling volgens situatie *2e*). 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 m^3/jr). De geleidelijke rotatie met de klok mee van de vloedgeul sinds 1960 en de, mogelijk daarmee verband houdende, formatie van nieuwe kortsluitgeulen sinds 1990 hebben waarschijnlijk bijgedragen aan deze omslag in de geulontwikkeling.

4 AANWEZIGHEID EN DYNAMIEK VAN KORTSLUITGEULEN ((onderdeel C in fiche)

Het aaneengroeien en ophogen van platen is mogelijk (mede) een gevolg van een verminderde functionaliteit van de zogenaamde kortsluitgeulen (Swinkels et al., 2009, Cleveringa 2007). Met verminderde functionaliteit wordt zowel de aanwezigheid als de dynamiek van kortsluitgeulen bedoeld. De drijvende kracht achter de aanwezigheid van kortsluitgeulen is het verval tussen tussen eb- en vloedgeul (uitgedrukt in een verhangindicator): Het verloop van de verhangindicator is hierdoor van belang voor het in beeld brengen van de potentiële aanwezigheid van

kortsluitgeulen.

De aanwezigheid van kortsluitgeulen wordt bepaald door de aanwezigheid van verhangen tussen de grote en ebgeul en vloedgeul van een macrocel. Deze verhangen worden veroorzaakt door drie verschillende fysische mechanismen die sterk samenhangen met de afmetingen en geometrie van de grote eb- en vloedgeul (zie Van den Berg,J.H. e.a., 1996, Swinkels, e.a., 2009), te weten: 1) verschil in looptijd van de getijgolf, 2) bochtwerking en 3) coriolis krachten.
Uit een analyse van historische waarnemingen blijkt dat veranderingen in het voorkomen van kortsluitgeulen op macroschaal vooral samenhangen met veranderingen in het verhang als gevolg van het eerste mechanisme (looptijd getijgolf). Het totale relatieve doorstroomoppervlak van de kortsluitgeulen (A_{cc} / A_{mc}) neemt af als het verval, als gevolg van verschil in looptijd van de getijgolf door de eb- en vloedgeul, afneemt (zie Figuur 3).
Deze empirische relatie tussen het voorkomen van kortsluitgeulen en het 'looptijden-verval' kan worden gebruikt om de instandhouding van het fenomeen kortsluitgeulen, als onderdeel van het meergeulen-systeem, te monitoren. De bovengrens voor instandhouding van kortsluitgeulen is een bochtafsnijding van de grote ebgeul (zoals opgetreden in de macrocel van Hansweert). Het is echter niet waarschijnlijk dat deze grens wordt overschreden als gevolg van een verdieping. De ondergrens voor instandhouden hangt samen met het verdwijnen van kortsluitgeulen doordat de ebgeul verdiept ten opzichte van de vloedgeul. De ondergrens zou wel kunnen worden bereikt als gevolg van een verdieping. Een indicatie van de kritische waarde 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..



Figuur 3: Empirische relatie tussen het 'looptijden-verval' en het vóórkomen van kortsluitgeulen.

De empirische relatie tussen het 'looptijden-verval' en het voorkomen van kortsluitgeulen is in Figuur 3 gekarakteriseerd door middel van het relatieve doorstroomoppervlak (Swinkels, e.a., 2009). A_{cc} is het doorstroomoppervlak van de kortsluitgeulen en A_{mc} is het doorstroom-oppervlak van de macrocel. Hoe steiler de gefitte lijn, des te gevoeliger is de aanwezigheid van de kortsluitgeul voor veranderingen in het verval. Uit Figuur 3 blijkt dat vooral de macrocel van Terneuzen (nr. 2) potentieel gevoelig is voor het verdwijnen (c.q. een verminderde activiteit) van kortsluitgeulen als gevolg van het dieper worden van de ebgeul en/of het ondieper worden van de vloedgeul.

5 Stap 3: INGREEP-EFFECT

Grote ingrepen uit het verleden, bijvoorbeeld de grootschalige inpoldering, hebben de dynamiek in het estuarium aanzienlijk veranderd. Het estuarium (inclusief platen) past zich nog steeds aan deze ingrepen aan, evenals aan zeespiegelstijging. Waarnemingen laten een toename in getijslag zien, een afname van het sedimentvolume in het estuarium en veranderende diepteverhouding tussen hoofd- en nevengeul. Deze waargenomen verandering in dynamiek gaat overigens gepaard met waarnemingen van afname in laagdynamisch plaatareaal. Naast grote ingrepen uit het verleden en autonome ontwikkeling wordt deze ontwikkeling in dynamiek beïnvloed door recente menselijke

ingrepen als baggeren, storten en zandwinning.

De waargenomen verandering in de dynamiek kan met de huidige kennis nog niet geheel (kwantitatief) toegeschreven worden aan verandering in autonome forcering of menselijk ingrepen. In het tekstblok Systeembeschrijving Hydrodynamica wordt ingegaan op de huidige kennis m.b.t. ingrepen op de hydrodynamiek.

Baggeren, storten en zandwinning grijpen direct in op de diepte van de geulen. Door te veel storten in een geul kan op termijn het evenwicht veranderen en in principe omslaan naar een één-geulsysteem (zie onderdeel evenwicht geulen in dit tekstblok). Om dit te voorkomen mag er in een geul niet meer gestort worden dan de stortcapaciteit (zie indicator stortcapaciteit in paragraaf 3.2 en onderdeel stortcapaciteit in dit tekstblok).

Baggeren in een geul leidt ook tot veranderingen in de verhouding van hydraulische weerstand (die het debiet onder een zeker verhang bepaalt) in beide geulen en beïnvloedt daarmee ook de stroomsnelheden, sediment-transportcapaciteiten en debietverdelingen. Het storten van sediment in een (neven)geul beïnvloedt die verhouding echter meer dan het verdiepen van een locale drempel vlakbij het splitsingspunt (Wang, Z.B. e.a., 1995; Wang, Z.B., 1997, Rijkswaterstaat, 1998). Dit betekent dat het storten van sediment in de nevengeulen waarschijnlijk belangrijker is geweest in de waargenomen en te verwachten herverdelingen van de getijvolumina dan het verdiepen van de drempels.

Er bestaan verschillende hypothesen over de effecten van baggeren op de geulontwikkeling. In lopende LTV-projecten worden deze hypothesen onderzocht (getoetst). Door zandwinning wordt er zand onttrokken aan het systeem. Hypothesen over het effect op de hydro- en morfodynamiek worden eveneens in LTV-projecten onderzocht. Bij een grootschalige verdieping kunnen de volgende principiële effecten optreden op de hydrodynamiek (zie tekstblok 5): Een toename van de getijslag bij relatief geringe waterdiepten, een afname of constant blijven van de getijslag bij relatief grote waterdiepten, een afname van de gemiddelde waterstand, een toename van de voortplantingssnelheid van de getijgolf, een afname van de getijasymmetrie (die mede bepalend is voor het netto sedimenttransport).

Een gezond en dynamisch ecosysteem - Mesoschaal
Naast de morfodynamiek op de macroschaal is de morfodynamiek op de kleinere schaal (mesoschaal) van belang, deze kleinere schaal speelt een belangrijke rol in het kenmerk *Een gezond en dynamisch ecosysteem*.

Met name op de oevers van geulen en aan de randen van de platen komen kwalitatief hoogwaardige ecotopen voor (laagdynamisch ondiepwater, litoraal, slikken en schorren). De morfologische kenmerken van hoogdynamische gebieden zijn: grote bodempatronen (ribbelvorming), nauwelijks tot geen afzetting van fijn sediment, en bodemomwerking door erosie en sedimentatie. De morfologische kenmerken van laagdynamische gebieden zijn: het ontbreken van grote bodempatronen, relatief vlak, afzetting van fijn sediment (o.a. slib) en beperkte bodemomwerking. Door deze kenmerken bieden laag dynamische gebieden betere leefomstandigheid voor soorten. Laagdynamisch ondiepwater, litoraal, slikken en schorren worden als ecologisch waardevolle ecotopen beoordeeld (hoofdstuk 5). In een gezond en dynamisch systeem is er sprake van een dynamische wisselwerking tussen opbouwende processen (sedimentatie) en afbrekende processen (erosie) van ondiep water, platen, slikken en schorren. Hierdoor bestaat er een zekere mate van dynamiek in oppervlakte (areaal) van ecologisch waardevolle ecotopen. In tekstblok 10 wordt ingegaan op systeemkennis met betrekking tot de opbouw en afbraak van slikken, schorren en platen.

Tekstblok 10: OPBOUW EN AFBRAAK VAN SLIKKEN & SCHORREN EN PLATEN

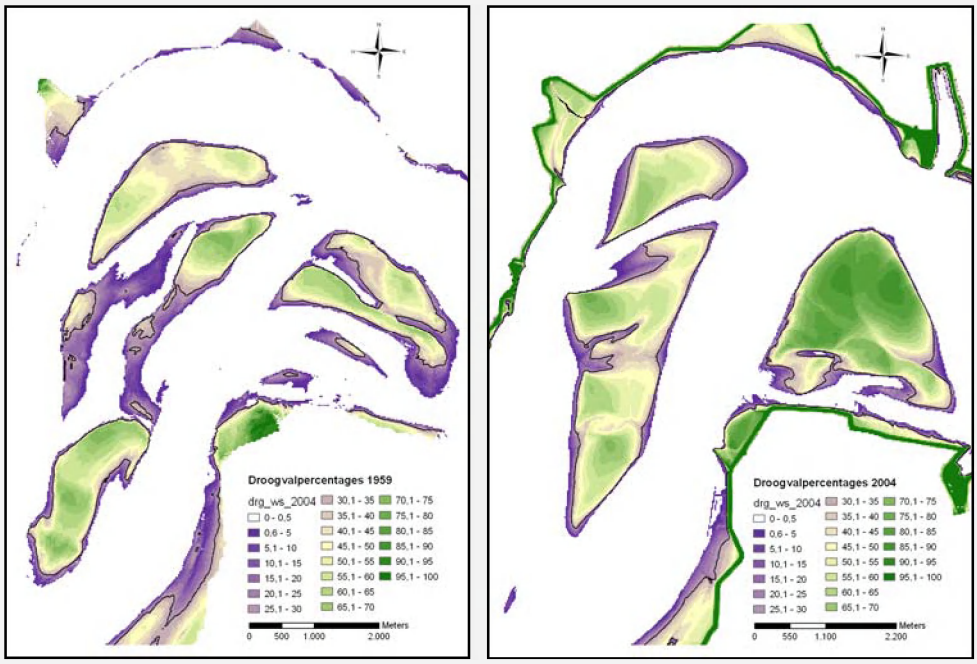
Sedimentatie leidt ertoe dat de ontwikkeling van een slik zich voortzet tot het schor uitgroeit tot net boven de gemiddelde hoogwaterlijn en een evenwichtstoestand bereikt wordt (zie hoofdstuk 5 Diversiteit Habitats). In de Schelde houdt de ophoging van schorren gelijke tred met de gemiddelde verhoging van de waterstand. Hiervoor is het wel nodig dat er voldoende sediment beschikbaar is en de hoogwaterstanden niet te snel stijgen (Temmerman et al., 2007). Indien de sedimentatie achter blijft bij het verhogen van de waterstand is er sprake van verdrinking. Indien de sedimentatie groter is dan verhoging van de waterstand, is er sprake van verlanding. Indien de overgang van ondiepwater naar schor te steil wordt (het slik te smal wordt), verdwijnt de normale gradiënt in energie. De sedimenttoevoer (slib) naar het schor komt hierdoor onder druk (Dijkema et al., 2005) en door een te steile helling start tevens het proces van afkalving (Van de Koppel et al, 2005). Deze afbrekende fase start doorgaans vanaf de overgang tussen slik en schor.

Voor de platen is er eveneens sprake van een afwisseling in opbouwende en afbrekende processen. Kortsluitgeulen spelen mogelijk een rol in de regeneratie van platen (Jeuken, 2000, Swinkels e.a. 2009). De ontwikkeling van kortsluitgeulen hangt samen met de ontwikkeling van de hoofd- en nevengeul. In tekstblok 5 is dit beschreven. .

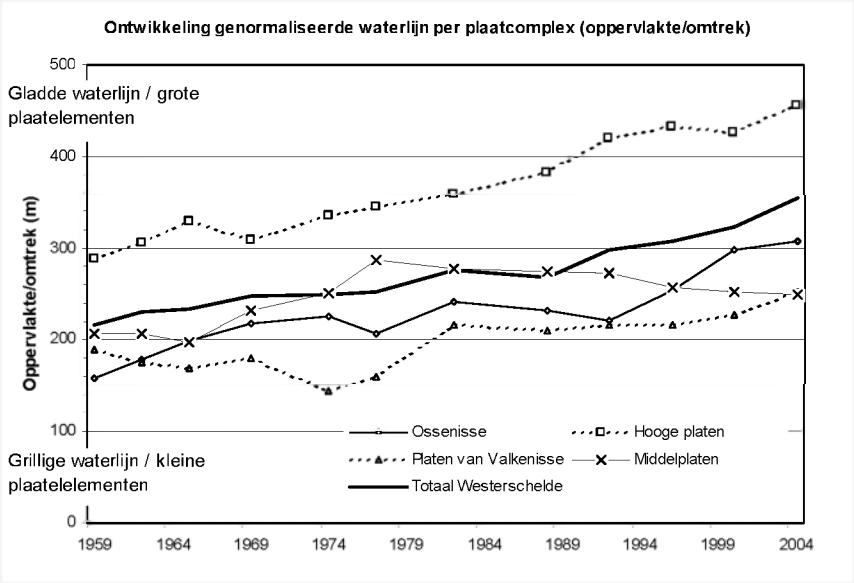
In Cleveringa (2007) wordt de ontwikkeling van de morfologie (op de mesoschaal) in de periode 1954 tot 2004 beschreven. De meest in het oog springende veranderingen zijn: Het hoger en droger worden van plaatcomplexen, de afname van kortsluitgeulen en vloed en ebscharen, de afname van het aantal platen per plaatcomplex, de afname van de grilligheid van de waterlijn, de afname in ondiepwater. Als gevolg vertoont de verhouding oppervlakte/omtrek een toename, dit betekent dat de droogvalcontour relatief korter wordt. Ook in Cleveringa (2007) wordt ingegaan op de samenhang tussen 1) de ontwikkeling van de platen, 2) de aanwezigheid van kortsluitgeulen en vloed- en ebscharen en 3) de grootschalige geulontwikkeling.

In Figuur 1 staat een voorbeeld uit Cleveringa (2007) waaruit het aaneengroeien van plaatdelen en het hoger en droger worden blijkt. In Figuur 2 staat de ontwikkeling van de verhouding tussen oppervlakte / omtrek (genormaliseerde waterlijn) per plaatcomplex en voor de gehele Westerschelde.

Een belangrijk verschil tussen de slikken en schorren (oevers) en platen is dat de grenzen van de oevers vastgelegd zijn, de platen kunnen redelijk vrij migeren. De afgelopen tien jaar heeft er een verlaging van de slikken plaats gevonden, hierdoor zijn op meerdere plaatsen veenbanken aan het oppervlak gekomen .



Figuur 1 (Cleveringa, 2007): De kaarten met droogvalpercentages van het platen complex van Ossenisse in 1959 (links) en in 2004 (rechts).



Figuur 2 (Cleveringa, 2007): De ontwikkeling van de verhouding tussen oppervlakte / omtrek (genormaliseerde waterlijn) per platencomplex en voor de gehele Westerschelde.

Als onderdeel van de evaluatie moet worden aangegeven of het evenwicht tussen afbrekende en opbouwende processen is veranderd. Hiervoor moet naar de volgende factoren gekeken worden:

- (meer)Jaarlijkse verschilkaarten
- Consistentiekaarten (maat voor afwisselling tussen jaren van erosie en sedimentatie),
- Relatieve areaalontwikkelingen (geven aan of er sprake is van een toename in helling (oftewel versteiling))
- Kaarten met droogvalpercentages (zie voorbeeld Figuur 1 uit tekstblok 7)
- Grafieken van de ontwikkeling van de verhouding tussen oppervlakte / omtrek (voor de verschillende schaalniveaus, zie voorbeeld Figuur 2 uit tekstblok 7)

De snelheid van erosie / sedimentatie (een te grote snelheid is ecologisch niet gewenst) is tevens van belang (jaarlijkse bathymetrie opnamen is hiervoor doorgaans niet voldoende, gedetailleerde metingen of opname van bodemvormen geeft een betere indicatie).

Systematische erosie en sedimentatie kunnen door lokale omstandigheden veroorzaakt worden (kleine schaal), bijvoorbeeld door een wijziging van aanstroming van geulen op plaatpunten. Erosie en sedimentatie kan ook worden veroorzaakt door factoren op grotere schaal (macro- en megaschaal): Een systematische grootschalige trend in erosie en sedimentatiepatronen (bijvoorbeeld het hoger en droger worden van platen) kan veroorzaakt worden door de vormende krachten beschreven in tekstblok 5 (i.e. verschuiving in verschijningsvorm van geulen, de mate van evenwicht van geulen en de aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen).

Tot slot wordt opgemerkt dat over de macromorfologie meer bekend is, de mesomorfologie is tot op heden redelijk onderbelicht gebleven. Voor een goede doorvertaling van de ontwikkelingen in de macromorfologie naar ecologische effecten is het waarschijnlijk nodig om de koppeling via de mesomorfologie beter in beeld te brengen. Tijdens de T0 moet bekeken worden of de koppeling voldoende is en zo niet, welke mesomorfologische aspecten verder belicht moeten worden.

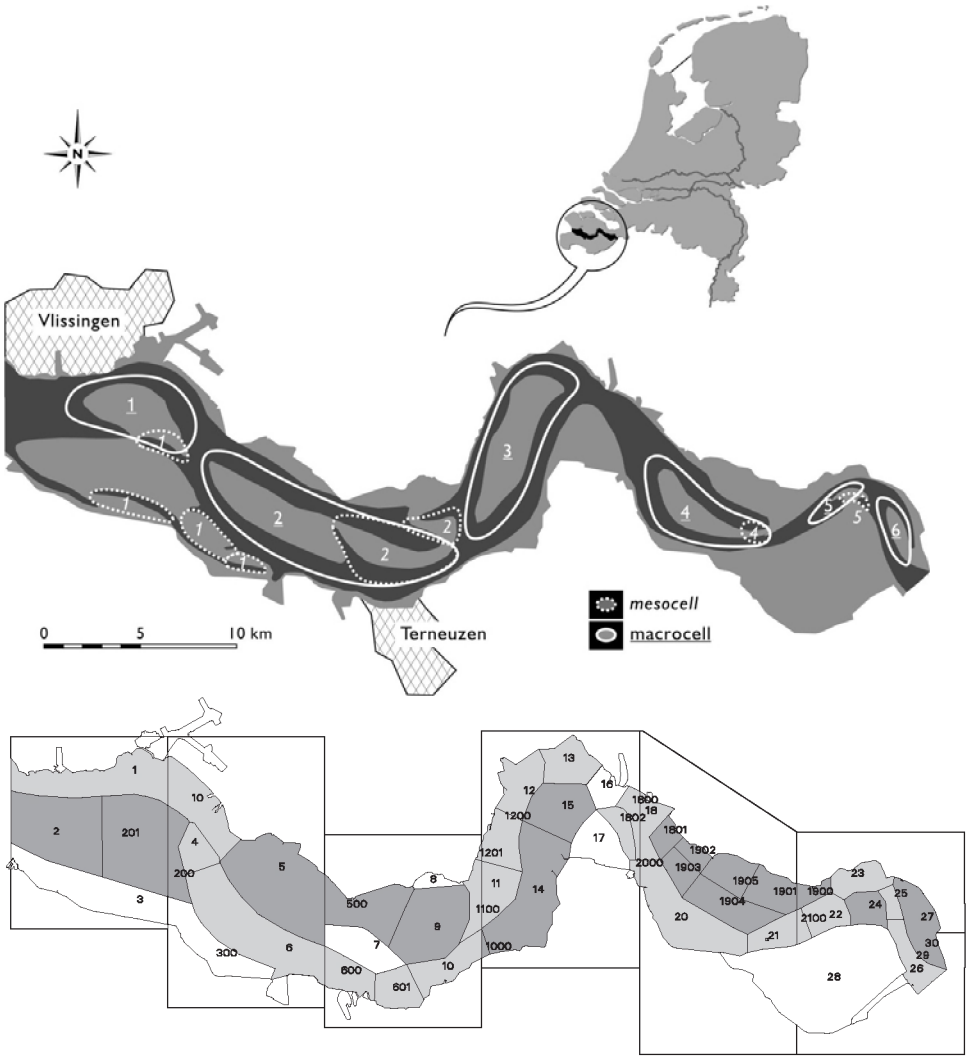
3.2.5 Spatieel en temporeel bereik

Het ruimtelijk bereik voor de algemene karakterisering (verschijningsvorm geulen) van de morfologische diversiteit (*onderdeel A in fiche*) is de Westerschelde en de Zeeschelde (in ieder geval tot Schelle) met als ruimtelijk aggregatieniveau de macroschaal (Figuur 3.11) en de OMES schaal (niveau 4 zie hoofdstuk 2).

Het ruimtelijk bereik voor het bepalen van het evenwicht en de stortcapaciteit van de geulen (*onderdeel B in fiche*) is het meergeulen-systeem van de Westerschelde, waarbij het systeem is opgedeeld in zes zogenaamde macrocellen (zie Winterwerp et al. 2001; Jeuken en Wang 2010, zie Figuur 3.11). Iedere macrocel bestaat uit een gekromde ebgeul, in de meeste macrocellen tevens de hoofdvaargeul, met daarnaast een relatief rechte vloedgeul. De parameters moeten op het niveau van de individuele eb- en vloedgeul worden bepaald en in onderlinge samenhang worden beoordeeld.

Het ruimtelijk bereik voor het evalueren van de aanwezigheid van kortsluitgeulen (*onderdeel C in fiche*), komt overeen met het bereik voor onderdeel B: het meergeulen-systeem van de Westerschelde. De kortsluitgeul zelf is een mesoschaal verschijnsel dat is ingebed in de macrocel van de eb- en vloedgeul (zie de mesocellen in Figuur 3.11).

De factoren op mesoschaal worden bekeken op alle schaalniveaus (1-4) en op lokaal niveau (bv individueel schor) voor zowel de monding, Westerschelde, Beneden-Zeeschelde en Boven-Zeeschelde.



Figuur 3.11 *Indeling van het meergeulen-systeem in de Westerschelde in macrocellen, mesocellen en rekenvakken. De donkergrijze vakken in de onderste afbeelding beslaan de vloedgeulen in de macrocellen. De ebgeulen in de zes macrocellen zijn in een lichtgrijze kleur weergegeven.*

Temporeel bereik
Bij voorkeur jaarlijkse gegevens, die kunnen worden geanalyseerd op een tijdschaal van jaren tot decennia. Voor morfologisch dynamische gebieden (migrerende kortsluitgeulen) kunnen aanvullende waarnemingen waardevol zijn.

3.2.6 Benodigdheden

Primaire meetgegevens:

- Jaarlijkse bathymetrische opnamen van de Westerschelde en Zeeschelde (vaklodingen en eventueel gedetailleerde bathymetrie, aangevuld met luchtfoto's). Het is belangrijk dat de opnamen gebiedsdekkend zijn.
- Waterstanden op de standaard waterstandslocaties.

- maandelijks gebaggerde/gewonnen en gestorte sedimentvolumina (beunkuubs) incl. sedimenttypering (middelfijn zand, fijn zand, slib) i.v.m het corrigeren voor de uitlevering bij het bepalen van de in situ volumina.
- 13-uurs debietmetingen in de standaard debietraaien
- Enkele goede sedimenttransportmetingen (snelheid en sedimentconcentratie), bijvoorbeeld tijdens en in de reguliere debietraaimetingen. Deze zijn nodig voor het bepalen van de transportcapaciteit en daarvan afgeleid de stortcapaciteit. Op basis van een aantal goede metingen kunnen modellen gecalibreerd en gevalideerd worden die vervolgens tevens ingezet kunnen worden bij het bepalen van de transportcapaciteit op andere locaties of onder andere condities.

3.3 Literatuurlijst

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

Dijkema, K. S., et al., 2005, Kwelders en Schorren in de Kaderrichtlijn Water, Ontwikkeling van Potentiële Referenties en van Potentiëlel Goede Ecologische Toestanden, RIKZ/2005.020

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. Tánczos, 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.

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

Rijkswaterstaat (1998), Milieuaspectenstudie Baggerspeciestort 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.

Temmerman, S. et al. (2007). Vegetation causes channel erosion in a tidal landscape Geology vol. 35(7) pp. 631-634

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 & Sons Ltd, Pag. 157-184.

Koppel, J. van de, et al.,2005. Self-Organization and Vegetation Collapse in Salt Marsh Ecosystems. The American Naturalist, Volume 165, No. 1.

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.

Voorsmit, O.V., 2006, Het meergeulenstelsel van de Westerschelde en de relatie met de functies an 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.

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. en A. Crosato, 2007. Developing Macroscale Indicators for Estuarine Morphology. The case of the Scheldt Estuary. *Journal of Coastal Research, vol. 23, 1. p. 195-212.*

3.4 Fiches

3.4.1 FICHE Evaluatiemethodiek Hydrodynamiek Schelde-estuarium

Benodigde (meet)gegevens

Verticaal getij (waterstanden):

- Data fiche: Systeemmonitoring. S-HD-V-001 – Waterstanden – Getij; S-HD-V-002 – Waterstanden – GOG/GGG; (Data fiche nog niet definitief)
- Benodigde gegevens (deze behoren momenteel tot de standaardbewerkingen zoals uitgevoerd door Rijkswaterstaat, Helpdesk Water, voor de Westerschelde):
  - Per station en voor elk jaar alle HW's en LW's én tijdstippen (in MET) van optreden;
  - Per station en voor elk jaar 94 getijcomponenten en gemiddelde (= huidige standaardset voor de Nederlandse stations). Hiervan (voorlopig) alleen de fase en amplitude van de M2-component en het gemiddelde gebruiken.
- Primaire meetgegevens: continue tijdsregistraties van waterstanden met tijdstippen in MET en t.o.v. de vaste referentievlakken NAP (NL) en TAW (VL).
- Voorbewerking/methodiek getijanalyses door Rijkswaterstaat (Waterdienst-Helpdesk Water): "Alle analyses worden uitgevoerd met de al sinds lang ook voor de reguliere getijanalyse en -voorspelling gebruikelijke aanpassingen van de theoretische waarden van de knoopfactorcorrectie voor de amplitude (f)". Deze voorbewerking is eveneens nodig voor de meetstations in Vlaanderen om te komen tot een consistente set componenten langs het gehele estuarium.

Horizontaal getij (snelheden):

- Data fiches: Systeemmonitoring. S-HD-V-003 – Debiet – Bovenafvoer; S-HD-V-004 – Stroomsnelheid – Dwarsraai; S-HD-V-005 – Snelheid – Puntmeting; (Data fiche Nederland nog niet definitief)
- Westerschelde: 13-uursmetingen in vaste debietmeetraaien (elke macrocel 1 maal per 3 jaar), 10-minuten waarden (Bathse spuisluis), dagwaarden (kanaal Gent-Terneuzen)[6].
- Beneden-Zeeschelde: 10-minuten en 15-minuten debieten, 5-daags debiet (afvoer), 10-daags debiet (afvoer), dagdebiet (afvoer) (zie datafiche S-HD-V-003).
- Benodigde gegevens:
  - Eb-, vloed- en getijvolume per dwarsraai;
  - Maximale en gemiddelde eb- en vloedsnelheid per dwarsraai
  - Maximale vloed- en ebsnelheid per puntmeting.
- Primaire meetgegevens: continue tijdsregistraties (10-minuten waarden) van snelheden met tijdstippen in MET en hieruit afgeleide debieten in een dwarsraai.
- Eventueel voorbewerking: Transformatie gegevens naar een gemiddeld getij om historische vergelijking mogelijk te maken.

Golven

- Data fiche: Systeemmonitoring. S-HD-V-006 – Golfwerking.
- Benodigde gegevens:
  - Golfhoogte H_{rms} ('root mean square' waarde); de significante golfhoogte $H_{1/3}$, welke de gemiddelde hoogte van het hoogste 1/3 deel van de golven representeert, is een factor $\sqrt{2}$ groter dan H_{rms} (Van Rijn, 1990[7]).
  - Golfperiode T_{rms};
- Primaire meetgegevens: in Vlaanderen continue tijdsregistraties (akoustisch) van golfhoogten in twee locaties (nabij Galgeschoor); in Nederland onbekend.

---

[6] *Zie: Opmerkingen bij het rapport Moneos: geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium.*

[7] Van Rijn, Leo C., 1990, Principles of fluid flow and surface waves in rivers, estuaries, seas and oceans.University of Utrecht and Delft Hydraulics. Aqua Publications.

Berekening indicatoren / factoren:

Metingen van waterstanden, snelheden en golven in een locatie geven de vorm van het verloop. De indicatoren en factoren die hieraan kunnen worden ontleend, staan beschreven in de tabellen hieronder (Tabel 1 en Tabel 2).

Waterstanden:

De indicatoren die betrekking hebben op het verticale getij (waterstanden) worden bepaald als gemiddelde voor een geheel jaar. De jaargemiddelde waarden van de hoog- en laagwaters en de getijslag zullen dan nog wel een variatie over een periode van 18,6 jaar kunnen vertonen. De tijdstippen van hoog- en laagwater kunnen worden bepaald door lineaire interpolatie tussen de tijdstippen van de omliggende waterstandstations.

Afleiding indicatoren en factoren verticaal getij (waterstanden)		
Voor elk station de waarde bepalen:		
Indicator/factor	**Notatie**	**Relatie**
Jaargemiddeld hoog- en laagwater; voor gemiddeld tij, springtij en doodtij	HW_{gem}, LW_{gem} HW_{spring}, LW_{spring} HW_{dood}, LW_{dood}	
Jaargemiddelde getijslag; voor gemiddeld tij, springtij en doodtij	$TR_{gem}, TR_{spring}, TR_{dood}$	$TR = HW - LW$
Extreem hoogwater (\laagwater), met 10%, 5% en 1% overschrijding (\onderschrijding)	HW_{10}, HW_5, HW_1 LW_{10}, LW_5, LW_1	
Hoogste en laagste hoogwater; hoogste en laagste laagwater	HHW; LHW HLW, LLW	
Jaargemiddelde waterstand	GW	
Jaargemiddelde duur opgaand en afgaand tij	Δt_{op}, Δt_{af}	
Amplitude M_2, M_4 en M_6 component	M_2, M_4, M_6	
Fase M_2, M_4 en M_6 component	φ_2, φ_4, φ_6	
Verhouding M_4- en M_6-amplitude t.o.v. de M_2-amplitude	$\alpha_{M4,M2}$, $\alpha_{M6,M2}$,	$\alpha_{M_4,M_2} = \frac{M_4}{M_2}$, $\alpha_{M_6,M_2} = \frac{M_6}{M_2}$
Verschil M_4- en M_6-fase t.o.v. de M_2-fase	$\beta_{M4,M2}$, $\beta_{M6,M2}$,	$\beta_{M_4,M_2} = 2\varphi_2 - \varphi_4$, $\beta_{M_6,M_2} = 3\varphi_2 - \varphi_6$
Voor elk meetstation de waarde bepalen t.o.v. het voorgaande station én t.o.v. Vlissingen:		
Indicator/factor	**Notatie**	**Relatie**

Amplificatie getijslag; voor gemiddeld tij, springtij en doodtij	Amp_{gem}, Amp_{spring}, Amp_{dood},	$Amp = \frac{TR_{station2}}{TR_{station1}}$ *station 2 ligt stroomopwaarts van station 1*
Amplificatie M_2-amplitude	Amp_{M2}	$Amp_{M_2} = \frac{M_{2,station2}}{M_{2,station1}}$
Getijvoortplantingssnelheid op basis van M_2-faseverschil tussen twee stations	c_{M2}	$c = \frac{360}{44700} \cdot \frac{L}{\Delta\varphi}$ *L = afstand tussen stations* $\Delta\varphi$ *= faseverschil tussen stations*
Jaargemiddelde looptijd van hoog- en laagwater t.o.v. Vlissingen	$t_{loop,\ HW}$, $t_{loop,\ LW}$	
Jaargemiddelde getijvoortplantings-snelheid tussen twee opeenvolgende stations	c_{HW}, c_{LW}	$c = \frac{L}{t_{loop}}$ *L = afstand tussen stations* t_{loop} *= looptijd tussen stations*

Tabel 1 fleiding indicatoren en factoren voor het verticale getij (waterstanden)

Snelheden

De indicatoren die betrekking hebben op het horizontale getij (snelheden) zullen ontleend worden aan meetreeksen van beperkte duur. Voor de bepaling van de M_2-, M_4- en M_6-componenten is een minimale meetperiode van 1 maand vereist. De eb- en vloedvolumes zullen worden bepaald op basis van snelheidsmetingen in raaien. Deze metingen beslaan in het algemeen perioden van 13 uur.

Afleiding indicatoren en factoren horizontaal getij (snelheden)		
Indicator/factor	**Notatie**	**Relatie**
Tijdsduur tussen maximale vloedstroming (\ebstroming) en hoogwater (\laagwater)	$\Delta t_{MVS\text{-}HW}$, $\Delta t_{MES\text{-}LW}$,	
Tijdsduur tussen hoogwater (\laagwater) en hoogwaterkentering (\laagwaterkentering)	$\Delta t_{HW\text{-}HWK}$, $\Delta t_{LW\text{-}LWK}$,	
Maximale eb- en vloedstroomsnelheid	$v_{max,eb}$, $v_{max,vloed}$, γ	$\gamma = \frac{V_{\max,vloed}}{V_{\max,eb}}$ $\gamma > 1$: vloeddominant $\gamma < 1$: ebdominant
Gemiddelde eb- en vloedstroomsnelheid	$v_{gem,eb}$, $v_{gem,vloed}$,	
Eb- en vloedvolume	*EV, VV*	Getijvolume = *GV* = *EV+VV*

Verschil M_2-fase van het verticale en horizontale getij	$\Delta\psi$	$\Delta\psi = \varphi_h - \varphi_v$ φ_h = *M_2-fase waterstand* φ_v = *M_2-fase stroomsnelheid*

Tabel 2 fleiding indicatoren en factoren voor het horizontale getij (snelheden)

Golfbelasting
De indicatoren voor de golfwerking (puntmetingen) worden ontleend aan meetreeksen in een beperkt aantal locaties (in Vlaanderen 2; in Nederland vooralsnog onbekend). Omdat golfwerking vooral van belang is tijdens het stormseizoen (november t/m februari) is het voldoende de metingen voor deze beperkte periode te analyseren. Omdat golven ruimtelijk sterk kunnen variëren kan een trendanalyse alleen worden uitgevoerd indien de meetlocatie onveranderd blijft. Omdat (waarschijnlijk) geen historische meetdata beschikbaar zijn, dient eerst een dataset te worden opgebouwd, waarbij de seizoensgemiddelde waarden voor de indicatoren voor een groot aantal jaren zijn afgeleid.

Afleiding indicatoren en factoren golven		
Indicator/factor	**Notatie**	**Relatie**
Golfhoogte	H_{rms}	
Golfperiode	T_{rms}	

Tabel 3 fleiding indicatoren en factoren voor golven

Analyse

Presentatie indicatoren waterstanden
De indicatoren voor het verticale getij worden bepaald en gepresenteerd voor: (i) een bepaald jaar of andere tijdsperiode als functie van de longitudinale coördinaat, (ii) alle meetstations als functie van de tijd en (iii) twee opeenvolgende meetstations als functie van de tijd. In het eerste geval wordt voor het gehele estuarium een beeld verkregen van de indicator als gemiddelde voor het betreffende jaar of gekozen tijdsperiode (bijv. 18,6 jaar); in het tweede en derde geval wordt voor een locatie resp. een traject de ontwikkeling in de tijd getoond, zie onderstaande tabel.

Presentatie indicatoren en factoren verticaal getij (waterstanden)	
Presentatie voor:	Indicator/factor
gemiddelde voor specifiek jaar of tijdsperiode als functie van de longitudinale coördinaat	• Hoog- en laagwater voor gemiddeld tij, doodtij en springtij • Getijslag voor gemiddeld tij, doodtij en springtij • Jaargemiddelde waterstand • Looptijd hoog- en laagwater t.o.v. Vlissingen • Tijdsduur opgaand en afgaand tij • M_2-, M_4- en M_6-amplituden en fasen • Amplitudeverhouding M_4/M_2 en M_6/M_2 en faseverschil $2\varphi_2-\varphi_4$ en $3\varphi_2/\varphi_6$

jaargemiddelde voor alle meetstations als functie van de tijd	• Hoog- en laagwater voor gemiddeld tij, doodtij en springtij • Getijslag voor gemiddeld tij, doodtij en springtij • Gemiddelde waterstand • Looptijd hoog- en laagwater t.o.v. Vlissingen • Tijdsduur opgaand en afgaand tij • M_2-, M_4- en M_6-amplituden en fasen • Amplitudeverhouding M_4/M_2 en M_6/M_2 en faseverschil $2\varphi_2-\varphi_4$ en $3\varphi_2/\varphi_6$
jaargemiddelde voor twee opeenvolgende meetstations als functie van de tijd	• Amplificatie getijslag voor gemiddeld tij, doodtij en springtij • Getijvoortplantingssnelheid • Amplitudeverhouding en faseverschil voor M_2-, M_4- en M_6 • Verhouding en verschil voor M_4/M_2 en M_6/M_2 en $2\varphi_2-\varphi_4$ en $3\varphi_2-\varphi_6$

Tabel 4 resentatie indicatorenen factoren verticaal getij

Presentatie indicatoren snelheden
De indicatoren voor snelheden (puntmetingen en profielgemiddelde snelheden in meetraaien) worden in het algemeen ontleend aan een beperkt aantal meetreeksen (relatief grote herhalingstijd van de metingen, een relatief korte meetduur, geen simultane metingen op meerdere locaties). Een presentatie waarbij de indicator als functie van de longitudinale coördinaat wordt gegeven is dan vaak niet opportuun. Evenmin kunnen jaargemiddelde waarden worden afgeleid. Voor een analyse in relatie tot een historische meetreeks dienen indicatoren te worden herleid om te komen tot een waarde voor gemiddelde getijomstandigheden (de Jong, 1989[8]). Omdat snelheden ruimtelijk (horizontaal en verticaal) sterk kunnen variëren kan een trendanalyse alleen worden uitgevoerd indien de meetlocatie onveranderd blijft. De presentatievormen worden gegeven in Tabel.

Presentatie indicatoren en factoren horizontaal getij (snelheden)	
Presentatie voor:	Indicator
actuele en herleide waarden voor alle metingen als functie van de tijd	• Tijdsduur tussen maximale vloedstroming en hoogwater. Idem voor maximale ebstroming en laagwater. • Tijdsduur tussen hoogwater en hoogwaterkentering. Idem voor laagwater en laagwaterkentering. • Maximale eb- en vloedsnelheid (puntmeting of profielgemiddeld) en verhouding. • Faseverschil M_2 tussen verticale en horizontale getij.

Tabel 5 Presentatie indicatoren en factoren horizontaal getij.

Presentatie indicatoren golven
De indicatoren voor de golfbelasting (golfhoogte en golfperiode) worden per meetlocatie getoond als functie van de seizoensgemiddelde waarde van elk jaar.

Presentatie indicatoren en factoren golven

[8] *De Jong, H., 1989, Debietgegevens van de Westerschelde vanaf 1932, Nota GWAO-89.1004, Dienst Getijdewateren, Rijkswaterstaat.*

Presentatie voor:	Indicator
seizoensgemiddelde voor alle meetstations als functie van de tijd	• Golfhoogte • Golfperiode

Tabel 6 Presentatie indicatoren en factoren horizontaal getij.

Beoordeling

De volgende ontwikkelingen kunnen als ongunstig voor het handhaven van de indicatoren worden beoordeeld:

- Toename van de hoogwaterstanden groter dan de zeespiegelstijging (vergelijking met een referentiestation buiten het estuarium);
- Afname van de laagwaterstanden beneden het niveau, zoals vastgesteld bij de derde verruiming voor de getijongebonden scheepvaart (d.i. met een diepgang van 13.10 m[9]) en geen toename van de voortplantingssnelheid van het laagwater voor de getijgebonden scheepvaart (aspect toegankelijkheid);
- Een (initiële) toename van de stroomsnelheden, groter dan de toename welke het gevolg is van een grotere getijslag in de mond van het estuarium, om verdere verruiming van de eb- en vloedgeulen, een opbouw van de intergetijdengebieden en het bemoeilijken van de scheepvaart te voorkomen;
- Toename van de golfhoogte.

Bij de beoordeling op basis van metingen is het van belang om na te gaan welke condities in de periode zijn opgetreden. Aanvullend dienen de indicatoren middels hydrodynamische modellen berekend te worden voor maatgevende condities (zowel ruwe als milde maatgevende condities).

Overige werkzaamheden/Toekomst:

Flankerend gebruik numeriek model

Het gecalibreerde en geverifieerde hydrodynamische NEVLA-model[10] (Maximova et al, 2009) kan worden gebruikt voor de bepaling van het areaal intergetijdengebied met een relatieve droogvalduur (ten opzichte van de getijperiode) groter dan een percentage *p*. Dit kan worden uitgevoerd voor een aantal waarden van *p* (bijv. *p* = 0, 25, 75 en 100%). Nagegaan moet worden in hoeverre functionaliteit ten behoeve van de bepaling van de droogvalduur momenteel (operationeel) aanwezig is. De droogvalduur kan met terugwerkende kracht op basis van historische bodems worden bepaald om eventuele trends hierin vast te stellen.

Het NEVLA-model is tevens te gebruiken voor de bepaling van de *horizontale waterbeweging*, waarbij informatie kan worden verkregen over de debieten door de eb- en vloedgeulen van de macrocellen en de snelheden op de ondiepwater- en intergetijdengebieden. Dit is aanvullend op de debieten, welke direct volgen uit de metingen.

De berekeningen van de droogvalduur en de debieten met het numerieke model kunnen voor iedere nieuwe beschikbare bodem worden uitgevoerd. Afgesproken moet worden of deze berekeningen met een standaard getij als randvoorwaarde moeten worden gedaan, of

[9] *Verruiming vaargeul. Hoofdrapport. Milieueffectrapport. Verruiming vaargeul Beneden-Zeeschelde en Westerschelde. Oktober 2007.*

[10] *Maximova, T., S. Ides, J. Vanlede, T. De Mulder, F. Mostaert, 2009, LTV-O&M thema Veiligheid. Deelproject 1. Verbetering hydrodynamisch NEVLA model ten behoeve van scenario-analyse. Report WL2009R756_05_rev2_0. Waterbouwkundig Laboratorium (Flanders Hydraulics Research) / Deltares.*

met een gemiddeld opgetreden getij voor de gekozen periode (bijv. een jaar)[11]. In het eerste geval worden de principe-effecten van een gewijzigde bodem op de waterstanden en de debieten in beeld gebracht bij een ongewijzigde forcering. In het tweede geval wordt gestreefd naar de reproductie van de werkelijke optredende waterstanden en debieten als totaal resultaat van bodemveranderingen en veranderingen van de randvoorwaarden.

Periodieke verificatie van het model aan de hand van waargenomen waterstanden en debieten is hierbij noodzakelijk; onzekerheden in de reproductie van de waterstanden, bijvoorbeeld, vertalen zich immers in onzekerheden met betrekking tot de droogvalduur. Aanbevolen wordt om, aanvullend op de debietmetingen, ook snelheidsmetingen te gebruiken om de modelreproductie van snelheden op en nabij de intergetijdengebieden te verifiëren en zonodig te verbeteren. Bij gebleken geschiktheid kan het model toeleverend zijn met betrekking tot maximale snelheden voor te onderscheiden fysiotopen (hoog- en laagdynamisch).

Statistische analyse
Voor het verkrijgen van indicatoren voor de waterstanden kunnen deze niet alleen van de uitkomsten van modellen zoals NEVLA worden afgeleid, maar ook van meetdata indien die in voldoende mate aanwezig zijn. Voor de Westerschelde lijkt dat zeker het geval gegeven de lange reeksen van waargenomen waterstanden die hier beschikbaar zijn (Westerschelde vanaf het eind van de 19^{e} eeuw, en de Beneden-Zeeschelde vanaf 1901). Deze data lenen zich goed voor het analyseren en/of uitvoeren van schattingsprocedures van hydrodynamische indicatoren zoals hoog- en laagwaters, looptijden, etc.

Evaluatie eerdere verdiepingen
Voorgesteld wordt de conclusies over de effecten van de eerste en tweede verdieping nader te evalueren op basis van de aanvullende gegevens sinds de verdiepingen en de nieuwste inzichten.

[11] *Op basis van protocol bepalen ecotopen*

3.4.2 FICHE Evaluatiemethodiek Morfodynamiek Schelde-Estuarium

In dit Fiche wordt uitgelegd hoe de indicatoren en factoren kunnen worden bepaald waarmee de morfodynamiek van het Schelde estuarium kan worden geëvalueerd. Om hierbij onderscheid te kunnen maken tussen het ééngeul-systeem Zeeschelde en het meergeulen-systeem Westerschelde, is de methodiek in dit Fiche opgesplitst in 3 onderdelen.
Onderdeel A behandelt de indicatoren voor de algemene karakterisering van de morfodynamiek van het gehele Schelde estuarium. In onderdelen B en C worden de indicatoren behandeld voor de specifieke morfologische kenmerken voor het meergeulen-systeem (Westerschelde). Hierbij ligt in onderdeel B de focus op het evenwicht en de stortcapaciteit van de geulen in het meergeulen-systeem en ligt in onderdeel C de focus op de aanwezigheid van kortsluitgeulen.

Benodigde (meet)gegevens

- Data fiche nog niet definitief:
- Benodigde gegevens:
    - Jaarlijkse hoog- en laagwaterstanden
    - Kombergingsgrafieken: het watervolume en wateroppervlak als functie van de diepte per eb- en vloedgeul per macroschaaleenheid en per (beschikbaar) jaar. Voor de Westerschelde kan de basis vakindeling worden gebruikt waarbij de kombergingsgrafieken van verschillende vakken worden geaggregeerd tot de macroschaaleenheden.
    - De jaarlijks gebaggerde sediment volumina per geul (beun en in situ m3).
    - De jaarlijks gestorte sediment volumina per geul (beun en in situ m3).
    - De jaarlijks gewonnen zandvolumina per geul (beun en in situ m3).
    - De bruto sediment transportcapaciteit in de geulen van een macrocel.
    - Eb en vloedvolumina door iedere geul in een macrocel
- Primaire meetgegevens:
    - Jaarlijkse bathymetrische opnamen van de Westerschelde en Zeeschelde (vaklodingen en eventueel gedetailleerde bathymetrie, aangevuld met luchtfoto's)
    - Waterstanden op de standaard waterstandslocaties.
    - maandelijks gebaggerde/gewonnen en gestorte sedimentvolumina (beunkuubs) incl. sedimenttypering (middelfijn zand, fijn zand, slib) i.v.m het corrigeren voor de uitlevering bij het bepalen van de in situ volumina.
    - 13-uurs debietmetingen in de standaard debietraaien
    - Enkele goede sedimenttransportmetingen (snelheid en sedimentconcentratie), bijvoorbeeld tijdens en in de reguliere debietraaimetingen.

  Daarnaast verdient het aanbeveling om de sedimentsamenstelling van het meergeulen-systeem (korrelgrootteverdeling, lithografie, slibgehalten etc.) met enige regelmaat in kaart brengen (bijv. eens per vijf of tien jaar). Deze informatie is relevant voor het bepalen van de sedimenttransportcapaciteit en in situ volumeveranderingen.
- Voorbewerking:

- De vaklodingen worden gereduceerd naar NAP en TAW en geïnterpoleerd op een regelmatig rooster. De geïnterpoleerde bodemroosters in combinatie met een vakkenschematisatie vormen de basis voor het bepalen van kombergingsgrafieken.
- Jaargemiddelde hoogwater (HW) en laagwaterstanden (LW) per macroschaal.
- De (maandelijks) gerapporteerde volumina voor baggeren, storten en zandwinning, veelal als m3 gemeten in het beun van het schip ('beunkuubs') moeten worden vertaald naar in situ sediment volumina (door te corrigeren voor uitlevering). Het moment waarop dit het beste kan gebeuren is afhankelijk van de beschikbaarheid van informatie over de sedimentsamenstelling ((fijn) zand, slib) van het gebaggerde of gestorte sediment. Vervolgens moet per (reken)vak, naar rato van oppervlakte, het in situ ingreepvolume worden bepaald.
- 13-uurs debietmeting: transformatie naar een standaardgetij
- Sedimenttransportmeting: bepalen van concentraties (m.b.v ijkgrafieken) en snelheden als functie van tijd.

Onderdeel A: Algemene karakterisering morfodynamiek

Berekening indicatoren / factoren

- *Uit de lodingen van de bathymetrie kunnen (deels in combinatie met de waterstanden) de volgende algemene indicatoren/factoren afgeleid worden (voor alle 4 schaalniveaus en, indien van toepassing, op lokaal niveau):*

  Erosie/sedimentatie kaarten (verschilkaarten en consistentiekaarten):
  Uitgangspunt voor een morfologische evaluatie zijn de erosie/sedimentatie kaarten. Deze kunnen worden afgeleid uit de onderlinge verschillen tussen de jaarlijkse bathymetrie gegevens. Deze kaarten kunnen al snel een eerste beeld schetsen van de (netto) morfologische veranderingen die in een bepaalde periode zijn opgetreden. Consistentiekaarten geven een maat voor de afwisseling tussen erosie en sedimentatie (en daarmee voor systematische veranderingen).

  Zandbalans / zandhuishouding:
  De volgende stap is het monitoren van de zandhuishouding, door middel van het opstellen van een zandbalans. Het opstellen van een zandbalans is een belangrijk hulpmiddel voor het verkrijgen van inzicht in de morfologische ontwikkelingen en het zandtransport onder invloed van ingrepen op verschillende ruimte- en tijdschalen. Voor de methodiek bij het opstellen van een zandbalans wordt verwezen naar *Jeuken, Ruessink en Wang* (2002) *Haecon* (2006) en voor de monding Cleveringa (2007). De zandbalans is een indicatie voor de zandbeschikbaarheid op verschillende schaalniveau's.

  Relatieve areaalontwikkelingen
  De arealen supralitoraal, intergetijdengebied, ondiepwater en diepwater worden bepaald op basis van vaklodingen en waterstanden. De grenzen worden zoveel mogelijk in overeenstemming met de ecotopenindeling (hoofdstuk 5) gekozen. De waterstanden verschillen voor de opvolgende trajecten en eveneens in de tijd. Het wordt aanbevolen om deze variatie in tijd en ruimte zo veel mogelijk mee te nemen. Indien dit niet haalbaar is kan teruggevallen worden op een vast referentieniveau (voor de Westerschelde zijn in het verleden de gemiddelde waterdiepte en het hoog- en laagwater benaderd door de vaste referentiniveaus NAP, NAP+ 2m en NAP-2m).

  Kaarten met droogvalpercentages
  Op basis van vaklodingen en waterstanden kunnen eveneens kaarten met droogvalpercentages afgeleid worden. In Figuur 1 tekstblok 10 uit paragraaf 3.3.1 staat een voorbeeld weergegeven. Voor de exacte afleiding wordt verwezen naar Cleveringa, 2007.

  De verhouding tussen oppervlakte / omtrek platen (Westerschelde) en omtrek oevers (Westerschelde, Beneden- en Boven-Zeeschelde)..
  Deze kunnen eveneens bepaald worden op basis van vaklodingen en waterstanden. Zie bijvoorbeeld figuur 2 tekstblok 10 (paragraaf 3.3.1).
  Overzicht van uitgevoerde ingrepen
  Voor het gehele gebied dient het volgende in grafiekvorm weergegeven te worden (voor alle schaalniveau's):
  - Baggerhoeveelheden
  - Storthoeveelheden
  - Zandwinhoeveelheden

- *Morfologische factoren voor de hydrodynamiek:*

Vanwege de continue wisselwerking tussen bodemveranderingen (morfodynamiek) en de waterbeweging (hydrodynamiek), kunnen morfologische veranderingen ook een indicator zijn voor veranderingen in de waterbeweging (zoals getij-indringing, stroomsnelheden, etc.). Zie Fig. 1 voor morfologische factoren die de hydrodynamiek beïnvloeden (zie Fiche Hydrodynamiek).
Bij het bepalen van deze factoren zijn in het verleden de gemiddelde waterdiepte en het hoog- en laagwater benaderd door vaste referentieniveaus (NAP, NAP+2m en NAP-2m voor de Westerschelde). In werkelijkheid verschillen de gemiddelde, hoog- en laagwaterstanden voor de opvolgende trajecten, terwijl zij eveneens in de tijd veranderen. Vooralsnog wordt voorgesteld de varierende referentieniveaus te hanteren, er kan eventueel teruggevallen worden op de vaste referentieniveau's.

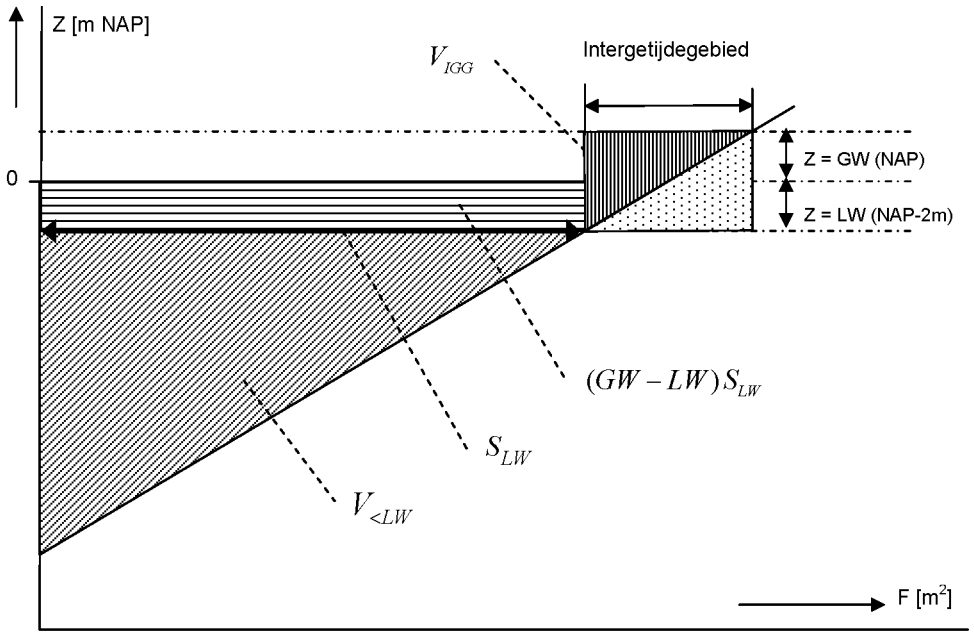


Fig. 1 Hypsometrtische curve en morfologische factoren voor de hydrodynamiek

De morfologische factoren voor de hydrodynamiek zijn als volgt gedefinieerd:

- Het geulvolume (V_{geul}) is gedefinieerd als het volume beneden NAP, in het gebied met bodemdiepte beneden NAP-2m:

$$V_{geul} = V_{<LW} + (GW - LW) \cdot S_{LW}$$

waarin V_{LW} het watervolume is en S_{LW} het wateroppervlak, t.o.v. gemiddeld laagwater.

- De geuldiepte (h_{geul}) is vervolgens gedefinieerd als:

$$h_{geul} = \frac{V_{geul}}{S_{LW}}$$

Opmerking: in Move (Peters et al., 2003) en bij de bepaling van de aanwezigheid van kortsluitgeulen (onderdeel C), is de geuldiepte gedefinieerd als de diepte t.o.v. NAP-2m.

- Het kombergend volume (V_{kom}) is gedefinieerd als het volume tussen NAP-2m en NAP+2m in het gebied met bodemdiepte beneden NAP-2m:
$$V_{kom} = \left(HW - LW\right) \cdot S_{LW}$$

- Het watervolume boven het intergetijdengebied (V_{IGG}) is gedefinieerd als:
$$V_{IGG} = V_{<HW} - \left(V_{<LW} + V_{kom}\right)$$

- *factoren en indicatoren voor de verschijningsvorm van geulen en intergetijdengebied*
Op basis van een representative lengte *L* per macroschaal eenheid (15 in totaal) en kombergingsgrafieken kunnen in eerste instantie de volgende factoren worden afgeleid:
  - De gemiddelde diepte van de macorcel, h_{macro}:
$$h_{macro} = \frac{V}{S}$$
waarin *V* het watervolume is en *S* het wateroppervlak, t.o.v. een bepaald referentieniveau.
  - Het gemiddelde doorstroomoppervlak van de macrocel, *A:*
$$A = \frac{V}{L}$$
  - De gemiddelde breedte van de macrocel, *B*:
$$B = \frac{S}{L}$$

Vervolgens kunnen de factoren worden afgeleid waarmee de globale verschijningsvormen van het systeem van geulen en intergetijdengebieden kan worden weergegeven (zie Toffolon en Crosato):

  - De verhouding tussen het wateroppervlak op hoogwater en laagwater, r_s, als karakterisering van het (relatief) areaal intergetijdengebied op macroschaal:
$$r_s = \frac{S_{hw}}{S_{lw}}$$

  - De breedte/diepte verhouding van een bochtgroep β (macroschaal) ten opzichte van gemiddeld zeeniveau:
$$\beta = \frac{B}{h_{macro}}$$

  - De ratio van de diepte h_{macro} bij hoogwater en laagwater, r_D:
$$r_D = \frac{h_{macro,hw}}{h_{macro,lw}}$$

Analyse

De berekende factoren dienen in volgende grafiekvorm uitgezet te worden. Hiermee wordt een mogelijke verschuiving van verschijningsvorm (bijvoorbeeld van meergeulen richting eengeulsysteem) in beeld gebracht.

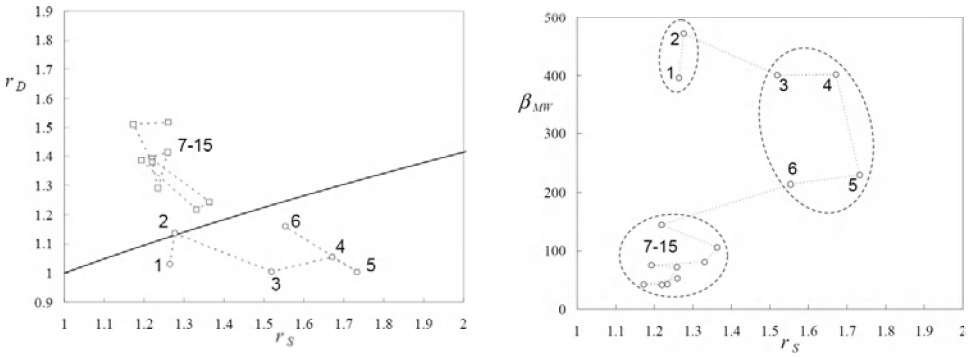


Fig. 2: Karakterisering van de morfologie van het systeem van geulen en platen in de Westerschelde en de Beneden Zeeschelde in 1996. 1, 2 = meergeulesysteem nabij Vlissingen en Terneuzen, 3-6 =tweegeulensystemen van Hansweert t/m Bath (grens).7-15 = een-geulsysteem van de Zeeschelde (ontleend aan Toffolon en Crosato, 2007).

Overige werkzaamheden / Toekomst

Toffolon en Crosato (2007) hebben hun analyses gebaseerd op veldgegevens van alleen 1996. Deze analyses dienen op korte termijn te worden uitgebreid met vergelijkbare analyses van de overige jaren waarvoor gegevens beschikbaar zijn.

De analyses kunnen volledig op veldwaarnemingen worden gebaseerd door uniforme HW en LW-referentievlakken af te leiden (interpoleren) uit de waterstandsmetingen op de standaard stations. Eventueel kan worden gewerkt met niet uniforme referentievlakken door gebruik te maken van gevalideerde numerieke waterbewegingsmodellen.

Onderdeel B: Evenwicht en stortcapaciteit van de geulen in de macrocellen

Berekeningen indicatoren / factoren

Bij het bepalen van deze factoren zijn in het verleden de gemiddelde waterdiepte en het hoog- en laagwater benaderd door vaste referentieniveaus (NAP, NAP+2m en NAP-2m). In werkelijkheid verschillen de gemiddelde, hoog- en laagwaterstanden voor de opvolgende trajecten, terwijl zij eveneens in de tijd veranderen. In onderstaande afleiding (onderdeel B en C) staat de tot op heden toegepaste methode ten opzichte van vaste referenties (de varierende waterstanden waren niet beschikbaar). Vooralsnog wordt voorgesteld om in de evaluatie wel de varierende referentieniveaus te hanteren. Indien dit niet haalbaar is kan teruggevallen worden op de vaste referentieniveau's.
Voor een evaluatie van het dynamisch evenwicht en de stortcapaciteit van de geulen zijn per geul de volgende factoren nodig:

- De *totale jaarlijkse erosie/sedimentatie* beneden het referentieniveau van NAP-2m, $\Delta \boldsymbol{V_{tot}}$. Deze waarde wordt bepaald als:

$$\Delta V_{tot} = \frac{\left(V_{water,t_1} - V_{water,t_2}\right)}{\Delta t}$$

  Hierin is $V_{water,\ t_1}$ het watervolume beneden NAP-2m op tijdstip t_1 (verste terug in de tijd), $V_{water,\ t_2}$ het watervolume op tijdstip t_2 en Δt het tijdsinterval tussen de twee opnamen (in jaren). Een negatieve waarde van ΔV_{tot} betekent erosie, een postive waarde duidt op sedimentatie.

- De netto *jaarlijkse in situ zandvolumeverandering veroorzaakt door baggeren, storten en zandwinnen*, $\Delta \boldsymbol{V_i}$. Nadat de beunkuubs zijn gecorrigeerd voor uitlevering (Bray et al., 1997), worden de jaarlijkse waarden voor baggeren/zandwinning (negatief, onttrekking) en storten (positief, toevoeging van sediment) per geul bij elkaar op geteld, resulterend in ΔV_i.
- De *netto jaarlijkse erosie/sedimentatie*, $\Delta \boldsymbol{V_{net}}$ wordt bepaald als het verschil tussen ΔV_{tot} en , ΔV_i.:

$$\Delta V_{net} = \Delta V_{tot} - \Delta V_i$$

  Deze volumeverandering geeft een schatting van het door de waterbeweging verplaatste sedimentvolume, ook wel aanduid als de 'natuurlijke' volumeverandering.
- De *gemiddelde diepte* ***h*** van een geul bepaald beneden het niveau van NAP-2m en uitgedrukt in een diepte t.o.v. NAP:

$$h = \frac{V_w}{S_w} + 2$$

  hierin V_w is het watervolume onder NAP-2m en S_w het wateroppervlak op NAP-2m.
- De *bruto sedimenttransportcapaciteit* ***S*** is als volgt gedefinieerd:

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

Hierin is T de morfologisch representative getijperiode. S_1 en S_2 zijn de sedimenttransporten door de ebgeul en de vloedgeul van de macrocel gedurende de periode T.

- De *eb-, vloed en getijvolumina* door de geulen van een macrocel, respectievelijk EV, VV en GV . Voor definities zie fiches Hydrodynamiek. Het dominante getijvolume DV is het grootste volume (EV of FV) door het bijbehorende doorstroomoppervlak A_c. Tijdreeksen van de ratio DV/A_c geven inzicht in hoeverre geulen in evenwicht zijn: een constante waarde DV/A_c duidt op een evenwicht.
- De *stortcapaciteit* SC in een geul is afhankelijk van de bruto sedimenttransport capaciteit en de ontwikkeling van het geulsysteem op macroschaal en varieert daarmee in de tijd. Jeuken en Wang (2010) geven de volgende richtlijnen voor het bepalen van de stortcapaciteit in een geul van een macrocel:

  Voor het storten in een geul waarin niet wordt gebaggerd geldt:
  - In geval dat geul in evenwicht is (Wang en Winterwerp 2001):

    $SC = \alpha S$

    Met S het morfologisch representatieve bruto sedimenttransport door de cel. α = 0,05 in geval er in de andere geul wordt gebaggerd of deze van nature verdiept. α = 0,1 wanneer de andere geul ook in evenwicht is of verondiept.
  - In geval van een natuurlijke ontwikkelingstendens geldt als stortcriterium

    $SC = \alpha S - \Delta V_{tot}$

    De stortcapiciteit in een eroderende geul is groter dan in een geul die in evenwicht is of verondiept.
  - Wanneer de ontwikkeling wordt bepaald door storten geldt:

    $SC < 0{,}05\ S$
  - In geval de geuldiepte en het volume weinig veranderingen ondanks storten geldt:

    $SC = \Delta V_{tot} = \alpha S$

  Storten in de vaargeul kan, vanuit morfologisch oogpunt, in twee situaties worden overwogen:

  - Als de geul een natuurlijke tendens tot erosie vertoont. Voor de stortcapaciteit geldt dan $\Delta V_{tot} \leq SC \leq \Delta V_{net}$
  - In geval de geul erodeert als gevolg van zandwinning. De netto invloed van zandwinning en stortingen is een onttrekking van sediment die kleiner is dan ΔV_{tot}. De stortcapaciteit is dan:

    $SC = |\Delta V_{zandwinning} + \Delta V_{storten}|$

Analyse

Veranderingen in het *dynamisch evenwicht* en de stortcapaciteit van het twee-geulensysteem in een macrocel kunnen het beste in beeld worden gebracht en

geïnterpreteerd door middel van tijdreeksen van (zie tevens voorbeeld in hoofdstuk Hydro- en Morfodynamiek, paragraaf 1.3.2):

- De cumulatieve veranderingen van ΔV_{net} en ΔV_{tot}
- De gemiddelde diepte h in de ebgeul en vloedgeul. Daarnaast wordt ook wel gekeken naar de verhouding tussen de diepte van de ebgeul en vloedgeul (de zogenoemde kantelindex).
- De theoretische en praktische stortcapaciteit en de jaarlijkse waarden van ΔV_i
- Indien beschikbaar, tijdreeksen van de ratio DTV/A_c.

De tijdreeksen kunnen worden aangevuld met tijdsgemiddelde waarden voor karakteristieke perioden in de ontwikkeling van geulen. Voor een uitvoeriger beschrijving van de methodologie voor het bepalen, presenteren, interpreteren en beoordelen van de variabelen wordt verwezen naar Jeuken en Wang (2010).

Beoordeling

Bij het identificeren van de trends in geulontwikkeling en het kwalificeren van de invloed van baggeren en storten op deze ontwikkeling, kunnen we vier verschillende situaties onderscheiden, te weten:

(1). Een evenwichtssituatie; zowel de cumulatieve en de jaarlijkse ΔV_{tot} en ΔV_{net} zijn ongeveer gelijk aan nul en de gemiddelde diepte h is constant.

(2). Een min of meer natuurlijke neiging naar erosie (2e) of sedimentatie (2s), welke wordt versterkt of verzwakt door het baggeren of storten. In dit geval zijn ΔV_{tot} en ΔV_{net} gelijk van teken (trend) en zijn beiden ongelijk aan nul. Daarbij treedt er geleidelijk verandering op in de gemiddelde diepte.

(3). Een neiging tot erosie (3e) of sedimentatie (3s) die grotendeels wordt bepaald door menselijk ingrijpen; ΔV_{tot} en ΔV_{net} zijn ongelijk van teken en zijn beide ongelijk aan nul. De gemiddelde diepte verandert.

(4). Een situatie waarin de totale erosie ΔV_{tot} vrijwel gelijk is aan nul (horizontale cumulatieve trend) en de diepte nauwelijks verandert, ondanks netto baggeren of storten (ofwel, ΔV_i ongelijk aan nul).

Overige werkzaamheden / Toekomst

De frequentie, nauwkeurigheid en representativiteit waarmee getijvolumina en bruto sedimenttransporten kunnen worden gemeten is vermoedelijk beperkt. Het verdient daarom aanbeveling om deze gegevens vooral te verzamelen ten behoeve van het kalibreren en verifiëren van numerieke modellen. Gevalideerde modellen kunnen vervolgens worden ingezet om de veranderingen (en de gevoeligheid) van *S* en de ratio *DV/A* in beeld te brengen.

Onderdeel C: Aanwezigheid van kortsluitgeulen (mesocellen)

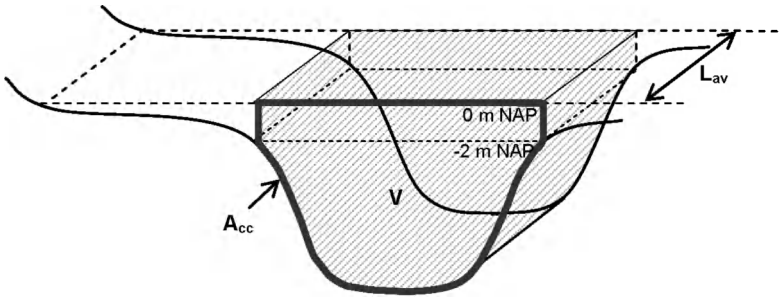
Berekening factoren

Voor het bepalen van de graadmeters voor de aanwezigheid en de dynamiek van kortsluitgeulen zijn de volgende factoren nodig:

- Het ruimtelijk gemiddelde doorstroomoppervlak A_{cc} van de kortsluitgeulen, ten opzichte van NAP -2 m (zie **Error! Reference source not found.**uur):

$$A_{CC} = \frac{V_{NAP-2m}}{L}$$

waarin:
V = het totale geulvolume beneden NAP -2m (m^3)
L = de lengte van de kortsluitgeulen (m).



- In de empirische relatie is dit doorstroomoppervlak van de kortsluitgeulen dimensieloos gemaakt door het te delen door het totale gemiddelde doorstroomoppervlak van de grote eb en vloedgeul (A_{mc}):

$$\frac{A_{CC}}{A_{MC}} = \frac{A_{CC}}{A_{C,ebb} + A_{C,flood}}$$

- De bruto volumeveranderingen in de kortsluitgeulen V_e en V_d, welke berekend kunnen worden uit het verschil in bodemligging in de geulen (vanaf NAP-2m) tussen twee verschillende tijdstippen. V_e is de som van alle negatieve volumeveranderingen (erosie), V_d is de som van alle positieve volumeveranderingen (depositie).

- de *totale sedimentomwerking* door de migratie van kortsluitgeulen is gedefinieerd als de gemiddelde som van het geërodeerde en aangegroeide volume in de kortsluitgeulen (M.C.J.L. Jeuken, 2000)

$$\Delta V_{gem} = 0.5 * \left(|V_e| + |V_d| \right)$$

- Een maat voor de dynamiek van de kortsluitgeulen is de verhouding tussen de totale sedimentomwerking ΔV_{gem} en de *bruto sedimenttransportcapaciteit* S_{cap} van de macrocel, welke als volgt is gedefinieerd:

$$S = \frac{1}{T} \cdot \int_0^T \left(|S_1| + |S_2| \right) dt$$

waarin:
T = de morfologisch representatieve getijperiode
S_1, S_2 = de sedimenttransporten door de ebgeul en de vloedgeul van de macrocel, gedurende de periode T

Analyse

Voor elke macrocel kan de (jaarlijks) berekende verhouding $A_{CC} \setminus A_{MC}$ worden toegevoegd aan onderstaande grafiek (Fig. 3). Hiermee kan de empirische relatie worden verbeterd en kunnen verschuivingen in de trends (bijvoorbeeld een verschuiving van het snijpunt van de trendlijn met de x-as) in beeld worden gebracht. Het looptijdenverval is het verschil in looptijd van de getijgolf door de eb- en de vloedgeul, welke ontstaat door verschillen in de geometrie in de geulen. Het relatieve doorstroomoppervlak van de kortsluitgeulen (Acc\Amc) neemt af als het looptijdenverval tussen de eb- en de vloedgeul afneemt (zie ook paragraaf 3.3.1 pagina 34 van hoofdstuk Hydro- en morfodynamiek).

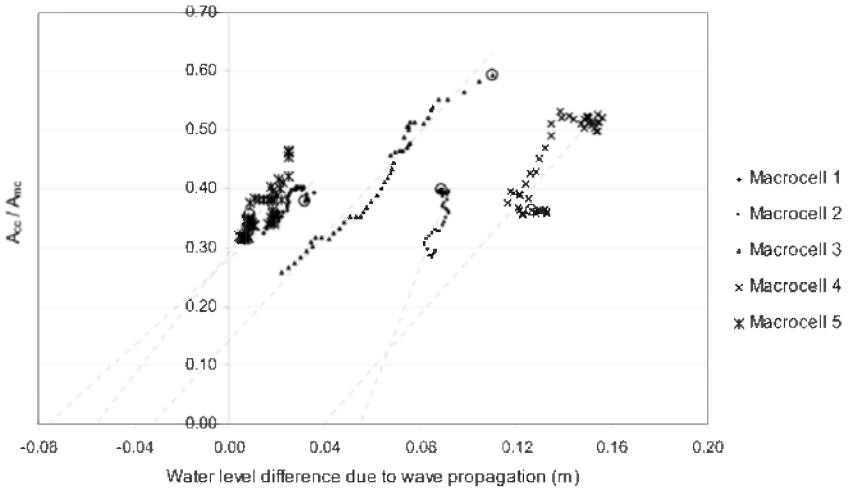


Fig. 3: Empirische relatie tussen het 'looptijden-verval' en het vóórkomen van kortsluitgeulen.

Beoordeling

Een indicatie van de ondergrens voor de instandhouding van kortsluitgeulen, door verdieping van de ebgeul ten opzichte van de vloedgeul, is het snijpunt van de empirische relaties in Fig. 3 met de x-as. Voor elke macrocel moet worden bepaald of de nieuwe waarnemingen richting dit snijpunt verschuiven en of de kortsluitgeul in stabiele toestand verkeert.

Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Hoofdstuk 4: Fysico chemie

4 Fysico chemie

4.1 Inleiding

4.1.1 Achtergrond

Monitoringsprogramma fysico-chemie

De voorliggende evaluatiemethodiek voor fysico-chemie werd ontwikkeld voor de geïntegreerde systeemmonitoring van het Schelde-estuarium, kortweg MONEOS genaamd (Meire en Maris, 2008). Met dit programma is duidelijk gekozen voor een geïntegreerde systeemmonitoring: deze parameters opvolgen die vereist zijn om het volledige systeem te karakteriseren. De systeemmonitoring moet niet enkel in staat zijn globale trends op te volgen, ze moet ook toelaten estuariene processen bloot te leggen om effecten te kunnen koppelen aan ingrepen. De monitoring heeft daarom tevens als doel de nodige informatie te leveren voor ecosysteemmodellen. Het gebruik van modellen is immers onontbeerlijk voor een goede interpretatie van de resultaten.

Evaluatiemethodiek

Bij het opstellen van de voorliggende evaluatiemethodiek wordt de lijn van de geïntegreerde systeemmonitoring van het Schelde-estuarium doorgetrokken: de evaluatie zal gestoeld zijn 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.

Deze benadering is in overeenstemming met de Kaderrichtlijn Water, welke de fysico-chemie ook beschouwt als een ondersteuning van de biologie.

MONEOS-instrumentarium

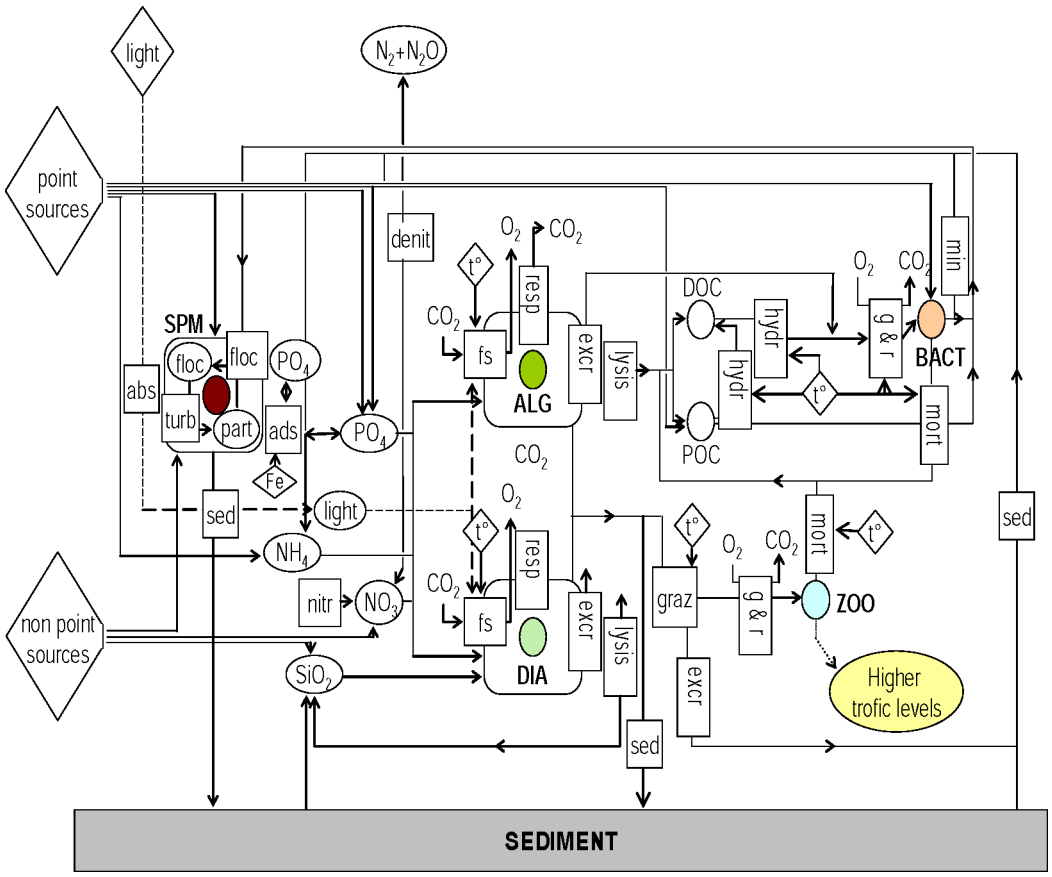
De geïntegreerde systeemmonitoring Schelde-estuarium (Meire & Maris, 2008) maakt reeds een grondige afweging bij de te meten parameters. De parameterkeuze werd in deze studie bepaald vanuit het ecosysteem functioneren. Uit de figuur 4.1 blijkt dat de algemene fysico-chemie van water en bodem een belangrijk onderdeel vormt van het abiotisch systeem in het Schelde-estuarium. Zuurstof komt op verschillende plaatsen voor in dit schema. Het is betrokken bij diverse biologische en biochemische processen en is van essentieel belang voor alle hogere levensvormen. Het zuurstofgehalte kan bijgevolg determinerend zijn voor het voorkomen van zoöplankton, -benthos en hogere trofische niveaus. De zuurstofconcentratie is daarom een natuurlijke indicator voor het ecologisch functioneren. Het in kaart brengen van de zuurstofcyclus is essentieel. Het monitoringsprogramma hecht daarom veel belang aan rechtstreekse zuurstofmetingen (periodieke en continue metingen) en metingen van de zuurstofvraag (BOD-metingen) en productie (metingen van primaire productie).

Primaire productie (fotosynthese door fytoplankton) vormt de basis van de estuariene voedselketen. De belangrijkste beperkende factor van de primaire productie in het Schelde-estuarium is de beschikbaarheid van licht in de waterkolom. (Brys,R. e.a., 2005). Het Schelde-estuarium is van nature een troebel ecosysteem. Door verhoogde toevoer antropogeen particulair en opgelost organisch materiaal, dringt er vandaag naar alle waarschijnlijkheid minder licht door in de waterkolom. Ook baggeractiviteiten dragen bij tot

een verhoogde troebelheid van het systeem. Het is echter niet bekend in hoeverre het huidige lichtklimaat afwijkt van de pristiene situatie (Adriaensen, F. e.a., 2005). Het monitoringsprogramma voor fysico-chemie besteedt daarom aandacht aan het lichtklimaat (eigenlijk een parameter uit ecologisch functioneren) en de diverse factoren die dit beïnvloeden. Naast lichtbeschikbaarheid is ook de verblijftijd een cruciale factor voor de primaire productie, welke via het meetprogramma voor hydrodynamiek wordt opgevolgd.

De verhouding tussen de elementen stikstof, fosfor en silicium is cruciaal voor het ecologisch functioneren van het estuarium. Op piekmomenten van algenbloei blijkt uit de OMES-resultaten en uit modelberekeningen dat silicium in de Schelde limiterend kan worden voor de groei van kiezelwieren. Bij Si-limitatie treden verschuivingen op binnen de algenpopulatie van kiezelwieren naar andere soorten met potentieel negatieve gevolgen voor het gehele pelagiale ecosysteem. De verhouding tussen N, P en Si moet dus nauwkeurig opgevolgd worden. Ingrepen in het kader van KRW en OS2010 voorzien immers in belangrijke interacties met de silicium- en stikstofcyclering.

Temperatuur bepaalt de snelheid van diverse processen, zoutgehalte kan determinerend zijn voor het voorkomen van bepaalde soorten.



Figuur 4.1 *Belangrijkste stofstromen in het estuarium. Omkaderd staan processen (abs: absorptie; floc: flocculatie; sed: sedimentatie; ads: adsorptie; nitr: nitrificatie; denitr: denitrificatie; fs: fotosythese; resp: respiratie; excr: excretie; hydr: hydrolyse; g&r: groei en respiratie; mort: afsterven; min: mineralisatie), omcirkeld zijn toestandsvariabelen (PO4: fosfaten, NH4: ammonium; NO3: nitraat; SiO2: silicaat; DOC: opgeloste organische koolstof; POC: particulair*

organische koolstof; floc: vlokken; part: partikels; SPM: zwevende stof; light: lichtklimaat; ALG: algen (niet-diatomee); DIA: diatomee; BACT: bacterie; ZOO: zoöplankton). Zuurstof, dat ook al toestandsvariabele kan beschouwd worden, komt op meerder plaatsen in het schema voor en staat niet omcirkeld. Randvoorwaarden en sturende grootheden staan weergegeven in ruiten. (gebaseerd op Billen).

Daarom werden binnen het geïntegreerde monitoringsprogramma Schelde-estuarium voor het thema fysico-chemie de volgende parametergroepen voorgesteld:

- Fysische parameters temperatuur en geleidbaarheid
- turbiditeit – lichtklimaat – zwevende stof
- zuurtegraad
- zuurstofhuishouding
- nutriënten (N, P, Si)
- koolstof

Naast deze parameters die de algemene fysico-chemie van het systeem karakteriseren, is ook de monitoring van zware metalen en organische microverontreiniging opgenomen.

KRW

Binnen deze kaderrichtlijn wordt een monitoring van fysico-chemie vooropgesteld van de indicatoren die de biologie ondersteunen. Een goede status van de fysico-chemie wordt, binnen KRW, geëvalueerd aan de hand van volgende 5 indicatoren:

- temperatuur
- zoutgehalte
- lichtklimaat
- zuurstofgehalte
- nutriënten

Daarbij wordt nog de evaluatie van toxische stoffen gevoegd.

Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Geheel in de lijn met het MONEOS-programma, en in overeenstemming met de bepalingen uit de kaderrichtlijn water, worden in deze studie volgende evaluatiemethodieken voorgesteld:

- temperatuur
- zoutgehalte
- lichtklimaat
- zuurstof
- nutriënten en organische belasting
- toxische stoffen

In de volgende hoofdstukken zal elke evaluatiemethodiek uitgewerkt worden.

De gekozen indicatoren bij de evaluatiemethodieken zijn elk determinerende elementen binnen het functioneren van het ecosysteem. Wanneer veranderingen optreden in één van de elementen, kan dit gevolgen hebben voor het gehele ecosysteem. De indicatoren binnen elke evaluatiemethodiek zijn echter niet geheel onafhankelijk van elkaar. Zo beïnvloeden zoutgehalte en temperatuur rechtstreeks het zuurstofgehalte. Zuurstofgehalte wordt ook beïnvloed door primaire productie, welke afhankelijk is van temperatuur, zoutgehalte, lichtklimaat en nutriënten.

De verschillende indicatoren moeten allen beschouwd worden als limiterende elementen voor het ecosysteem functioneren. Wanneer bijvoorbeeld het zuurstofgehalte te laag wordt, limiteert dit rechtstreeks bepaalde ecosysteemfuncties. Als nutriëntgehaltes te laag worden, wordt primaire productie gelimiteerd. Voor nutriënten vormen te hoge concentraties en hoge concentraties in verkeerde verhoudingen een groter probleem dan te lage concentraties. Te hoge concentraties zullen indirect ook limiterend werken op het ecosysteem functioneren. Om bijvoorbeeld het optreden van zuurstoflimitatie te vermijden, mag de nachtelijke respiratie geen te hoge waarden aannemen. De primaire productie of algenbloei mag met andere woorden geen te hoge pieken bereiken, zoniet kan bij afsterven van de algenbiomassa bij veranderende weersomstandigheden een te grote zuurstofvraag ontstaan.

Momenteel wordt de primaire productie in de zomer in de Schelde lichtgelimiteerd verondersteld; tijdens kortere periodes (weken, maanden) kan ook silicium limiterend zijn. Veranderingen in de N- of P-vracht vanuit het bekken (o.a. Bovenschelde, Zenne, maar ook Spuikanaal van Bath) zal dus niet meteen leiden tot daling of stijging van de algenbloei in het estuarium zelf. Dit mag echter geen aanleiding zijn om geen duidelijke criteria op te stellen voor nutriënten. Enerzijds, als het lichtklimaat in de Schelde verbetert, kunnen hoge nutriëntconcentraties wel voor meer problemen zorgen. Anderzijds mogen we bij deze evaluatie ons niet enkel beperken tot de Zeeschelde en de Westerschelde zelf. In het Geïntegreerde systeemmonitoring Schelde-estuarium (Meire & Maris, 2008) wordt de stroomafwaartse begrenzing van het estuarium gevormd door de lijn Zeebrugge-Westkapelle, inclusief de Vlakte van de Raan. Bij uitbreiding kan de Noordzee beschouwd worden als afwaartse grens voor de Schelde. Gezien het grote belang dat KRW hecht aan de kwaliteit van de kustwateren, mag de fysisch-chemische waterkwaliteit van het uitstromende Scheldewater geen hypotheek leggen op een goede waterkwaliteit in de Vlakte van de Raan en de kustzone. Reductie van schadelijke *Phaeocystis* bloei staat hierbij centraal. Duidelijke criteria voor de indicator “nutriënten en organische belasting” zijn daarom ook aan de orde. Zowel totale vrachten als nutriëntverhoudingen en het hieraan gekoppelde risico op schadelijke algenbloei is van bijzonder belang en zal daarom in deze evaluatiemethodiek worden opgenomen.

Criteria bij elke indicator

Voor de evaluatie van de verschillende indicatoren zijn criteria opgesteld. Echter, criteria binnen het thema fysico-chemie vormen geen doel op zich, maar dienen ter ondersteuning van het ecosysteem. De uitdaging voor een goede evaluatiemethodiek voor fysico-chemie is daarom het vinden van de grenzen waarbinnen de indicatoren 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 (e.g. Devlin et al., 2007, Dauvin et al., 2009, ….) 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.

Het is uiteraard wel duidelijk dat ontwikkelingen in de twintigste eeuw een zeer drastische en directe impact hadden op het estuarium. Belangrijke infrastructuurwerken (bv. sluizencomplex Merelbeke, rechttrekkingen, uitdieping) die de morfologie en de hydrologie van het estuarium hebben veranderd, vonden in dezelfde periode plaats. De opkomst van de intensieve landbouw met grootschalig gebruik van pesticiden en meststoffen verveelvoudigde de toevoer aan nutriënten vanuit het bekken. Een groot areaal natuurlijke bufferzones moest wijken voor woningbouw, economische en agrarische ontwikkeling. Ook de industriële ontwikkeling kende in die periode een hoge vlucht, met een toevoer van diverse microverontreinigingen tot gevolg. Ontegensprekelijk zijn hier de redenen te zoeken waarom de Schelde juist in de twintigste eeuw evolueerde naar een quasi dood ecosysteem tot ver voorbij de grens met Nederland.

Sinds de jaren tachtig heeft een verhoogde aandacht voor milieu en ecologie gezorgd voor maatregelen om het ecosyteem te herstellen, en een verbetering van de ecologische kwaliteit is sindsdien duidelijk merkbaar in de kustzone en het hele estuarium. Veel van de hierboven geschetste ontwikkelingen zijn echter 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.

De indicatoren in deze evaluatiemethodiek zijn opgesteld vertrekkende vanuit het ecosysteem functioneren: aan welke voorwaarden moet elke indicator voldoen opdat het ecosysteem degelijk en robuust zal functioneren (bijvoorbeeld welk zuurstofgehalte is vereist voor de ontwikkeling van een rijke soortendiversiteit?). De vereisten die het ecosysteem stelt aan de verschillende indicatoren zijn echter niet constant in tijd en ruimte. Zo kunnen tijdens perioden van vismigratie hogere zuurstofwaarden wenselijk zijn, of zullen zuurstofwaarden in de brakke zone van nature lager liggen, omdat het een zone is met veel respiratie. Criteria voor één welbepaalde indicator kunnen dus verschillen van zone tot zone, en naar gelang de periode. Ook het ecosysteem kan evolueren. Het is daarom mogelijk dat criteria moeten bijgesteld worden in functie van veranderingen. Fysico-chemie is immers geen doel op zich, het is enkel ondersteunend.

Criteria voor elke indicator zijn zo gekozen dat ze de robuustheid van het estuarium moeten waarborgen. Een robuust estuarium is bestand tegen (beperkte) verstoring. In deze studie zullen daarom de indicatoren aan robuustheidstests onderworpen worden.

Omdat de criteria worden afgeleid vanuit het ecosysteem functioneren, zijn ze een product van de huidige kennis van het ecosysteem functioneren. Als de kennis van het estuarium uitbreidt, kunnen ook de indicatoren en bijhorende criteria worden verfijnd. Deze evaluatiemethodiek is daarom geen loutere opsomming van indicatoren en criteria, maar geeft elke stap weer in het denkproces om tot deze indicatoren en criteria te komen. Zo kan

bij wijzigende inzichten elke indicator zesjaarlijks mee geëvalueerd worden en indien nodig elk criterium aangepast worden aan de actuele kennis van het ecosysteem.

Door de fysico-chemische criteria vanuit een systeem functioneren te benaderen, is het noodzakelijk om gegevens vanuit andere disciplines (hydrodynamica, ecologisch functioneren) te betrekken bij de criteria voor fysico-chemie.

Robuustheid

Er wordt veel belang gehecht aan de robuustheid van het ecosysteem, aan zijn weerstand tegen verstoringen en zijn veerkracht. Een robuust systeem is bestand tegen een (beperkte) verstoring. De robuustheid van de Schelde kan getoetst worden voor het thema fysico-chemie, 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 indicator nog steeds voldoet een de gestelde criteria, dan is het systeem robuust voor deze indicator.

Het ecosysteem zal natuurlijk niet bestand zijn tegen elke vorm van verstoring. Het systeem moet wel bestand zijn tegen elke “normale” verstoring. Binnen het thema fysico-chemie stellen we dat “natuurlijke” extremen die met een retourperiode van 6 jaar voorkomen, kunnen beschouwd worden als normale verstoring. Hiertegen moet het ecosysteem bestand zijn.

Voor het uitvoeren van robuustheidstests zijn goede ecosysteemmodellen vereist. Het uitwerken van die modellen en de bijhorende robuustheidstest vormt een onderdeel van de evaluatiemethodiek. Een keuze zal gemaakt moeten worden welke parameter of parameters een verstoring opgelegd zullen krijgen, een verstoring die een retourperiode van 6 jaar kent. Voor de evaluatiemethodiek “zuurstof” of “nutriënten en organische belasting” kan een verstoring door lage debieten opgelegd worden, waarna getoetst wordt of aan alle criteria voor zuurstof wordt voldaan. De combinatie droogte gevolgd door piekdebiet is een andere mogelijke verstoring, welke grote gevolgen kan hebben voor het zuurstofgehalte. Veranderingen in lichtklimaat, zowel verbetering als verslechtering, kunnen ook een belangrijke input vormen voor de robuustheidstest. Een screening van de randvoorwaarden waarvoor het ecosysteem zeer gevoelig is, vormt een wezenlijk onderdeel bij de uitwerking van de robuustheidstest.

Wanneer in een bepaald jaar de fysico-chemie voldoet aan de criteria voor de diverse indicatoren, kan de waterkwaliteit als 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 wellicht geleid tot een goede waterkwaliteit. Er is echter geen garantie dat het jaar nadien hetzelfde ecosysteem weerom een gunstige beoordeling krijgt. Een positieve beoordeling op basis van meetresultaten maar een negatieve beoordeling na een robuustheidstest leidt tot een algemeen negatieve beoordeling. 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.

Ook veerkracht kan op analoge wijze 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 terug te voldoen aan de gestelde criteria. Een grondige studie is vereist om dit uit te werken.

4.2 Evaluatiemethodiek zuurstof

4.2.1 Achtergrond

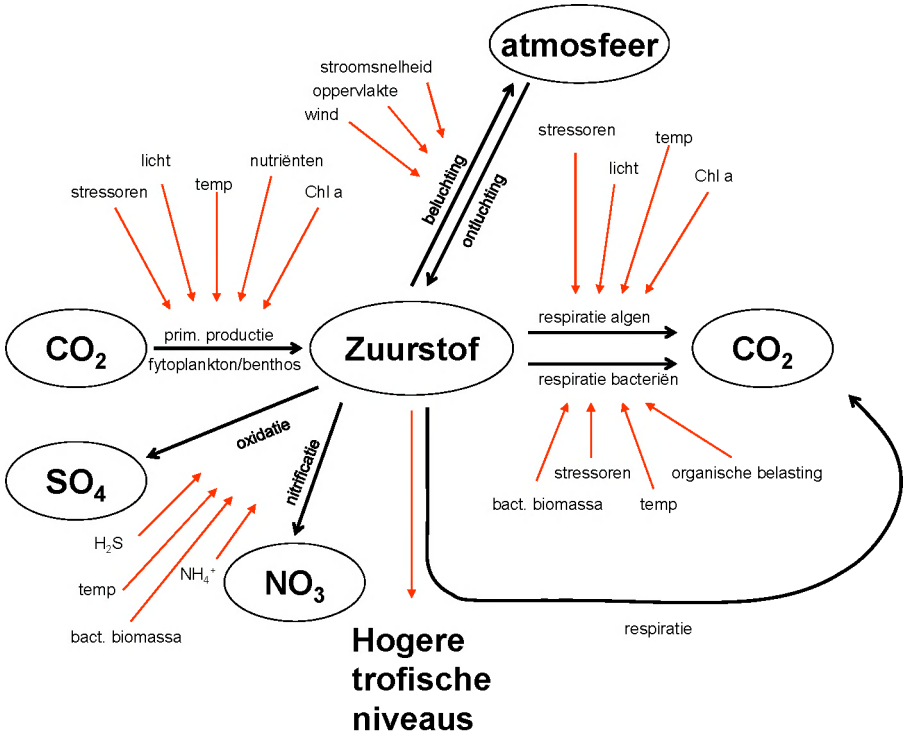
Zuurstof is een van de meest essentiële levensbehoeften van heterotrofe organismen. Schort er iets aan de zuurstofhuishouding, dan kan het gehele ecosysteem hiervan gevolgen dragen. Zuurstof vormt daarom een cruciale indicator voor de kwaliteit van het ecosysteem. Vanuit de systeembenadering krijgt zuurstof daarom een centrale rol bij het opmaken van de evaluatiemethodieken voor het thema fysico-chemie. Op basis van de vereisten voor verschillende onderdelen van het ecosysteem werd nagegaan welke de minimum vereiste is voor zuurstof om een goed functioneren van het ecosysteem toe te laten. Deze minimum 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. In dit hoofdstuk zal op basis van beschikbare data en gegevens uit de literatuur een criterium, een minimumwaarde waaraan het Scheldewater moet voldoen, worden afgeleid.

Voor zuurstof bestaan reeds verschillende wettelijke kaders (zie bijlage) 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 voor deze evaluatiemethodiek uitgebreid voor het gehele Schelde-estuarium.

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 4.2). 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 zuurstofproducerende (respectievelijk zuurstofconsumerende) 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 4.2 geeft aan welke factoren een invloed hebben op deze zuurstofbalans. De factoren licht(klimaat), temperatuur, nutriënten, organische belasting, zoutgehalte (stressor) en toxische stoffen (stresssor) vormen op zich indicatoren binnen het thema fysico-chemie. De criteria voor zuurstof zullen daarom een leidraad vormen bij het afleiden van criteria voor andere fysisch-chemische indicatoren die zuurstofproductie of -consumptie beïnvloeden.



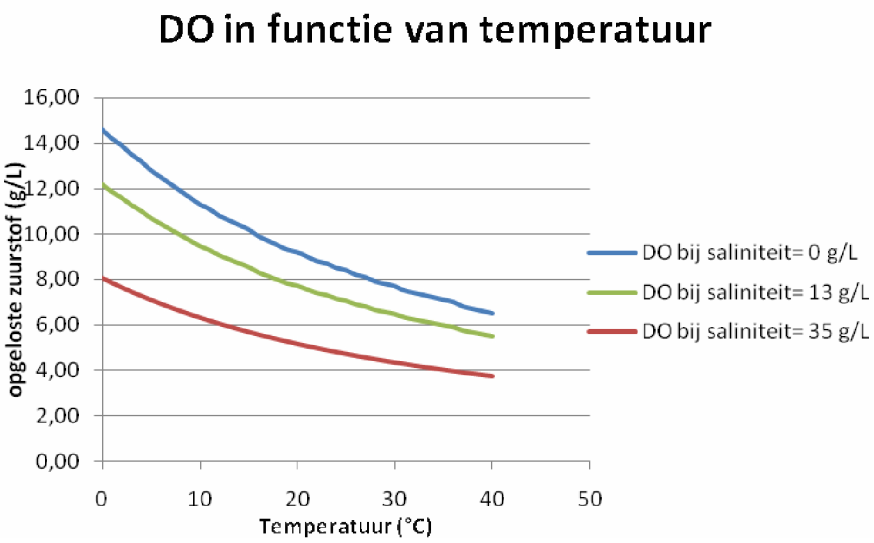
Figuur 4.2 *Overzicht van de belangrijkste stofstromen (zwarte pijlen) bij de evaluatiemethodiek zuurstof en de belangrijkste factoren met invloed op of beïnvloed door zuurstof. Verklaring van gebruikte afkortingen: temp = temperatuur, Chl a = Chlorofyl a, bact biomassa = bacteriële biomassa. Onder stressoren worden zoutstress en toxische stoffen gerekend.*

Zuurstoftekort of -depletie kan meerdere oorzaken hebben. Ten eerste wordt algenbloei door nutriëntenverrijking vaak gezien als belangrijkste oorzaak. Daarom zullen in volgende hoofdstukken ook indicatoren uitgewerkt worden die bepalende factoren zijn voor deze algenbloei: nutriënten en lichtklimaat. Ook voor verblijftijd zullen voorstellen geformuleerd worden. Daarnaast is allochtone input van gereduceerde stoffen die zuurstof gebruiken voor oxidatieprocessen een belangrijke oorzaak (Sharp, 2010). Een verhoogde hoeveelheid van organisch materiaal (autochtoon of allochtoon) kan zuurstoftekorten geven. Naast nutriëntgehaltes, verdient daarom de organische belasting voldoende aandacht. Ingrepen in het estuarium (baggerwerken, ontpolderingen, GOG-GGG's, waterzuivering, …) kunnen een invloed hebben op deze factoren die zuurstofbalans bepalen.

Het zuurstofgehalte in het Schelde-estuarium is de laatste decennia gestaag gestegen. De verbetering zette zich reeds eind jaren '80 in, in de brakke en zoute delen van het estuarium (Soetaert et al 2006), in de jaren 2000 kende ook het zoete getijdengebied een verbetering van de zuurstofhuishouding (Cox et al, 2008, 2009). Nochtans worden tot op vandaag lage zuurstofconcentraties gemeten tijdens de OMES-monitoring. Nitrificatie en bacteriële respiratie zorgen voor de grootste zuurstofvraag in het estuarium, die vooral in het zoete getijdegedeelte tot sterk ondergesatureerde zuurstofconcentraties kan leiden (Cox et al, 2009).

4.2.2 Indicatoren

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 4.3 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 zeerste aan dat temperatuur en zoutgehalte steeds mee gemeten worden (OSPAR, 2005) bij de zuurstofmetingen.



Figuur 4.3 Verband tussen opgeloste zuurstof (DO), temperatuur (T) en saliniteit (S).

De criteria in deze evaluatiemethodiek maken 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. Onder bepaalde concentraties kunnen zuurstofgehaltes limiterend worden voor een goed 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 evaluatiemethodiek op een andere wijze benaderd (zie evaluatiemethodiek nutriënten).

De evaluatiemethodiek zuurstof wordt opgebouwd met volgende drie indicatoren: dagminimum zuurstof, maandgemiddelde dagminimum zuurstof en maandminimum zuurstof.

Dagminimum zuurstof

Op basis van continue data (via modellering) wordt het dagelijkse zuurstofminimum (mg/l) bepaald per segment (niveau 4).

Indien relevant wordt de duur, per dag, bepaald dat zuurstof onder 2.5 mg/l daalt en wordt de duur per maand bepaald dat zuurstof onder 6 mg/l (winter) of 5 mg/l (zomer) daalt.

Maandgemiddelde dagminimum zuurstof

Op basis van continue data (via modellering) wordt een maandgemiddelde opgesteld van alle dagminima voor zuurstof (mg/l) per segment (niveau 4).

Maandminimum zuurstof

Op basis van continue data (via modellering) wordt het maandminimum voor zuurstof (mg/l) bepaald per segment (niveau 4).

Bovenstaande indicatoren zullen worden aangewend bij de evaluatiemethodiek zuurstof, maar kunnen tevens dienst doen als factoren binnen andere evaluatiemethodieken. Soms zijn nog bijkomende zuurstoffactoren vereist, zoals jaarminima, maar deze kunnen eenvoudig afgeleid worden uit bovenstaande indicatoren.

4.2.3 Spatieel en temporeel bereik

Zuurstof kan zeer sterk variëren in tijd en ruimte. Overdag kan oversaturatie optreden en dezelfde nacht (sterke) ondersaturatie. Een daggemiddelde waarde geen hierover geen informatie. Werken met zuurstofwaarden, uitgemiddeld over 24 uur of over langere perioden, is daarom niet aangewezen. Een kortstondig zuurstofgebrek kan immers grote gevolgen hebben. Deze evaluatiemethodiek stelt daarom voor om zuurstof continu te toetsen. Continue zuurstofdata zijn echter slechts beperkt voorhanden. Een ecosysteemmodel en datasondes (brakke en zoete zone) moeten daarom deze continue data aanleveren.

Naast het gegeven of een zuurstofcriterium al dan niet wordt gehaald, is het van belang een beeld te hebben van de trend die zuurstof volgt. Aangezien het in hoofdzaak zuurstofminima zijn die bepalen hoe het ecosysteem kan functioneren, wordt er gekeken naar de evolutie van deze minima. Hiertoe worden maandgemiddelde dagminima en absolute maandminima gebruikt.

De ruimtelijke variatie in zuurstofconcentratie kan ook groot zijn. Zuurstofmimina doen zich voor, o.a. rond lozingspunten of zones met massale afsterving van fytoplankton. Zulke zones kunnen barrières vormen voor optrekkende vis. Daarom zal zuurstof beoordeeld worden op het kleinste ruimtelijke schaalniveau: per compartiment op niveau 4. Dit is relevant in die zones waar grote zuurstofschommelingen verwacht worden; dit zijn de brakke en de zoete zone. In het zoute gebied zijn de schommelingen eerder beperkt. In de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium is een netwerk van stations voorzien dat de ruimtelijke dekking in het gehele estuarium verzekert. Eenzelfde evaluatiemethode kan daarom eenvoudig in het gehele estuarium toegepast worden.

4.2.4 Benodigdheden

Rechstreekse metingen van zuurstof, en het modelmatig bepalen van grootheden die niet rechtstreeks te meten zijn (zoals een ruimtelijke extrapolatie van continue zuurstofmetingen op bepaalde punten, het bepalen van het relatieve belang op ecosysteemschaal van de verschillende processen die zuurstofconcentraties beïnvloeden en het inschatten van de impact van processen en verstoringen (robuustheidstest) in bepaalde delen van het estuarium op het ecosysteem als geheel), vormen de basis van deze evaluatiemethodiek.

Deze evaluatiemethodiek vereist continue zuurstofwaarden in ruimte en tijd. Voor de ruimtelijke dekking voldoen de zuurstofgegevens van de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium. Tijdens deze campagnes wordt via *grab sampling* een waterstaal genomen in het midden van de geul, waarna onmiddellijk het zuurstofgehalte in het staal wordt bepaald.

De voorgestelde criteria voor zuurstof gelden voor de volledige waterkolom. Voor het Schelde estuarium zijn geen aanwijzingen gevonden voor een sterke stratificatie (Breine 2009), er wordt dus ook geen belangrijke dieptegradiënt voor zuurstof verwacht. Indien er wel aanwijzingen zijn dat een dieptegradiënt voor zuurstof kan optreden door veranderingen in het systeem, zal de monitoring aangepast moeten worden om de nodige data aan te leveren. Ook de evaluatiemethodiek zal dan aangepast worden, met specifieke indicatoren voor zuurstof aan de bodem.

Voor de temporele dekking zijn, naast de staalnames uit de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium, continue data vereist om een ecosysteemmodel te voeden. Deze continue data zijn vooral van belang in die zones waar grote zuurstofschommelingen worden verwacht. De permanente stations in de brakke en zoete zone die in de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium worden voorgesteld zijn hiervoor nodig. Continue zuurstofdata in de zoute zone zijn minder essentieel.

Indien de waterkwaliteit van het Scheldewater niet beantwoord aan de zuurstofcriteria, zal een ecosysteemmodel bovendien onontbeerlijk zijn om te bepalen welke maatregelen genomen kunnen worden om de zuurstofhuishouding te verbeteren. Het relatieve belang op ecosysteemschaal van de verschillende factoren die de zuurstofconcentraties bepalen (factoren die fysische beluchting, productie en respiratie beïnvloeden maar ook zuurstofconcentraties aan de opwaartse grenzen) is immers enkel in te schatten m.b.v. modellering (Pena et al., 2010). Bijgevolg zal ook voor het inschatten van de effectiviteit van maatregelen die ingrijpen op een van deze processen modellering noodzakelijk zijn.

Benodigde model

In een (dynamisch) ecosysteemmodel worden transport, fysische, chemische, biogeochemische en biologische processen beschreven door een stelsel (differentiaal-)vergelijkingen en aangevuld met de nodige rand- en beginvoorwaarden en sturende grootheden. Deze differentiaalvergelijkingen beschrijven de dynamiek van de belangrijke toestandsvariabelen en processen van het ecosysteem. Na implementatie in een bepaalde softwareomgeving wordt een ecosysteemmodel numeriek geïntegreerd. Zo wordt de tijdsevolutie van de toestand van het ecosysteem gesimuleerd.

Er zijn verschillende numerieke ecosysteemmodellen voor de Schelde beschreven en geïmplementeerd (cf. Billen et al., 1988, Van Gils et al., 1993, Soetaert et al., 1994, Soetaert & Herman 1995a,b,c, Regnier et al., 1997, Vanderborgth et al., 2002, Billen et al., 2005, Cox et al., 2005, Vanderborght et al., 2007, Arndt & Regnier, 2007, Hofman et al.,

2008, Cox et al., 2009). In Cox et al. (2007) wordt een overzicht gegeven van de verschillen tussen deze modelimplementaties en hun toepassingen. De modellen beschreven in Vanderborght et al. (2007), Arndt & Regnier (2007) en Cox et al. (2005, 2009) beschrijven het hele esturarium, het zoete getijdegedeelte inbegrepen. De andere modellen beschrijven enkel het estuarium benedenstrooms de samenvloeiing met de Rupel. Geen enkel van de beschreven modellen was specifiek gericht op zuurstof, en het is dus vooralsnog niet bekend hoe goed deze modellen de zuurstofdynamiek beschrijven. Het geïdealiseerde model van Cox et al. (2009) beschrijft wel zuurstof, maar is ontwikkeld om jaargemiddelden en trends over de laatste decennia te beschrijven. De inzichten in het relatieve belang van de processen die de zuurstofhuishouding in de Boven-Zeeschelde bepalen, zijn de afgelopen paar jaar sterk toegenomen (Cox, 2008). Een van de voornaamste conclusies uit dat onderzoek is dat biologische processen (i.e. primaire productie en begrazing door hogere trofische niveaus) een cruciale rol spelen in de zuurstofdynamiek van de Boven-Zeeschelde. Dit staat in contrast met de brakke en zoute gedeelten van het Schelde-estuarium: hoewel primaire productie tijdens een beperkte periode van het jaar voor overgesatureerde zuurstofconcentraties kan zorgen, wordt de zuurstofdynamiek daar bijna volledig bepaald door oppervlaktebeluchting, menging van watermassa's en in mindere mate bacteriële respiratie.

Het ecosysteemmodel dat benodigd is voor het MONEOS-programma moet niet noodzakelijk een van de bestaande implementaties zijn, maar bouwt wel voort op de bestaande kennis. Een minimaal ecosysteemmodel voor de zuurstofdynamiek in het estuarium beschrijft de volgende processen:

Fysische processen:

- transport (dispersief en advectief)
- gasuitwisseling met de atmosfeer

Biochemische processen:

- nitrificatie
- bacteriële mineralisatie

Biologische processen

- primaire productie
- begrazing door zooplankton

De minimale verzameling toestandsvariabelen van dit model zijn zuurstof, ammonium, nitraat+nitriet, opgelost silicium, fytoplankton biomassa, zoöplankton biomassa en organisch materiaal.

Een moeilijkheid schuilt in de evolutie van het ecosysteemfunctioneren in de Boven-Zeeschelde. Resultaten van de recente OMES-monitoring geven aan dat er zich verschuivingen voordoen in de samenstelling van fytoplanktonpopulaties en zoöplanktonpopulaties in het laatste decennium. Bij een verder herstel van de Schelde is het te verwachten dat ook vispopulaties (en de verschillende stadia in hun ontwikkeling) sterk kunnen veranderen in samenstelling.

Gezien primaire productie een belangrijke rol speelt in het bepalen van de zuurstofconcentraties, zijn verschuivingen in de hogere trofische niveaus niet zonder belang. Begrazing van fytoplankton door zoöplankton beperkt immers de biomassa van de eerste, en dus ook de zuurstofproductie door fotosynthese. Maar wanneer vervolgens zoöplankton begraasd wordt door vissen of vislarven is het mogelijk dat er opnieuw hogere fytoplanktonconcentraties en dus hogere fotosynthese kan voorkomen.

Afhankelijk van de evoluties in het herstel van de Schelde zal dus ook het model dat benodigd is om de continue zuurstofwaarden te berekenen voor het hele estuarium, al dan niet uitgebreid en verfijnd moeten worden.

4.2.5 Beoordelingscriteria

In het Schelde-estuarium worden voor de zuurstofindicatoren de volgende criteria voorgesteld:

Dagminimum zuurstof

In de winter (van november tot en met april) is een dagelijks minimum van 6 mg/l zuurstof in het pelagiaal vereist voor een goed ecologisch functioneren in het gehele estuarium, op niveau 4. In de zomer (van mei tot en met oktober) volstaat een dagelijks minimum van 5 mg/l.

Uitzondering vormt de brakke zone (mesohaliene en oligohaliene zone) in het estuarium, welke van nature een zone is met veel respiratie en kansen op lage zuurstofgehalten. Hier volstaat in de zomer een 90% norm van 5 mg/l voor de dagminima (90% van de dagen meer dan 5 mg/l) met een absoluut dagminimum van 2.5 mg/l.

Als het dagminimum te laag is, dan wordt zuurstof voor deze indicator negatief beoordeeld. Vervolgens wordt per dag dat er een negatieve beoordeling is, berekend hoe lang het zuurstofgehalte onder 2,5 mg/l daalde. Het aantal dagen dat het minimum van 2,5 mg/l niet wordt bereikt, en de duur van dit zuurstoftekort (per dag berekend) zijn een indicatie voor de grootte van het acute zuurstofprobleem (toxiciteit). Wanneer de zuurstoftekorten afnemen ten opzichte van voorbije jaren is de beoordeling voor deze indicator weliswaar negatief, maar is er sprake van een positieve trend.

Als het dagminimum te laag is, dan wordt tevens de totale duur per maand bepaald dat zuurstof onder het minimum van 6 mg/l (winter) of 5 mg/l (zomer) komt. Deze totale duur per maand is een indicatie voor de grootte van het zuurstofprobleem inzake o.a. migratie van zuurstofgevoelige soorten.

Wanneer meer kennis voorhanden is over de schadelijke effecten van lage zuurstofconcentraties en de blootstellingsduur voor verschillende organismen, kan het beoordelingscriterium voor deze indicator verfijnd worden, met bijvoorbeeld criteria voor blootstellingsduur bij verschillende zuurstofconcentraties.

Het uitvoeren van robuustheidstests is aangewezen bij deze indicator. Na het opleggen van een verstoring (retourperiode 6 jaar) moet ook voldaan worden aan de gestelde criteria. Als verstoring wordt voorgesteld diverse fluctuaties in verblijftijd en lichtklimaat uit te werken. Beantwoordt het systeem niet meer aan de gestelde criteria, dan is de Schelde niet robuust voor deze indicator en volgt een negatieve beoordeling. Anderzijds kan het voorkomen dat de zuurstofmetingen in de Schelde niet voldoen aan de criteria, omwille van uitzonderlijke weersomstandigheden. Als de robuustheidstest uitwijst dat met een normale verstoring er geen problemen zouden zijn, zwakt dit de negatieve evaluatie af.

Het opleggen van een verstoring met retourperiode van 12 jaar, geeft aanwijzingen over de veerkracht. Als met deze verstoring het dagminimum voor zuurstof nooit daalt onder 2.5 mg/l, kan men aannemen dat de schade beperkt blijft en het ecosysteem zich kan herstellen. Bijkomende studie is echter vereist om de tests voor robuustheid en veerkracht in detail uit te werken.

Maandgemiddelde dagminimum zuurstof

Een daling van de maandgemiddelde dagminima ten opzichte van de waarden van dezelfde maand in de voorbije jaren is niet gewenst. Zuurstof krijgt dan een negatieve beoordeling, tenzij het dagminimum al voldoet aan de voorgestelde criteria voor dagminima.

Maandminimum zuurstof

Een daling van het maandminimum voor zuurstof ten opzichte van deze waarde van dezelfde maand in voorbije jaren is niet gewenst. Zuurstof krijgt dan een negatieve beoordeling, tenzij het maandminimum reeds voldoet aan de criteria voor dagminima.

In de kinderkamergebieden voor vis en de nieuwe gebieden (ontpolderingen, GGG's), ook in de brakke zone is een absolute norm van 6 mg/l vereist, winter en zomer. Evaluatie van de nieuwe gebieden is geen onderdeel van de evaluatie van de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium, maar valt onder projectmonitoring.

Beïnvloedende factoren:

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden. Concentraties zuurstof in het pelagiaal worden bepaald onder andere door primaire productie, afbraak van organisch materiaal en nitrificatie.

Benodigde factoren zullen daarom zijn:

- Biomassa fytoplankton
- Biomassa zoöplankton
- Concentraties NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, BOD-C, TDIN, NOD en totaal P.

Gegevens van deze factoren zal nodig zijn op niveau 4 in de vorm van daggemiddelden en maandgemiddelden.

Verantwoording van de voorgestelde criteria

Voor de beoordeling van de indicator werd nagegaan vanaf welke zuurstofconcentratie problemen kunnen optreden voor het ecosysteem. Een toetsing van indicator "dagminimum zuurstof" aan de voorgestelde criteria geeft weer of het zuurstofgehalte toerijkend is voor het vervullen van de gewenste ecosysteemfuncties. Lage zuurstofconcentraties tot ver onder het niveau van saturatie, kunnen immers grote effecten hebben op het ecosysteem. Als maat voor de omvang van mogelijke zuurstofproblemen, wordt de duur bepaald dat bepaalode criteria niet worden gehaald. Om evoluties van de waterkwaliteit te maken werden de indicatoren "maandgemiddeld dagminimum" en "maandminimum" toegevoegd. Vergelijking van deze indicatoren met voorbije jaren geeft trends in de zuurstofhuishouding weer.

Voor het afleiden van de zuurstofcriteria, worden de effecten van lage zuurstofwaarden bestudeerd:

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 ammonium verwijdering 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.

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 (Batiuk et al., 2009; IHD).

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.

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., 2010) 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 waren uitgesloten. De Westerschelde heeft deze problemen gelukkig nooit gekend.

ZOOPLANKTON/ ZOOBENTHOS

Een causaal verband tussen de aanwezigheid van benthos en goede zuurstofwaarden is niet gekwantificeerd, maar het IHD-rapport 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 zoetwaterbenthosdiversiteit vastgesteld bij zuurstofwaarden van 70% verzadiging of meer. Op sommige lokaties werden Shannon Wiener-indices tussen 1 en 2 bepaald 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 (habitattype 22) 68 soorten benthos (Krieg, 2005) waargenomen, die empirisch konden gelinkt worden met een zuurstofgehalte **tussen 5 en 6 mg O_2. L-1** (Krieg, mond.med. 2005). In het limnische deel van het Elbe-estuarium (habitattype 20) zijn bij zuurstofwaarden die niet lager waren dan **6 mg O_2.L-1**, 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 O_2.L-1 voldoende kan zijn voor een goede diversiteit.
- Modellering van de pristiene toestand van de Zeeschelde (geen antropogene belasting, maar de morfologie idem als vandaag) toont dat het seizoenaal minimum tot **6 mg O_2. L-1** kan zakken (zie Bijlage 4.3). Gezien de pristiene toestand per definitie geldt als de best mogelijke, kan de limiet moeilijk hoger gesteld worden, tenzij de foutmarge dit zou toelaten. Zolang de foutmarge niet gekend is, wordt aangenomen dat de berekening voldoende precies is."(IHD)

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 bevestigd. Dit wordt onder andere ondersteund door Josefson &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 & Castel, 1995).

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. 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 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, maar als uit de monitoring voor hydrodynamiek en zout blijkt dat stratificatie optreedt, is een aanpassing van de monitoring vereist.

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.

Belang van estuaria voor vis

Estuaria vormen essentiële habitats gedurende de levensloop van vis. Habitatgebruik varieert met seizoen en levensstadium (Batiuk et al., 2009). Estuaria bieden o.a. bescherming tegen predatoren en vervullen een belangrijke kraamkamerfunctie. Daarnaast zijn het cruciale rustplaatsen voor passerende vissoorten, voornamelijk diadrome vispopulaties (Breine et al., 2007; IHD). De gehele Schelde vervult een cruciale rol als migratieroute voor deze vissoorten. Afhankelijk van het seizoen zijn diadrome soorten in verschillende zones van het estuarium te vinden (Able, 2005).

ZOET & OLIGOHALIEN: Zoetwater en oligosaliene (0-5 psu) habitats dienen als paaigebied en vervullen een belangrijke kraamkamerfunctie; deze gebieden dienen bescherming te bieden voor de 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). Zoetwater residente vissoorten kunnen hun levenscyclus voltooien in het zoetwatergetijdengebied van het estuarium. Ze groeien hier op, reproduceren en foerageren in zoet water en sommigen ook in oligohalien water (Breine, 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 soortvorming minder waarschijnlijk is dan in stabiele omgeving, en extinctie meer waarschijnlijk dan in stabiele omgeving (Pemberton & Wightman, 2010). De brakwaterzone van de Scheldebekken wordt gekenmerkt door hoge turbiditeit, veel detritus, respiratie die meestal primeert op productie en bijgevolg lage zuurstofwaarden. In dit gebied zijn de hoogste benthoswaarden gevonden. 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 brakwatergetijdezone wordt door juveniele mariene vis gebruikt als kinderkamer tijdens het eerste levensjaar (IHD). 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.

De visfauna in het brakwatergetijdengebied van de Zeeschelde wordt gedomineerd door twee groepen: mariene en estuariene soorten. Echter, sommige zoetwatervis kan voorkomen bij een saliniteit tot 15 psu. Voor estuariene vissoorten (brakwatergrondel, dikkopje, puitaal, kleine zeenaald en slakdolf) biedt de Beneden Zeeschelde voldoende foerageerhabitat om duurzame populaties te ontwikkelen (IHD).

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 (IHD).

Echter, niet voor al deze soorten is bekend wat de zuurstofcriteria zijn voor gezonde overleving.

Tabel 4.1 geeft een overzicht van mariene en estuariene vissoorten die voorkomen in de Zeeschelde, zoetwatergetijdegebied en van diadrome vissoorten.

Soort	**Wetenschappelijke naam**	**Gilde**
Brakwatergrondel	*Pomatoschistus microps*	ER
Dikkopje	*Pomatoschistus minutus*	ER
Glasgrondel	*Aphia minuta*	ER
Grote zeenaald	*Sygnathus acus*	ER
Harnasmannetje	*Agonus cataphractus*	ER
Kleine zandspiering	*Ammodytes tobianus*	ER
Kleine zeenaald	*Syngathus rostellatus*	ER
Langsnuitzeepaardje	*Hippocampus guttulatus*	ER
Puitaal	*Zoarces viviparus*	ER
Slakdolf	*Liparis liparis*	ER
Zeedonderpad	*Myoxocephalus scorpius*	ER
Congeraal	*Conger conger*	MA
Horsmakreel	*Trachurus trachurus*	MA
Kleine pieterman	*Echiichthys vipera*	MA
Lozano's grondel	*Pomatoschistus lozanoi*	MA
Makreelgeep	*Scomberesox saurus*	MA
Mul	*Mullus surmuletus*	MA
Pitvis	*Callionymus lyra*	MA
Schurftvis	*Arnoglossus laterna*	MA
Smelt	*Hyperophus lanceolatus*	MA
Griet	*Scophthalmus rhombus*	MJ
Haring	*Clupea harengus*	MJ

Kabeljauw	*Gadus marhua*	MJ
Koornaarvis	*Atherina presbyter*	MJ
Rode poon	*Trigla lucerna*	MJ
Schar	*Limanda limanda*	MJ
Schol	*Pleuronectes platessa*	MJ
Steenbolk	*Trisopterus luscus*	MJ
Tarbot	*Scophthalmus (Psetta) maximus*	MJ
Tong	*Solea solea*	MJ
Wijting	*Merlangius merlangus*	MJ
Zeebaars	*Dicentrarchus labrax*	MJ
Adderzeenaald	*Entelurus aequoreus*	MD
Ansjovis	*Engraulis encrasicolus*	MD
Geep	*Belone belone*	MD
Heilbot	*Hippoglossus hippoglossus*	MD
Snotolf	*Cyclopterus lumpus*	MD
Sprot	*Sprattus sprattus*	MD
Stekelrog	*Raja clavata*	MD
Vijfdradige meun	*Ciliata mustela*	MD
Bot	*Platichtys flesus*	ER/Di
3d stekelbaars	*Gasterosteus aculeatus*	Di
Dunlipharder	*Liza ramado*	Di
Elft	*Alosa alosa*	Di
Fint	*Alosa fallax*	Di
Houting	*Coregonus lavaretus*	Di/Fw
Paling	*Anguilla anguilla*	Di
Rivierprik	*Lampetra fluviatilis*	Di
Spiering	*Osmerus eperlanus*	Di
Steur	*Acipenser sturio*	Di
Zalm	*Salmo salar*	Di
Zeeforel	*Salmo trutta*	Di
Zeeprik	*Petromyzon marinus*	Di
Alver	*Alburnus alburnus*	Fw
Baars	*Perca fluviatilis*	Fw

Barbeel	*Barbus barbus*	Fw
Beekprik	*Lampetra planeri*	Fw
Bermpje	*Barbatula barbatula*	Fw
Bittervoorn	*Rhodeus sericeus*	Fw
Blankvoorn	*Rutilus rutilus*	Fw
Brasem	*Abramis brama*	Fw
3doornige stekelbaars	*Gasterosteus aculeatus*	Fw/Di
Elrits	*Phoxinus phoxinus*	Fw
Giebel	*Carassius auratus gibelio*	Fw
Grote modderkruiper	*Misgurnus fossilis*	Fw
Karper	*Cyprinus carpio*	
Kleine modderkruiper	*Cobitis taenia*	Fw
Kolblei	*Blicca bjoerkna*	Fw
Kopvoorn	*Leuciscus cephalus*	Fw
Kroeskarper	*Carassius carassius*	Fw
Kwabaal	*Lota lota*	Fw
Europese meerval	*Silurus glanis*	Fw
Pos	*Gymnocephalus cernuus*	Fw
Rietvoorn	*Scardinius erythrophthalmus*	Fw
Rivierdonderpad	*Cottus gobio*	Fw
Riviergrondel	*Gobio gobio*	Fw
Serpeling	*Leusiscus leuciscus*	Fw
Sneep	*Chondrostoma nasus*	
Snoek	*Esox lucius*	Fw
Snoekbaars	*Stizostedion lucioperca*	FW
10doornige stekelbaars	*Pungitius pungitius*	Fw
Vetje	*Leucaspisus delineatus*	Fw
Winde	*Leusiscus idus*	Fw
Zeelt	*Tinca tinca*	Fw

Tabel 4.1 Soortenlijst mariene, estuariene (Breine 2009, tabel C, IHD, blz. 164-166) en zoetwatervissoorten (IHD, blz 171) in de Schelde. Gilde-indeling volgens levensgeschiedenig volgens Kranenbarg en Jager (2008): MA = Mariene Adulte vis, MJ = Marien Juveniele vis, MD = Mariene Dwaalgasten, ER = Estuarien Residente vis met mariene origine, Di = Diadrome vis, Fw = Zoetwater vis.

Effecten van lage zuurstofwaarden op vis

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. Gedragsmatige veranderingen door 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.

Bepaling van de criteria voor deze evaluatiemethodiek zuurstof

Gray et al. (2002) vonden dat in het algemeen een langere blootstelling aan **4 mg l^{-1} O_2 voor acute mortaliteit** zorgt in vele **invertebraten en niet-zalmachtige visembryo's**, terwijl **3 mg l^{-1} O_2** voor **acute mortaliteit** zorgt in **niet-zalmachtigen**. Daarnaast zijn larvale vissen en crustacea gevoeliger dan de volwassenen. Bij een concentratie van **3 mg O_2.L-1** is sterfte van volwassen estuariene vissoorten een reëel gevaar in de Elbe (ARGE ELBE, 2004). In Nieuw Zeeland werd vastgesteld dat vismortaliteit uitsluitend optrad bij concentraties van **2 mg L-1** of lager (Dean en Richardson, 1999).

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*

Ook al worden groei en metabolisme beïnvloedt bij zuurstofconcentraties boven 2 mg l^{-1}, toch wordt deze waarde als minimum 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 benthische gemeenschappen tot mortaliteit. Dit zal het eerst optreden bij crustacea en echinoïden, daarna bij de meer gevoelige annelida en uiteindelijk bij tweekleppige schelpdieren (Gray et al., 2002)

Wanneer zuurstofcriteria aan de hand van vis worden bepaald aan het Schelde-estuarium dient o.a. rekening gehouden te worden met de zuurstofconcentratie waarbij responses

optreden, de soort respons en de duur van blootstelling. Daarnaast geldt algemeen dat jonge vis gevoeliger is voor lagere zuurstofconcentraties dan volwassen vis (IHD).

Voor het bepalen van zuurstofcriteria voor het Chesapeake Bay estuarium in de Verenigde staten werden verschillende responsen in ogenschouw genomen:

- gereduceerde groei van juveniele en volwassen vis door lange termijn blootstelling
- gereduceerde overleving van juveniele en volwassen vis als een gevolg van korte termijn acute blootstelling
- gereduceerde overleving van larvae wat zorgt voor verminderde populatietoename.
- gereduceerde overleving van bedreigde of beschermde juveniele en volwassen vis.

Voor de Schelde resulteert dit voor de indicator "dagminimum zuurstof" in volgende criteria:

ZOMER

Polyhalien, oligohalien en zoet

In de zomer (vanaf mei tot en met oktober) wordt een minimum van 5 mg/l voorgesteld. Dit criterium geldt dag en nacht en moet het overleven van alle doelsoorten mogelijk maken. Bovendien, als 5 mg/l continu bereikt wordt, zullen de zuurstofwaarden overdag veel hogere waarden kunnen aannemen, welke vereist zijn voor het voorkomen van diverse gevoeligere soorten.

Mesohalien:

Uitzondering op de 5 mg/l grens 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. Modellering van de pristiene toestand van de Zeeschelde (geen antropogene belasting, maar dezelfde morfologie als vandaag) toont dat het seizoenaal minimum tot **6 mg O_2. L^{-1}** kan zakken (IHD). 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 een 90% norm van 5 mg/l (op basis van continue data) en een absolute norm van 2.5 mg/l, te bepalen in elk compartiment.

De meeste vissoorten kunnen korte perioden met lage zuurstofwaarden, tot 2.5 mg/l, overleven. Vissen zijn bovendien mobiel en zullen in de eerste plaats hypoxische en anoxische zones ontwijken. Eventueel zwemmen ze naar de oppervlakte om lucht te happen of via huidademhaling aan voldoende zuurstof te komen.

Door een 90% norm van 5 mg/l te hanteren, wordt vermeden dat de brakke zone gedurende lange perioden een barrière zou vormen voor vispassage. Met 90% van de tijd een zuurstofgehalte dat 5 mg/l overstijgt, kan de Schelde een goede visgemeenschap in het brakke herbergen.

WINTER

Gehele estuarium

Tijdens het winterhalfjaar, vanaf november tot en met april, wordt de zuurstofdrempel opgetrokken tot 6 mg/l zuurstof in het pelagiaal in het gehele estuarium, te bepalen in elk compartiment. Dit minimum geldt dag en nacht en is essentieel voor het migreren, paaien 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 oa zalmachtigen of karperachtigen toelaten.

Wanneer de zuurstofwaarden niet voldoen aan bovenstaande criteria, is het belangrijk om naar de duur van het zuurstoftekort te kijken, en dit vanuit twee perspectieven. Ten eerste is er het gevaar voor acute toxiciteit bij zuurstoftekort. Zuurstofwaarden lager dan 2.5 mg/l kunnen dodelijk zijn voor sommige organismen. Echter als de blootstellingsduur beperkt is, kunnen de meeste organismen een periode van hypoxia overleven. Daarom wordt voorgesteld om te berekenen hoe lang het zuurstofgehalte onder 2.5 mg/l daalde. Het aantal dagen dat het minimum van 2.5 mg/l niet werd gehaald, en de duur van dit zuurstoftekort (per dag berekend) zijn een indicatie voor de grootte van het acute zuurstofprobleem op het gebied van toxiciteit. De blootstellingsduur waarbij een organisme een periode van hypoxia nog kan overleven is sterk afhankelijk van de soort en het levenstadium van het organisme enerzijds en de zuurstofconcentratie anderzijds. De kennis hierover is nog onvoldoende voorhanden, zodat het uitwerken van criteria voor blootstellingduur in functie van concentraties nog niet mogelijk is.

Een tweede aspect bij lage zuurstofwaarden is, naast acute toxiciteit, het functioneren van het ecosysteem. Zoals vermeld kunnen zones met verlaagde zuurstofwaarden onder andere een barrière vormen voor migratie of worden ze ongeschikt als paaigebied. Hogere zuurstofwaarden over een langere periode zijn hier van belang. Daarom wordt tevens de totale duur, per maand, bepaald dat zuurstof onder het minimum van 6 mg/l (winter) of 5 mg/l (zomer) blijft. Deze totale duur per maand vormt dan een indicatie voor de grootte van het zuurstofprobleem op het gebied van oa migratie van zuurstofgevoelige soorten. Ook hier geldt de bemerking dat als meer kennis voorhanden is, criteria fijner kunnen uitgewerkt worden.

Vergelijking van de MONEOS evaluatiemethodiek zuurstof met andere wetten en normen.

De voorgestelde evaluatiecriteria wijken af van de trendindicatoren die binnen het IDO project werden bepaald: "Percentage van de meetpunten in het Schelde-estuarium waarvan de zuurstofconcentratiejaarlijks nooit onder de 5 mg/L komt." (VLIZ, 2010). Door te werken met een percentage van meetpunten wordt niet duidelijk of er ergens in het estuarium een structurele, zuurstofloze barrière wordt gevormd. Het sporadische voorkomen van zuurstofdips of een vaste zone met lage zuurstofwaarden hebben een andere impact op het ecosysteemfunctieren, en verdienen daarom een andere evaluatie.

Vlaanderen

Vergelijking met IHD: Rekening houdend met soortspecifieke migratieperiodes en zwemcapaciteiten wordt in de IHD **6 mg l^{-1} als wekelijks gemiddelde** aangehouden in het pelagiaal **tussen 1 november en 30 april**, aangezien zalm-achtigen en rondbekken in deze tijd migreren. Tussen 1 mei en 30 oktober is deze minimale waarde in het pelagiaal verlaagd tot een wekelijks gemiddelde van **5 mg l^{-1}**. Bij het bepalen van deze waarden is ook rekening gehouden met de Kaderrichtlijn Water waarin de normen voor oppervlaktewate met de functie viswater in België neerkomen opdat 50% van de metingen 8 mg l^{-1} moet tonen (richtlijn), en 100% 5 mg l^{-1}(richtlijn voor karper-achtigen). 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 zalm-achtigen 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 zuurstofgehale niet onder 6 mg l^{-1} mag dalen.

Nederland

De KRW voor Nederland schrijft een Viswaterrichtlijn (EG, Nederland 2006) voor: water met als functie viswater voor zalm-achtigen 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 karper-achtigen 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 percentiel waarde 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.

Het Beleidsplan Westerschelde 1998 (BPWS) heeft als doelstelling voor de korte termijn in het overgangsgebied rivier-estuarium een absolute norm voor het zuurstofgehalte van het water van 5 mg/l. De doelstelling voor middellange termijn voor in de rivier, het overgangsgebied en de Westerschelde is de natuurlijke referentiewaardde (5 mg/l) te benaderen.
Anon 1999. Beleidsmonitoring Westerschelde: evaluatie beleidsplan Westerschelde 1998: Middelburg. 104 pp.

4.3 Evaluatiemethodiek nutriënten en organische belasting

4.3.1 Achtergrond

De Schelde had de trieste reputatie een van de meest vervuilde estuaria van Europa te zijn. Ondanks inspanningen op het gebied van waterkwaliteit bleef vooral het zoete deel van de Schelde een quasi dode rivier. Pas sinds het begin van het nieuwe millennium kon de zoete Schelde plots herademen. Het zelfzuiverende vermogen kwam weer op gang en verschillende ecosysteemfuncties herstelden zich.

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 ecosysteem functioneren. 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 een evaluatiemethode en 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. Binnen deze evaluatiemethodiek worden wel de krijtlijnen uitgezet hoe evaluatiecriteria kunnen worden afgeleid, en worden indicatoren uitgewerkt. Bij veranderende kennis van het ecosysteemfunctioneren, moet dan ook deze evaluatie verfijnd worden.

De doelstelling van deze evaluatiemethodiek 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 & Maris, 2008) wordt immers de stroomafwaartse begrenzing van het estuarium gevormd door de lijn Zeebrugge-Westkapelle, inclusief de Vlakte van de Raan. Bij uitbreiding kan de Belgisch-Nederlandse kustzone beschouwd worden als afwaartse grens voor de Schelde.

Het ganse Schelde-estuarium en de 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 ondermeer 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 fysico-chemie van de Schelde de bijdrage aan de vervuiling van de Noordzee in rekening gebracht worden. De fysisch-chemische waterkwaliteit 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.

Evaluatiecriteria voor nutriënten per deelzone in het estuarium moeten verder afgeleid worden in functie van het ecosysteemfunctioneren binnen een bepaalde zone, en de gewenste output aan nutriënten uit die zone. Hieruit kunnen grenzen afgeleid worden voor de input in elke deelzone. Ook voor de input vanuit de zijrivieren, vanuit het bekken, kunnen grenzen opgesteld worden.

Goed functioneren – nutriënten en organische belasting

De algemene benadering is ook hier het herstel van de ecosysteem functies van estuarium en kustzone. Terugkeren naar pristiene 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.

Er worden hier geen nutriëntconcentraties voorgesteld op basis van vergelijking met een historische referentie of met andere systemen, wel moeten deze op basis van het functioneren van het Schelde-ecosysteem afgeleid worden. Hiertoe worden drie aspecten in rekening gebracht bij het opstellen van deze methodiek:

- 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 .

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 voor werd geschoven voor estuaria, en door Lancelot et al., 2009 voor de kustzone.

Voor nutriënten en organische belasting zullen hier indicatoren ontwikkeld worden. Primaire productie, zuurstofgehalte en *Phaeocystis* zullen bepalend zijn voor het uitwerken van beoordelingscriteria voor de ontwikkelde indicatoren. 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 verblijftijd en lichtklimaat zijn minstens even belangrijk en worden daarom betrokken bij de evaluatie.

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 soms 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.

Beperkte verhoging van de productiviteit 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, welke zich kunnen doorvertalen in veranderingen in de ganse voedselketen. Ook kunnen schadelijke planktonsoorten tot bloei komen, welke toxines produceren.

Verhoogde fytoplanktondichtheden kunnen leiden tot secundaire effecten, zoals lichtlimitatie door beschaduwing 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. Normalerwijze zal een overmatige fytoplanktonbloei en bijhorende respiratie niet kunnen 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.

Zuurstof

Tijdens sterke algenbloei treedt er momenteel geen zuurstofdepletie op, maar bij afsterven van zo'n 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 temperatuursschommelingen, 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 zelfbeschaduwing.

Een sterke daling van het zuurstofgehalte (tot ruim onder de criteria die gesteld werden in de evaluatiemethodiek zuurstof) 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 vuilvracht te verwerken. De biologische zuurstofvraag (BOD5) in de Bovenschelde bedraagt gemiddeld nog 9 mg/l (gemiddelde 2005-2009). Modellering suggereert dat in de zomer de oppervlaktebeluchting de zuurstofvraag voor de afbraak van deze allochtone vuilvracht 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 vuilvracht 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 vuilvracht, om te voldoen aan de zuurstofvraag van het ecosysteem en aldus zuurstoftekorten te vermijden.

Wanneer er stratificatie zou ontstaan in bepaalde delen van het estuarium, kan de organische belasting, of het nu van allochtone dan wel autochtone (o.a. afstervend plankton) aard is, wel voor lokale hypoxie zorgen aan de bodem. Wanneer uit de observaties van zuurstof een toename blijkt van hypoxische condities in diepere waterlagen van het Schelde-estuarium, dringt een aanpassing van de evaluatiemethodiek zich op.

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.

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 bloeipiek 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. *Phaecystis*bloei wordt daarom door KRW naar voor geschoven als een belangrijke indicator voor eutrofiëring, en zal mede bepalend zijn voor het opstellen van deze evaluatiemethodiek.

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. Wanneer uit de observaties van zuurstof een toename blijkt van hypoxische condities in diepere waterlagen, dringt een uitbreiding van de evaluatiemethodiek zich op.

4.3.2 Indicatoren

Eutrofiëring is een complex probleem, dat zich kan uiten op verschillende manieren. Zuurstofgebrek en verschuivingen binnen de algenpopulatie worden hier naar voor geschoven als belangrijke gevolgen, die zullen worden opgenomen in de ontwikkeling van de evaluatiemethodiek. De evaluatie van deze uitingen van eutrofiëring, met name zuurstofproblemen en verschuivingen in planktonpopulaties, komen aan bod in de evaluatiemethodiek zuurstof, en in het thema ecologisch functioneren.

In deze evaluatiemethodiek wordt gezocht naar indicatoren voor nutriënten die moeten toelaten het gevaar op eutrofiëring te evalueren. Er is daarom gezocht naar indicatoren die

enerzijds het risico op zuurstoftekorten en anderzijds op fytoplanktonverschuivingen aangeven. Het gevaar op eutrofiëring wordt echter ook gestuurd door andere factoren zoals lichtklimaat en verblijftijd, die te allen tijde mee beschouwd moeten worden bij het opstellen van bepaalde criteria.

Ten slotte kan stikstof, in de vorm van nitriet (NO_2^-) of ammoniak (NH_3) toxisch zijn. Deze toxiciteit staat los van de eutrofiëringproblematiek, maar volledigheidshalve ook hier meegegeven.

Indicatoren die wijzen op 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 evaluatiemethodiek 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.

<u>fastNOD & slowNOD</u>

Bij zomerse temperaturen treedt nitrificatie snel op en ontrekt op korte tijd veel zuurstof aan het water. Een hoge ammoniumvracht kan, wanneer de omstandigheden voor nitrificatie gunstig zijn, d.w.z. hoge temperaturen en de aanwezigheid van een actieve populatie nitrificerende bacterieën, op 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 opzetbare 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.

Berekening (naar Maris et al., 2009):

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..**Error! Reference source not found.** Een 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.

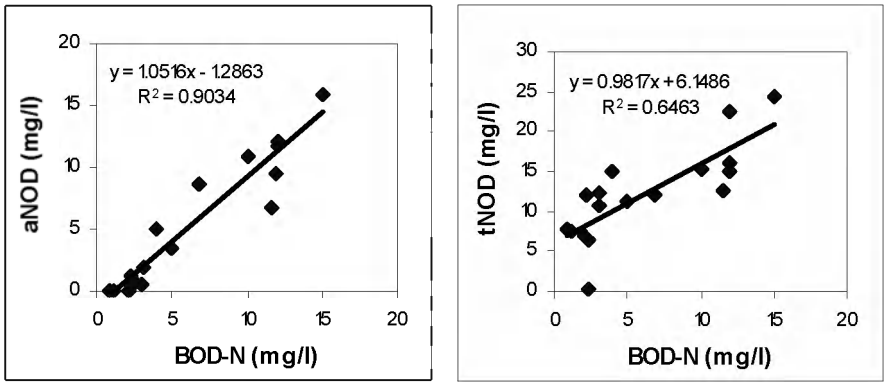
Mineralisatie van de vuilvracht en nitrificatie van alle NH_4^+ zijn de belangrijkste zuurstofconsumerende processen. Experimenten met nitrificatieremmers (BOD N-serve) in

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:

aNOD (mg/l) = 4.33 [NH_4^+-N] + 16/14 [NO_2^--N]

waarbij nutriëntconcentraties in mg/l worden gehanteerd. Figuur 4.4 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 4.4 *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 stikstoffractie. 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 stikstoffractie 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 stikstoffracties zijn daarom nog niet voorhanden. Zolang de kennis hieromtrent ontbreekt, kan de fastNOD benaderd worden door de aNOD. De snelafbrekende organische stikstoffractie wordt hierbij verwaarloosd.

Evaluatie van de slowNOD, op basis van fractie traagafbreekbare organische stikstof, wordt ook uitgesteld tot meer kennis voorhanden is.

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 snelafbrekende fracties opportuun zijn. Van 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.

Berekening (naar Maris et al., 2009):

Ook hier zijn twee berekeningswijzen mogelijk. Via toedienen van een nitrificatieremmer aan het BOD staal kan de zuurstofvraag voor mineralisatie van de koolstoffractie bepaald worden (BOD-C), omdat de zuurstofvraag voor nitrificatie wordt geïnhibeerd. Deze methode is toepasbaar in alle seizoenen en wordt daarom voor deze indicator voorgesteld.

Een tweede methode bestaat erin de BOD te bepalen zonder nitrificatieremmer, 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 bactiëren 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.

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 organische 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 lichtgelimiteerd verondersteld. In de Zeeschelde is naast lichtbeschikbaarheid ook de verblijftijd een cruciale factor voor de primaire productie (Cox et al, 2009). 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 binnenvloeit. Het debiet dat het estuarium zo binnenkomt is ongetwijfeld sterk verlaagd door menselijk ingrijpen. Bij het beoordelen van de nutriënten moet daarom verblijftijd en lichtklimaat mee in beschouwing genomen worden. Een doorgedreven 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.

Berekening:

TDIN= NH_4^+-N + NO_2^--N + NO_3^--N

Indicatoren die wijzen op gevaar voor verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling

Silicium speelt een sleutelrol bij ongewenste 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 plankton populaties 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 eutrofieringsplaatje 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., 2009). 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 inertheid van BSi.

Er zijn dus aanwijzingen dat tot 50% van de Si-toevoer naar kustzones in biogene vorm (BSi) plaatsvindt. Het is evenwel 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 cyclering 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 cyclering 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. Bijgevolg 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 milderende 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.

DSi

In deze evaluatiemethodiek wordt DSi opgenomen als indicator voor het lokale risico op verschuivingen binnen de fytoplanktongemeenschap. Tekorten aan DSi kunnen rechtstreeks leiden tot verschuiving van diatomee naar niet-diatomee-algen.

ICEP: ICEP-DSi & 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. Bij een overmaat aan stikstof of fosfor ten opzichte van silicium, zullen andere algensoorten, doorgaans schadelijke, het overnemen van de diatomeeën. 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. Indien inzichten in deze ratios wijzigen, dient de berekening van de ICEP aangepast te worden. Het is dan best mogelijk dat verschillende zones in het estuarium een verschillende ICEP berekening zullen vereisen. De berekening gaat als volgt:

ICEP = (Nflux/(14*16) – Siflux/(28*20)) * 106 * 12 wanneer N/P < 16 (N is limiterend over P)

ICEP = (Pflux/31 – Siflux/(28*20)) * 106 * 12 wanneer N/P > 16 (P is limiterend over N; dit laatste is vooralsnog het geval in de Schelde, waardoor deze berekeningswijze voor ICEP van toepassing zal zijn).

Bij Billen en Garnier (2007) stellen Nflux, Pflux en Siflux de gemiddelde fluxen voor 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 gebieden 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.

TDIN

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 phytoplanktonpopulatie. Wanneer deze soort niet overmatig tot bloei komt, zullen geen grote kolonies (> 400 µm) gevormd worden en wordt deze soort eveneens begraasd door het zoöoplankton, 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 vormen. Lancelot et al. (2009) bepaalden een grens van 4 x 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. Daarom wordt in deze evaluatiemethodiek TDIN ook opgenomen als indicator voor het risico op verschuivingen in de fytplanktonsamenstelling en in het bijzonder in de kans op schadelijke *Phaeocystis*-bloei in de kustzee.

Indicatoren die wijzen op toxiciteit

Nitriet – Ammoniak: van nitriet en ammoniak is beschreven dat het toxisch kan zijn, vooral vis is gevoelig hiervoor.

4.3.3 Spatieel en temporeel bereik

De problemen geassocieerd met eutrofiëring manifesteren zich in hoofdzaak in het zomerhalfjaar. De basis voor een eutrofiëringsprobleem kan echter reeds in de winter gelegd worden. Het is daarom aangewezen om in alle seizoenen metingen te verrichten voor deze evaluatiemethodiek.

Voor deze evaluatiemethodiek zijn metingen vereist van de nutrïenten N, P en Si en van de BOD. Als input voor de modellen zijn deze metingen jaarrond nodig (naast de andere essentiële inputgegevens voor het ecosysteemmodel zoals beschreven in 4.2.3). Alle ingrediënten zijn dus voorhanden om jaarrond nutriënten te evalueren.

FastNOD is een indicator voor zuurstofproblemen op korte tijd. Daarom wordt voorgesteld deze, via modellering, continu te bepalen en te evalueren.

De indicator DSi verdient, via modellering, een dagelijkse bepaling en evaluatie.

Voor de andere indicatoren volstaat een maandelijkse evaluatie in het winterhalfjaar, in de zomer twee maal per maand, in overeenstemming met de meetfrequentie.

De totale flux aan TDIN naar de kustzee dient jaarlijks bepaald te worden.

FastNOD, BOD-C en DSi, Nitriet en Ammoniak dienen in elke compartiment, niveau 4 bepaald te worden. Voor de andere indicatoren volstaat een bepaling op niveau 3. De jaarlijkse TDIN flux wordt bepaald op niveau 1; om de bijdrage van de verschillende delen van het estuarium in te schatten, wordt ook een bepaling op niveau 3 verricht.

4.3.4 Benodigdheden

Voor het opstellen van beoordelingscriteria is een goed ecosysteemmodel vereist. Een beschrijving van dit model is weergegeven bij de evaluatiemethodiek zuurstof. Dit model heeft als input minimaal de volgende gegevens nodig: zuurstof, ammonium, nitraat+nitriet, opgelost silicium, fytoplankton biomassa, zoöplankton biomassa en organisch materiaal (o.a. gemeten als BOD). Aanvullend is ook BSi vereist. Met deze metingen zijn ook bijna alle ingrediënten voorhanden voor het bepalen van de indicatoren. Voor ICEP zijn nog de oppervlakten van het stroomgebied vereist, op niveau 3. Debieten zijn ook vereist.

De bepaling van BOD-C is vooral van belang in die zones waar er veel organische belasting is. Momenteel is dat het volledige bekken van de Zeeschelde, en een stuk van de brakke zone in de Westerschelde. Hier zijn metingen van BOD een must. In zones waar de organische belasting relatief laag is, en de BOD-waarden dalen tot onder 1 mg/l, hebben deze metingen weinig zin meer. Daarom is, in grote delen van de Westerschelde, deze parameter niet aan de orde.

Voor de indicator ammonium, zijn metingen van NH_3 niet essentieel. NH_3 kan ook berekend worden via het chemische evenwicht met ammonium (NH_4^+).

$$NH_4^+ \rightleftharpoons NH_3 + H^+$$

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

$$pH - pKa = \log([NH_3]/[NH_4^+])$$

waarbij pKa temperatuursafhankelijk is: pKa = 0.09018 + 2729.92/T, (T = Kelvin = 273 + T °C).

4.3.5 Beoordelingscriteria

Het uitwerken van beoordelingscriteria betekent het afbakenen van grenzen waarbinnen de indicatoren voor nutriënten mogen fluctueren. Dit vereist een grondige kennis van het ecosysteemfunctioneren, een kennis die continu in opbouw is. Bovendien is ook het ecosysteem zelf continu in verandering. Bij veranderingen in het ecosysteemfunctioneren, is het mogelijk dat de beoordelingscriteria aangepast moeten worden.

<u>FastNOD</u>

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 snelafbreekbare fractie deze waarde aanneemt, leidt dit onmiddellijk tot zuurstofproblemen. Daarom wordt hier gesteld dat de snelafbreekbare 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.

<u>SlowNOD</u>

Hierover is de kennis nog zeer beperkt. Een beoordelingskader is nog niet voorhanden, maar een daling kan als positief beschouwd worden.

BOD-C

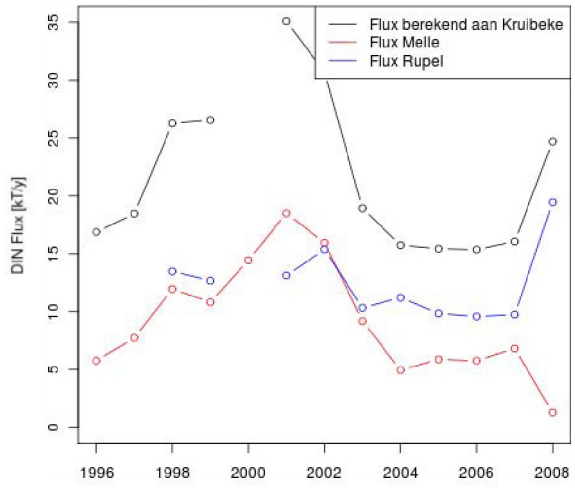
In de KRW Vlaanderen wordt 6 mg/l als norm gehanteerd voor BOD. We hanteren de Vlaamse norm als bovengrens voor BOD-C. Wanneer modelresultaten uitwijzen dat deze grenswaarde onverzoenbaar is met goed ecologisch functioneren van het estuarium, dient de waarde aangepast te worden. Deze nieuwe grenswaarde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

Pristiene situaties kunnen niet gelden als referentie voor de beoordeling van de nutriëntvracht. In deze evaluatiemethodiek zal die enerzijds bepaald worden door de vereisten om fytoplanktonverschuivingen te vermijden in de kustzee (zie verder), en anderzijds door de vereisten om algenbloei in het estuarium niet te laten ontsporen met zuurstofgebrek als gevolg. Voor dit laatste 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 restricties zal opleggen aan een complex samenspel van nutriënten, verblijftijd en lichtklimaat. Het uitvoeren van robuustheidtesten levert hierbij een belangrijke meerwaarde en moet toelaten de kans op problemen beter in te schatten. Dit vereist weerom zeer goede systeemkennis en zeer performante ecosysteemmodellen. Het is op dit moment nog niet mogelijk de criteria voor deze indicator verder uit te diepen.

Robuustheidtesten zullen een belangrijke rol spelen bij de opstelling van goede criteria voor evaluatie. Het zijn immers plotse weersveranderingen die het afsterven van een planktonbloei zullen induceren, met potentiële zuurstofproblemen tot gevolg. De criteria voor TDIN en Ptot moeten zo gekozen worden, dat met een “normale verstoring” er geen zuurstoftekorten ontstaan.

Voor het eutrofiëringsrisico in de kustzee zijn wel reeds criteria voorhanden. Lancelot et al. (2009) becijferden een maximale, totale TDIN flux naar de kustzee van 60 kton/jaar. Modellen wezen uit dat die flux bij het begin van dit decennium 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, 2007) als de berekeningen van Soetaert (Hofman, 2008) als de berekeningen met het model van Cox 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 4.4). Er valt wel een grote schommeling op in de jaarlijkse flux, de 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., 2005).



Figuur 4.5 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 voorgesteld van 20 kiloton/jaar. Voor fluxen hoger dan 20 kiloton/jaar, wordt deze indicator als negatief geoordeeld.

Het uitvoeren van een robuustheidtest bij deze indicator is een pluspunt. De TDIN-export blijkt immers sterk afhankelijk te zijn van klimatologische omstandigheden, waardoor dalingen van de export misschien niet te wijten zijn aan een structurele verbetering in het Schelde-ecosysteem, maar louter verklaard kunnen worden door gunstige weersomstandigheden.

Om de relatieve bijdrage aan de eutrofiëring van de kustzee te kennen voor de verschillende delen van het estuarium, dient de flux ook bepaald te worden in elk compartiment op niveau 3. Voor elk compartiment moeten zo ook maximale fluxen bepaald worden.

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 mg/l gebruikt als grenswaarde.

Een absolute norm voor DSi vooropstellen die te allen tijde moet gehaald worden is echter niet mogelijk en niet wenselijk. Hoe laag de siliciumconcentratie ook is, een beperkte periode van siliciumlimitatie is onschadelijk zolang het relatieve belang van niet-diatomeeen 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 diatomeeen in de totale populatie in de Zeeschelde tot onder de 60% zakte.

Daarom stellen we voor om de indicator DSi als negatief te beoordelen wanneer in 2 maanden of meer (zijnde twee meetpunten wanneer maandelijks gemeten wordt of 3 wanneer tweewekelijks gemeten wordt) lager is dan 0.01 mM

ICEP-DSi en ICEP-TSi

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 steevast 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. In de sterk gewijzigde Schelde is het wellicht onmogelijk de negatieve ICEP-DSi waarden na te streven. Als de ICEP-DSi niet meer positief is, kan deze indicator als positief geëvalueerd worden.

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 duidelijk negatief is, daalt wellicht het risico op eutrofiëringsproblemen. Meer kennis is echter vereist om de juiste criteria op te stellen voor een goede evaluatie van ICEP-DSi en ICEP-TSi. Het is immers niet duidelijk of biogeen silicium in elk afwaartse compartiment steeds terug beschikbaar zal komen als DSi, noch binnen welke tijdsspanne dit gebeurt. BSi kan mogelijks snel cycleren via zoöplankton, het kan evengoed traag cycleren na depositie in schorren, of het kan begraven worden en voor zeer lange tijd uit de siliciumkringloop verdwijnen.

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.

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden. Concentraties nutriënten worden onder andere bepaald door aanvoer vanuit het bekken, neerslag, debiet en grondwater.

Benodigde factoren:

- Nutriëntenconcentraties uit het bekken, daggemiddelden
- Volume waterkolom niveau 4
- Stroomsnelheid waterkolomm niveau 4
- Nutrientenconcentraties uit grondwater, daggemiddelden, niveau 4
- Neerslagvolume
- Nutrientenconcentraties per neerslagvolume
- Nutrientenconcentraties grondwater

4.4 Evaluatiemethodiek lichtklimaat

4.4.1 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.

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 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 4.2).

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 SPM + 2.27 (r^2 = 0.73)	

Tabel 4.2 Lineaire regressie tussen k_d en SPM

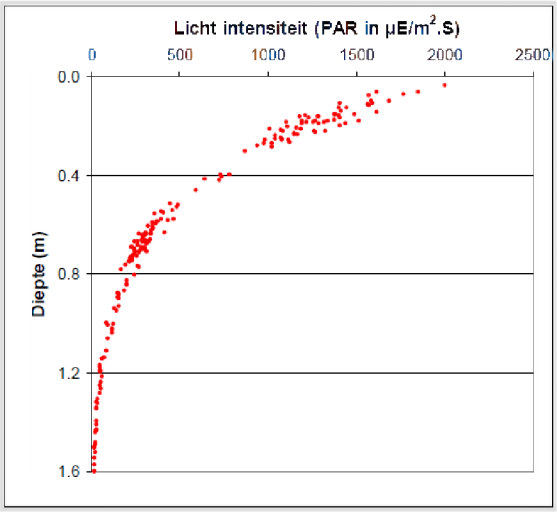
Turbiditeit en zwevende stof kunnen dus gebruikt worden om historische trends in lichtklimaat te reconstrueren. Voor evaluatie van het huidige lichtklimaat, wordt echter gebruik gemaakt van gemeten k_d waarden of secchi data.

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 (fig. 4.5):

$E_0 = E_0 (0)\, e^{-k_d z}$

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 $W.m^{-2}$ ≈ 450 $W.m^{-2}$). E_0 (0) ligt vaak rond 2000 $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$ (450 * 4,6 = 2070).

Instraling wordt vaak uitgedrukt in Einstein of een van de subeenheden ervan, zoals $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$. 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 $1W.m^{-2}$ equivalent aan 4,6 $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$ bij zonlicht.



Figuur 4.6 *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).

Er kunnen verschillende klassen onderscheiden worden:

0 – 0,17 extreem troebel

0,17 – 0,5 troebel

0,5 – 0,9 helder

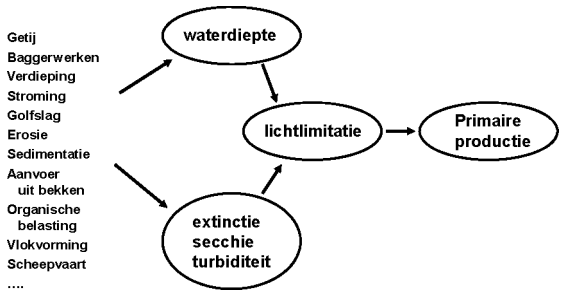
>0,9 extreem helder

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 4.6). Aangenomen wordt dat de lichtextinctie (benaderd via zwevende stof gehalte) door menselijke invloed werd 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 sedimentvracht 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 hydrodanymiek leiden tot een verhoogde troebelheid van het systeem.



Figuur 4.7 Factoren die lichtlimitatie beïnvloeden

In de Zeeschelde daarentegen kan 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, … 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.

Toename van de zwevende stof en de troebelheid, 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. De gevolgen voor het ecosysteem kunnen zeer nadelig zijn (zie evaluatiemethodiek nutriënten en organische belasting).

Een verbetering van het lichtklimaat kan daarom niet onafhankelijk beoordeeld worden, maar moet steeds gepaard gaan met een evaluatie van nutriënten en organische belasting. 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. Bij een verbetering van het lichtklimaat is een evaluatie aan de hand van zo'n model aan de orde.

Het is cru om een verbetering van het lichtklimaat als ongewenst te beoordelen wanneer de nutriëntvracht nog ongezond hoog is. Een verbetering van het lichtklimaat leidt in dit geval tot het aanpassen van de beoordelingscriteria voor nutriënten en een strengere beoordeling van de nutriëntvracht. 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.

4.4.2 Indicatoren

Jaargemiddelde en zesjaarlijks gemiddelde 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.

Voor het jaargemiddelde worden alle data van één jaar samen per compartiment (niveau 4) gemiddeld, voor het zesjaarlijks gemiddeld worden alle data van zes jaar gemiddeld (per compartiment (niveau 4).

Jaargemiddelde en zesjaarlijks gemiddelde 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).

Voor het jaargemiddelde worden alle data van eufotische diepte per compartiment van één jaar samen gedeeld door de gemiddelde diepte van het compartiment over één jaar. Voor het zesjaarlijks gemiddelde worden alle data van eufotische diepte per compartiment van zes jaar samen gedeeld door de gemiddelde diepte van het compartiment over zes jaar.

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.

4.4.3 Spatieel en temporeel bereik

Het lichtklimaat is afhankelijk van het getij. Eufotische diepte kan gedurende één getij variëren van 30 cm tot 1,5 m. Aangezien zwevende stofconcentraties sterk kunnen

fluctueren in functie van getij of weersomstandigheden, zal ook het lichtklimaat grote schommelingen kennen. De periodieke metingen (maandelijks tot twee maal per maand) kennen dan ook een zekere variatie.

Voor de bepaling van het jaargemiddelde, het zesjaarlijks gemiddelde en de minimale en maximale eufotische diepte worden de periodieke metingen, op niveau 4, van k_d of sechhie diepte gebruikt.

4.4.4 Benodigdheden

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 z1 en z2 waarbij $z1 = z2 + \Delta z$. 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 secchie 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.

4.4.5 Beoordelingscriteria

Aangenomen wordt dat de lichtlimitatie is toegenomen door menselijke beïnvloeding. Daarom stellen de IHD voor de Zeeschelde:

"*Hoewel er geen hard bewijs is dat het lichtklimaat vroeger beter was dan vandaag, zijn er verschillende indicaties dat het lichtklimaat vroeger beter kan geweest zijn. Daarom zijn maatregelen nodig die het lichtklimaat verbeteren. Het temperen van de hydrodynamiek is, samen met het beperken van erosie in het bekken, het meest aangewezen.*"

"Er zijn dus indicaties dat momenteel het lichtklimaat inderdaad is afgenomen omdat het systeem dieper en troebeler is geworden. Ondanks het feit dat geen kwantificerende IHD voor lichtklimaat konden worden afgeleid, kunnen wel sturende criteria worden opgegeven, zoals:

- de troebelheid van het systeem mag jaargemiddeld niet vergroten

- de verhouding fotische diepte op mengdiepte mag jaargemiddeld niet afnemen.

Troebelheid en fotische diepte zijn lastige parameters om trends op te bepalen.

Daarom kan het criterium ook geformuleerd worden naar sturende factoren o.a.:

- de asymmetrie van de tijcurve mag niet meer vergroten dan wat het gevolg is van de stijging van de zeespiegel en de natuurlijke daling van de zeebodem. "

Omwille van het belang van een goed lichtklimaat voor het ecologisch functioneren, en omwille van de aanwijzingen dat het lichtklimaat reeds door menselijk ingrijpen is verslechterd, wordt in de evaluatiemethodiek lichtklimaat ook gesteld dat het lichtklimaat niet mag verslechteren. Omdat de troebelheid van jaar tot jaar kan verschillen, vaak ten gevolge van klimatologische omstandigheden, zal ook het lichtklimaat verschillen. Het criterium luidt daarom:

Jaargemiddelde en zesjaarlijkse gemiddelde eufotische diepte

Een vermindering van de zesjaarlijkse gemiddelde eufotische diepte is nadelig voor het ecosysteem. De jaarlijks gemiddelde eufotische diepte daalt best niet meer dan 15% onder het zesjaarlijk gemiddelde.

Jaargemiddelde en zesjaarlijkse gemiddelde lichtlimitatie

Een toename van de zesjaarlijkse gemiddelde lichtlimitatie is nadelig voor het ecosysteem. Afwijking van meer dan 15% van de jaargemiddelde lichtlimitatie boven het zesjaarlijkse gemiddelde zijn ongewenst.

Naast gegevens over het jaarlijks gemiddelde, zijn de fluctuaties binnen een jaar van belang. Criteria voor de maximale en minimale eufotische diepte en lichtlimitatie zijn echter niet standaard voorhanden. Deze dienen bij het uitwerken van de evaluatiemethodiek nutriënten modelmatig te worden opgesteld in functie van de op dat moment heersende systeemkarakteristieken.

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden. Eerder staan de beïnvloedende factoren genoemd.

Benodigde factoren zijn:

- Gemiddelde stroomsnelheden per jaar, niveau 4
- Getij
- Gemiddelde organische belasting per jaar, niveau 4.
- Watervolume per niveau 4
- Golfslag

- Hoeveelheid bathymetrische veranderingen binnen niveau 4

Vergelijking met bestaande normen:

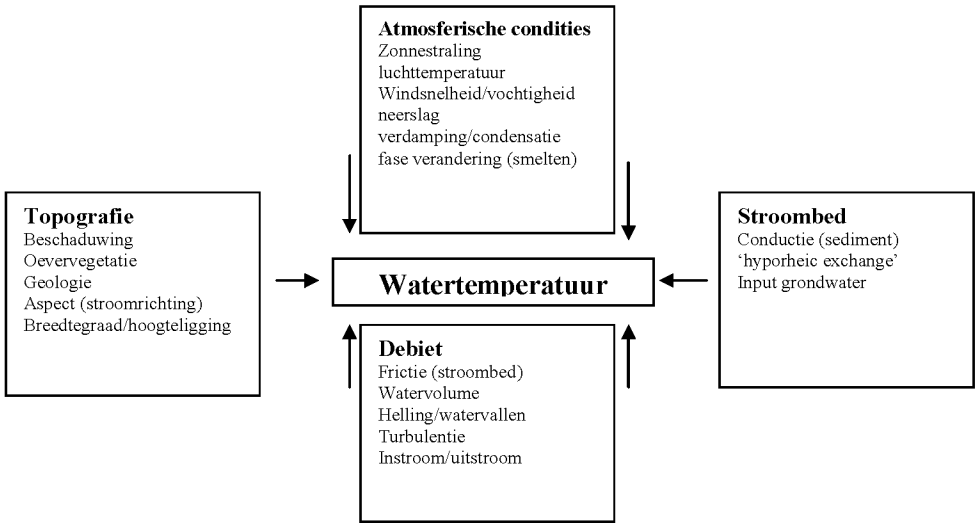
Voor overgangswateren (O_2) zijn getalswaarden gesteld voor doorzicht Goed Ecologisch Toestand, namelijk minimaal 0,2 m en maximaal 0,5 meter. Deze getalswaarden slaan op Z_{secchi}, omgerekend komt het neer op minimaal 33 cm, maximaal 125 cm eufotische diepte (Evers, 2006)

4.5 Evaluatiemethodiek Temperatuur

4.5.1 Achtergrond

Hoewel luchttemperatuur ook belangrijk is voor bepaalde fauna en flora in het Schelde-ecosysteem, beperkt deze methodiek zich tot de watertemperatuur. Om beoordelingscriteria op te stellen voor deze watertemperatuur werd, net als bij de andere evaluatiemethodieken binnen het thema fysico-chemie, gekeken naar het effect van temperatuur op verschillende onderdelen van het ecosysteem. 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 in tijd en ruimte. In dit hoofdstuk zullen op basis van beschikbare data en literatuurgegevens indicatoren worden gekozen met bijhorende criteria om een goed ecologisch functioneren te ondersteunen.

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 4.7 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 4.8 Factoren die het warmteregime van de rivier beïnvloeden (naar Caissie, 2006).

4.5.2 Indicatoren

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 X); een temperatuursverandering heeft altijd een langzaam verloop.

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 bovengrenzen. Ook bestaande normen en richtlijnen leggen maxima op voor temperatuur.

Deze evaluatiemethodiek temperatuur wordt opgebouwd uit de volgende indicatoren:

Dagmaximum temperatuur

De maximale dagtemperatuur wordt bepaald op niveau 3, op basis van de data van continue meetstations.

Seizoensgemiddelde temperatuur

Het seizoensgemiddelde wordt bepaald in elk compartiment op niveau 3. Voor elk seizoen wordt het zesjaarlijks gemiddelde bepaald en het jaarlijks gemiddelde.

Winterminima

In de maanden december, januari en februari worden de maandminima bepaald.

4.5.3 Spatieel en temporeel bereik

Temperatuur varieert in tijd en ruimte. Watertemperatuur verandert niet van het ene op het andere moment; de meetfrequentie van de vaartochten uit de Geïntegreerde Systeemmonitoing Schelde-estuarium,, met één meting per maand in de winter en twee metingen per maand in de zomer, volstaat. Met deze metingen kunnen seizoensgemiddelden bepaald worden, waarmee ook het zesjaarlijks seizoensgemiddelde wordt berekend om klimatologische verschillen tussen de jaren op te vangen.

Bijkomende informatie over extreme temperaturen die zich kortstondig zouden voordoen, worden bekomen via continue meetstations. Hiermee kunnen dagmaxima bepaald worden.

4.5.4 Benodigdheden

De frequentie van staalname in de Geïntegreerde Systeemmonitoing Schelde-estuarium betreft in het zomerhalfjaar twee keer per maand, in het winterhalfjaar één keer per maand. Continue data zijn voor temperatuur voorhanden voor elk compartiment niveau 3 in de Westerschelde, en zullen ook beschikbaar komen in de Zeeschelde. De beschikbare data zullen voldoende zijn om de voorgeschreven evaluatiemethodiek uit te voeren.

4.5.5 Beoordelingscriteria

In het Schelde-estuarium worden voor de indicatoren voor de evaluatiemethodiek temperatuur de volgende criteria voorgesteld:

Dagmaximum temperatuur

Het dagmaximum voor temperatuur bedraagt 28°C. Bij overschrijding van deze temperatuur kunnen bepaalde functies in het gedrang komen en wordt het aantal opeenvolgende dagen geteld als maat voor de ernst van het probleem.

Seizoensgemiddelde temperatuur

Een stijging van het zesjaarlijkse seizoensgemiddelde is ongunstig voor het Schelde-ecosysteem. Het seizoensgemiddelde wordt bepaald in elk compartiment op niveau 3. Bovendien gelden voor elk jaar voor de seizoensgemiddelde temperatuur 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. Evaluatiecriteria zijn echter niet voorhanden. Winterminima kunnen echter nuttig zijn bij het verklaren van gewijzigde densiteiten voor bepaalde organismen na een strenge of zwakke winter.

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden. Eerder staan de beïnvloedende factoren genoemd.

Benodigde factoren:

- Gemiddelde dagtemperatuur van lozingen, niveau 3
- Maximale luchttemperatuur per seizoen, niveau 3
- Maximale luchttemperatuur per dag, niveau 3
- Aanvoer vanuit bekken
- Gemiddelde stroomsnelheden per dag, niveau 3
- Gemiddelde windsnelheden per dag, niveau 3
- Gemiddelde luchtvochtigheid per dag, niveau 3

Verantwoording van de voorgestelde criteria

De criteria zijn gekozen zodat de effecten op het ecosysteem beperkt worden.

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).

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 evaluatiemethodiek 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 (Brock, 1975, in Hartholt en Jager, 2004). 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).

FYTOPLANKTON/ZOÖPLANKTON

Algen staan aan de basis van de aquatische voedselketen. Verschuiving in algensamenstelling zal dan ook gevolgen hebben voor hogere trofische niveaus. Een verhoging van de watertemperatuur zorgt voor een verhoogde biomassa, maar ook een vervroegde algenbloei.

De groei van fytoplankton in het voorjaar wordt onder andere bepaald door temperatuur en turbulentie. Hoge nutriëntgehaltes 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 energieflux naar hogere trofische niveaus (Platt et al., 2003). Wanneer een temperatuursstijging 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, groeilimitatie, hogere groeisnelheid en reproductiesnelheid van zoöplankton, kan temperatuursverhoging zorgen voor een mismatch tussen zoöplankton en fytoplanktonbloei. Vergrote nutriëntlimitatie, 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; Platt et al., 2003).

Winder en Schindler (2004) toonden een temporele mismatch aan tussen *Daphnia*-populaties, de belangrijkste herbivoor, 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 de 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).

MACROFAUNA/VISSEN

Op vogels en zoogdieren na zijn alle aquatische organismen ectotherm of poikilotherm (Daufresne et al., 2003; Durance and Ormerod, 2009), waardoor een verandering van temperatuur direct gevolgen heeft op fysiologische processen. Fysiologische processen limiteren dan ook thermale tolerantie in organismen. Zuurstofopname door aerobe organismen heeft een thermisch optimum (Portner, 2001). Elke soort heeft een bepaald temperatuurbereik dat het tolereert en dit bereik bepaalt zijn locale en regionale ruimtelijke distributie (Tierno de Figueroa et al., 2010). Bij een overschrijding van de marges kunnen veranderingen in soortensamenstelling plaatsvinden (Van der Grinten et al., 2008).

Eurytherme organismen tolereren bredere temperatuurfluctuaties en zijn in staat om over te schakelen op een ander tolerantiekader van zomer naar winter en andersom. Desalniettemin zijn deze organismen wel gespecialiseerd in een kenmerkende thermisch omgeving (Portner, 2001).

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 ontregelt 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 4.3 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.

Organisme	Duur	Temperatuur	Effect
Zeepok *Elminius modestus* en *Balanus balanoides* en *Balanus crenatus*	≥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
Nereis diversitcolor		28	Geen schade
		35-37	sterfte
Amphipoda		33-34	Sterfte
Isopoda		33-34	sterfte

Tabel 4.3 Effecten van temperatuur op diverse organismen, naar Kerkum et al. (2003)

VIS

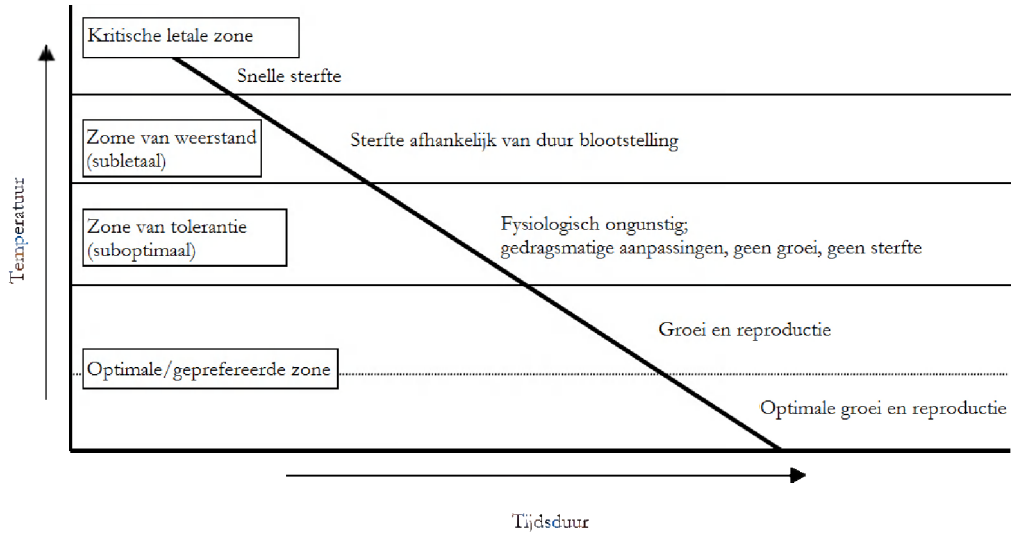
Vissen zijn ectotherm en daardoor niet in staat hun lichaamstemperatuur te reguleren aan de hand van fysiologische processen. Vissen kunnen met gedrag wel thermoregulatie vertonen door de selectie van temperatuurheterogene microhabitats (Brett 1971; Ficke et al., 2007, Stevens, 2006), maar blijven beperkt 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 (zie figuur 4.7) (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 4.9 *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 trekvissen 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.

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.

Bepaling van de criteria voor de evaluatiemethodiek temperatuur

Enerzijds zijn er temperatuursgrenzen die niet overschreden mogen worden, aangezien boven een bepaalde temperatuur letale effecten kunnen optreden. Voor de meeste organismen zullen geen problemen optreden bij een (kortstondige) blootstelling aan 28°C. Daarom geldt voor het criterium *Dagmaximum temperatuur* dat het dagmaximum van 28°C best niet overschreden wordt. Bij overschrijding dient het temperatuursmaximum en het aantal opeenvolgende dagen van overschrijding bepaald te worden als maat voor de grootte van het probleem. Het dagmaximum wordt per compartiment (niveau 3) bepaald aan de hand van de data van de continue meetstations.

Anderzijds kan een verhoging van de gemiddelde temperatuur een negatief effect hebben op bepaalde stadia in de levensloop van diverse organismen. Het effect van een temperatuurstijging hangt af van de thermische eisen van de verschillende soorten, en de periode. Stijging van de gemiddelde temperatuur kan trofische relaties verstoren en kan leiden tot veranderingen in de soortendiversiteit.

De gemiddelde temperatuur is reeds antropogeen verhoogd in het estuarium. Een verdere verhoging verhoogt de kans op negatieve effecten voor het functioneren van het ecosysteem. Daarom wordt voor de indicator "*gemiddelde seizoenstemperatuur*" gesteld dat een verdere verhoging een negatieve beoordeling krijgt. Om effecten van klimatologische effecten tussen opeenvolgende jaren uit te vlakken, wordt gewerkt met zesjaarlijkse gemiddelden per seizoen. Het seizoengemiddelde, bepaald voor een bepaald seizoen gedurende 6 opeenvolgende jaren, mag niet stijgen ten opzichte van het voorgaande zesjaarlijks gemiddelde.

Een stijging van de gemiddelde seizoenstemperatuur, uitgemiddeld over zes jaar, wordt als ongunstig beschouwd. Jaarlijks mag bovendien het seizoensgemiddelde bepaalde grenswaarden, best niet overstijgen, zoniet is er een ernstige bedreiging van bepaalde ecosysteemfuncties (bv paai, trek, …):

Winter: seizoensgemiddelde maximaal 8°C

Lente: seizoensgemiddelde maximaal 15°C

Zomer: seizoensgemiddelde maximaal 21.5°C

Herfst: seizoensgemiddelde maximaal 15°C

De gemiddelden worden bepaald voor elk compartiment op niveau 3.

Vergelijking MONEOS-evaluatiemethodiek temperatuur met andere wetten en normen

VASTGESTELDE WAARDEN EN NORMEN OMTRENT TEMPERATUUR: Voor temperatuur bestaan reeds verschillende wettelijke kaders met bijbehorende criteria en normen.

In de KRW is de norm voor maximale temperatuur voor een goede ecologische toestand in grote rivieren gesteld op 25°C, voor kust- en overgangswateren op 25 °C (Evers et al., 2007).

Het RIVM adviseert ook een maximale temperatuur van 25°C, met in het voorjaar (april en mei) 20°C om migratie, reproductie en groei van flora en fauna niet in gevaar te brengen.

VLAREMII: Verhoging van maximaal 3 graden met een absolute norm van ≤25°C. Algemeen voor oppervlaktewater bestemd voor schelpdieren: max 3 °C boven natuurlijke waarde.

Ook oppervlaktewateren met de functie drinkwaterproductie hebben een temperatuurlimiet van 25°C (KRW en VLAREMII). Bindende waarde

Viswateren dienen de norm van 21,5 °C (water voor zalm-achtigen) en 28 °C (water voor karper-achtigen) niet te overschrijden (Viswaterrichtlijn EG voor Nederland2006). Daarbij wordt een temperatuurnorm van 10 °C gesteld voor wateren waarin soorten kunnen voorkomen (bijvoorbeeld salmoniden) die koud water nodig hebben voor hun voortplanting , gedurende deze voortplantingsperiode.
In 2% van de gevallen mogen deze temperatuurnormen overschreden worden.

Ook in België wordt het onderscheid gemaakt tussen viswateren voor zalm- of karperachtigen, echter in het Vlaams gewest zijn geen oppervlaktewateren aangeduid als bestemd voor zalmachtigen.

Opmerking: KOELWATERLOZINGEN

Koelwaterlozingen zijn meestal van lokale aard. Direct meetbare temperatuursstijgingen zijn vaak beperkt van enkele tientallen tot honderden meters. Deze worden dus niet waargenomen met het MONEOS meetprogramma. De cumulatieve effecten van alle thermische lozingen in de Schelde kunnen wel een effect hebben op de temperatuur op grotere schaal en dus op het ecosysteemfunctioneren. Het is echter niet duidelijk welke totale bijdrage deze lozingen hebben gehad op de temperatuursstijging in de Schelde. Duidelijk is wel dat een verdere toename van thermische lozingen nadelig kan zijn voor het ecosysteem. Daarom stelt deze evaluatiemethodiek een stilstand voor: de gemiddelden mogen niet verder stijgen.

De belangrijke thermische lozingen komen van onder andere de elektriciteitscentrales van Doel of Borsele. Per geproduceerde kWh elektriciteit, verdwijnt ongeveer evenveel energie via koelwater in de Schelde, en evenveel via koeltorens in de lucht.

Viswaterrichtlijn Nederland: water voor zalm-achtigen maximale overschrijding van de natuurlijke temperatuur met 1,5 °C, water voor karper-achtigen maximale overschrijding van de natuurlijke temperatuur met 3 °C. Daarbij mogen de waarden van 21,5 °C resp. 28 °C (in de voortplantingsperiode 10 °C) in 2 % van de gevallen overschreden worden. In België wordt het onderscheid tussen viswateren voor zalm-achtigen en karper-achtigen ook gemaakt en gelden dezelfde normen.

Ander bestaande koelwater normen: Voor het ontvangende zoete oppervlaktewater geldt, dat het verschil tussen de inlaat en uitlaat in de zomer niet meer mag bedragen dan 7 °C onder de voorwaarde dat de maximum temperatuur van 30 °C bij de koelwateruitlaat niet wordt overschreden. In de winter mag het verschil tussen inlaat- en uitlaattemperatuur maximaal 15 °C bedragen bij een inlaattemperatuur van 0 °C.

4.6 Evaluatiemethodiek saliniteit / specifieke geleidbaarheid

4.6.1 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.

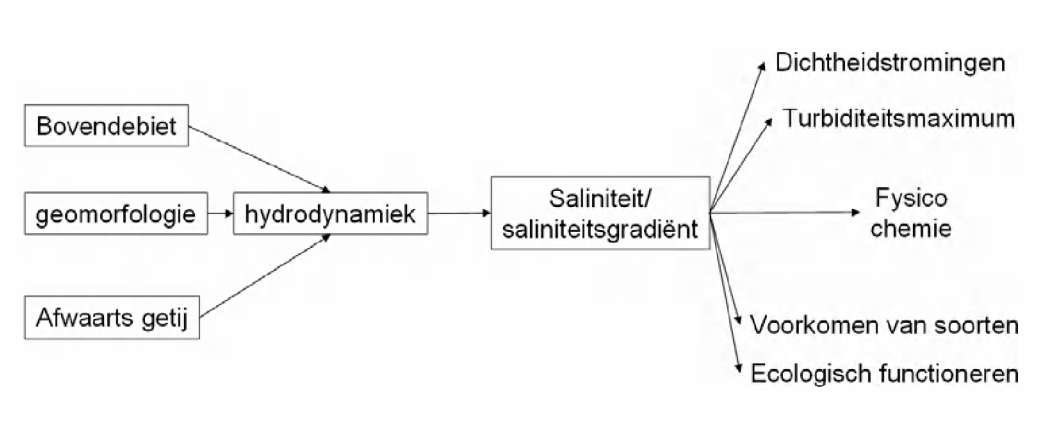
In estuaria is de saliniteit(sgradiënt) een van dé hoofdfactoren die het soortenpalet van het macrobenthos zullen bepalen (Sanders et al., 1965; Carriker, 1967; Wolff, 1973, 1983; Boesch, 1977; Michaelis, 1983; Holland et al., 1987; Ysebaert et al., 1993, 1998).

Tussen een saliniteit van 0,5 en 10 PSU worden de meeste zoetwater fytoplanktonsoorten vervangen door mariene soorten (in 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 (Lionard et al., 2005). Meeste phytoplanktonsoorten zijn stenohalien 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 4.8). 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 4.10 Impact van saliniteit op het estuarium (Uit Meire en Maris, 2008).

Een verandering van het hydromorfologisch regime kan leiden tot een verandering in het saliniteitsregime van het estuarium. Een verdieping kan ervoor zorgen dat het getij verder doordringt. Ook kunnen ingrepen in het bovenbekken of sluisbeheer de zoetwatertoevoer beïnvloeden (Meire en Maris, 2008). Daarnaast kan een zeespiegelstijging resulteren in een verdere doordringing van het getij.

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

Oligohalien (0,5 – 5 ppt) : compartiment 13 – 14

Zone met sterke saliniteitsgradiënt (oligohalien-mesohalien): compartiment 9 – 12

Mesohalien (5 – 18 ppt): compartiment 5 - 8

Polyhalien (18 – 30 ppt): compartiment 3 – 4

Mondingszone : compartiment 1 - 2

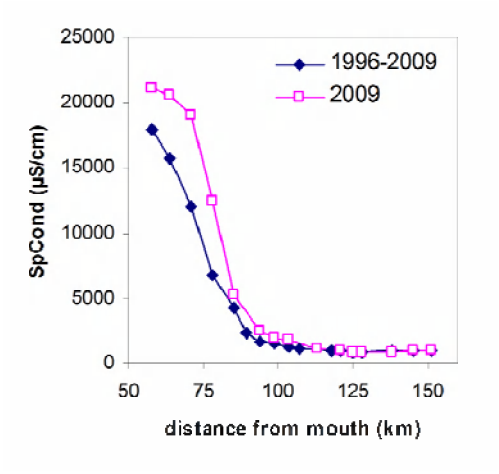
Voor saliniteit in getijdenrivieren zijn binnen wettelijke kaders voor fysicochemie van oppervlaktewater geen normen of criteria geformuleerd, wegens niet relevant (Evers, 2006). Zout en zoutschommelingen zijn nu eenmaal inherent aan estuaria. Toch is het meer dan duidelijk dat menselijk ingrijpen een invloed heeft op het zoutgehalte in het estuarium.

Door inpolderingen en baggerwerken heeft de mens een grote impact op het getij en bijgevolg op de zoutintrusie. Factoren die getijvoortplanting en zoutintrusie bepalen komen aan bod in het hoofdstuk hydro- en morfodynamiek. 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 omgeleidt 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.

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 voor geschoven deze karakteristieke gradiënt te beschermen. Het opstellen van evaluatiecriteria voor saliniteit is dus zeker aan de orde.

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. De specifieke geleidbaarheid vormt, net als saliniteit, een goede maat voor de intrusie van zeewater. Figuur xx illustreert aan de hand van de geleidbaarheid de steile zoutgradiënt in de zomer. Bovendebieten bepalen de ligging van het steilste deel, dat in de zomer opwaarts verschuift in de Zeeschelde, maar in de winter afwaarts in de Westerschelde wordt aangetroffen.



Figuur 4.11 *Specifieke geleidbaarheid (µS/cm) tijdens de zomermaanden in functie van afstand tot monding. De ruitjes geven de gemiddelde zomerwaarde weer over de periode 1996-2009; de open vierkantjes geven de gemiddelde zomerwaarde voor 2009.*

Bij een te sterke zoutgradiënt wordt de stress voor vele soorten te groot, en treedt verarming van diversiteit op.

Niet enkel zeer lage debieten kunnen nadelig zijn, ook te sterke schommelingen zijn een probleem voor het ecosysteem. De debietsschommelingen 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 debietspieken. Voor de zoete zone is dus een evaluatie van de zoutschommelingen een noodzaak.

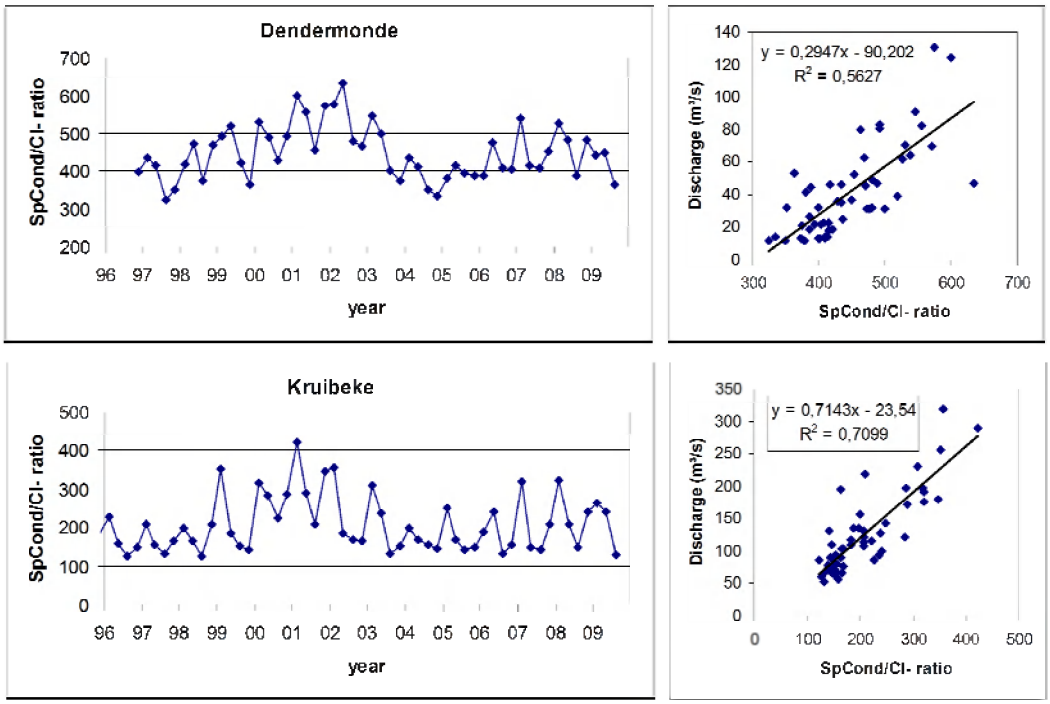
Saliniteit kan toenemen met de waterdiepte als het systeem niet goed gemengd is. Er kan een zoutwig ontstaan die onder een zoetwatermassa door migreert. Er ontstaat dan stratificatie, welke grote gevolgen kan hebben voor het ecosysteemfunctioneren, met onder andere ingrijpende gevolgen voor de indicator 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.

4.6.2 Indicatoren

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 $^{0}/_{00}$. 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. De bijdrage van chloride aan de geleidbaarheid is bijgevolg niet constant, maar neemt toe richting kust. Ook in de tijd is deze niet constant. De ratio SpCond/Cl toont duidelijke seizonale schommelingen, wellicht gestuurd door de schommelende debieten (fig 4.10). In Dendermonde en Kruibeke is de ratio sterk debietsafhankelijk. Meer afwaarts verwatert deze relatie. De SpCond/Cl ratio ligt er ook lager, met andere woorden de geleidbaarheid wordt meer dan te Kruibeke en veel meer dan te Dendermonde bepaald door chlorides. Te Dendermonde spelen andere ionen dan Cl^- ook een rol in de geleidbaarheid. Bij hogere afvoerdebieten verkleint het aandeel van Cl^- in de geleidbaarheid in het zoete deel van de Schelde (positieve correlatie tussen SpCond/Cl ratio en afvoerdebiet). Mogelijks komen bij hogere debieten relatief meer andere ionen in het systeem. Dit illustreert de noodzaak om, zeker in het zoete, geleidbaarheid te rapporteren als geleidbaarheid, chloride te rapporteren als chloride.

Daarom wordt voor deze evaluatiemethodiek voorgesteld om trends in saliniteit in het zoete te rapporteren als trends in geleidbaarheid.



Figuur 4.12 *Specifieke geleidbaarheid – Chloride ratio (SpCond/Cl- ratio in µS/cm / mm) en de correlatie tussen deze ratio en het afvoerdebiet. Voor Dendermonde werden de afvoerdebieten te Melle gehanteerd, voor Kruibeke en Grens de afvoefdebieten te Schelle (data WLH).*

Stratificatie

Aan de hand van metingen in geleidbaarheid wordt in de brakke zone gemeten of er stratificatie optreedt.

Seizoensgemiddelde saliniteit/geleidbaarheid

Omwille van het behoud van de volledige zout-zoetgradiënt dient de seizoensgemiddelde saliniteit en geleidbaarheid bepaald te worden.

Saliniteits / geleidbaarheidsgradiënt

Om de fluctuaties in zoutgehalte binnen 1 tijbeweging in te schatten, wordt de geleidbaarheids- of saliniteitsgradiënt (op 1 punt opgesteld) opgesteld.

Geleidbaarheidsschommelingen

Geleidbaarheidsschommelingen ten gevolge sterke debietsfluctuaties moeten opgevolgd worden. Sterke debietsfluctuaties zijn nadelig voor het ecosysteemfunctioneren, niet enkel omwille van de geleidbaarheidsschommelingen, maar vooral ook omwille van de

veranderingen in verblijftijd. Goede systeemkennis is vereist om hiervoor criteria uit te werken. Momenteel staat deze kennis nog niet op punt.

4.6.3 Spatieel en temporeel bereik

In het estuarium wordt saliniteit doorgaans bepaald door een omrekening vanuit specifieke geleidbaarheid. Deze omrekening is enkel betrouwbaar wanneer het chloridegehalte hoog is. In de Westerschelde kan deze omrekening uitgevoerd worden voor de evaluatiemethodiek saliniteit. In de Zeeschelde is deze omrekening enkel illustratief, en gebeurt de evaluatie op basis van specifieke geleidbaarheid.

Stratificatie komt momenteel amper voor in de Schelde. 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 vertikale geleidbaarheidsgradiënt is enkel van nut in deze zone, en dient uitgevoerd te worden.

De seizoensgemiddelde saliniteit/specifieke geleidbaarheid wordt in elk compartiment (niveau 4) bepaald. Omwille van klimatologische schommelingen, geschiedt evaluatie op basis van het zesjaarlijks seizoensgemiddelde gemiddelde. Wanneer een geschikt ecosysteemmodel en bijhorende robuustheidstests beschikbaar zijn, wordt jaarlijks de seizoensgemiddelde saliniteit/specifieke geleidbaarheid geëvalueerd aan de hand van deze tests.

De evaluatie van een geleidbaarheidsgradiënt is enkel aan de orde in de Zeeschelde, waar een sterke gradiënt voor kan komen. Evaluatie gebeurt in de winter maandelijks en de zomer twee maal per maand

Voor de evaluatie van geleidbaarheidsschommelingen zal een ecosysteemmodel vereist zijn, om op basis van fluctuaties van dag tot dag een uitspraak te kunnen doen.

4.6.4 Benodigdheden

Er zijn vele data van saliniteit en specifieke geleidbaarheid beschikbaar. Voor het bepalen van stratificatie wordt gebruik gemaakt van de beschikbare diepteprofielen die maandelijks worden opgenomen in het brakke deel van de Zeeschelde. Ook alle data van dertienuursmetingen komen hierbij aan bod.

Voor de bepaling van de seizoensgemiddelde saliniteit of specifieke geleidbaar per compartiment op niveau 4 worden de data van de vaarcampagnes aangewend. Deze leveren data voor elk compartiment, 1 tot 2 maal per maand.

Voor de evaluatie van de saliniteits- of geleidbaarheidsgradiënt wordt gebruik gemaakt van data van de continue meetstations. Continue data van specifieke geleidbaarheid of salinitiet zijn voldoende beschikbaar in zowel Westerschelde als Zeeschelde.

Deze data van continue meetstations dient ook om geleidbaarheidsschommelingen te evalueren.

4.6.5 Beoordelingscriteria

Stratificatie

Het optreden van stratificatie is niet gewenst. Stratificatie kan immers eutrofiëringsproblematiek extra in de verf zetten door het creëren van anoxische zones nabij de bodem. Aangepaste metingen van zuurstof, nutriënten en organische belastingen dringen zich dan op. Ook de evaluatiemethodiek dient dan aangepast te worden. Voor meer details wordt verwezen naar de evaluatiemethodieken “zuurstof” en “nutriënten en organische belasting”.

Seizoensgemiddelde saliniteit/specifieke geleidbaarheid

Het behoud van de waardevolle zout-zoetgradiënt is een hoofddoelstelling in de Langetermijnvisie voor het Schelde-estuarium. Vermits de zoutindringing door menselijk ingrepen reeds werd verhoogd, wordt een verdere stijging van de saliniteit als negatief beschouwd. Saliniteit fluctueert echter van nature zeer sterk van seizoen tot seizoen. Afvoerdebiet en getij zijn de belangrijkste sturende factoren. Ook de jaarlijkse fluctuatie kan groot zijn, tengevolge van klimatologische verschillen. Om deze verschillen uit te vlakken, wordt hier voorgesteld om zesjaarlijks de seizoensgemiddelde saliniteit te evalueren. Deze mag niet stijgen.

De gemiddelde saliniteit/geleidbaarheid wordt per compartiment (niveau 4) berekend op basis van alle beschikbare data. In de Westerschelde mag saliniteit als omrekining uit geleidbaarheid gehanteerd worden, in de Zeeschelde mag geleidbaarheid illustratief naar saliniteit omgerekend worden, maar gebeurt de evaluatie op basis van de trends in specifieke geleidbaarheid.

Indien een voldoende performant ecosysteemmodel beschikbaar is, kan jaarlijks via robuustheidstests nagegaan worden of de seizoensgemiddelde saliniteit toenam, en kan er op jaarbasis voor dit criterium geëvalueerd worden.

Geleidbaarheidsgradiënt

Een toename van de saliniteits/geleidbaarheidsgradiënt is nadelig voor het ecosysteem.

Bekend is dat in de zone met sterke saliniteitsgradiënt de primaire productie het laagst ligt (Kromkamp 1995). Ook zooplankton gemeenschappen sterven voor het grootste deel af in deze zone. De saliniteitsgradiënt vormt een scheiding tussen de zoete en de zoute voedselketens fytoplankton en zooplankton. De abundantie van nitrificerende bacteriën neemt af vanaf de saliniteitsgradiënt en daarna met toenemende saliniteit.

Grote tidale zoutschommelingen betekenen grote stress voor tal van organismen. Benthische soorten en vegetatie bewegen niet mee met de waterkolom, en kunnen in 1 tijbeweging onderhevig zijn aan grote verschillen in zoutgehalte. Worden deze verschillen, en dus de stress zeer groot, dan kan de soortenrijkdom afnemen. Bij een geleidelijke gradiënt is de biodiversiteit hoger.

Daarom mag deze tidale zoutfluctuatie niet te groot worden. Er bestaan hiervoor echter geen normen. Aangezien er aanwijzigingen zijn dat de fluctuaties reeds antropogeen zijn verhoogd, wordt als criterium gesteld dat een verdere stijging nadelig is.

De tidale fluctuaties op een welbepaalde plaats worden veroorzaakt door de longitudinale zoutgradiënt en de tijexcursie. In de zone waar die gradiënt het sterkste is, zal de tijexcursie leiden tor grote fluctuaties in zoutgehalte gedurende 1 tijcyclus. Zoutfluctuatie wordt in dit criterium aan de hand van de longitudinale zoutgradiënt en continue data geëvalueerd. Omdat de steilste gradiënt zich voordoet in de brakke en oligohaliene delen

van de Schelde, wordt deze indicator enkel in deze zone van het estuarium bepaald, bij voorkeur gebruik makende van specifieke geleidbaarheid als maat voor het zoutgehalte.

Geleidbaarheidsschommelingen

Plotse veranderingen van het zoutgehalte veroorzaken stress voor het ecosysteem. Plotse veranderingen zijn in hoofdzaak het gevolg van plotse veranderingen in debiet. De evaluatie van zoutschommelingen loopt dus parallel aan evaluatie van debieten of verblijftijden. Piekdebieten zijn nadelig voor het functioneren van het ecosysteem.

Enkel de opwaartse gedeelten van het estuarium zijn gevoelig aan sterke debietsschommelingen en piekdebieten. Een indicator hiervoor is dus enkel nuttig in deze zone van het estuarium, en zal daarom enkel voor de Zeeschelde uitgewerkt worden.

Momenteel is echter de invloed van verblijfstijdsschommelingen op het ecosysteemfunctioneren onvoldoende gekend om hiervoor evaluatiecriteria uit te werken. De hieraan verbonden criteria voor geleidbaarheidsschommelingen kunnen daarom ook nog niet afgeleid worden. Van zodra de noodzakelelijke kennis voorhanden is, wordt dit criterium uitgewerkt.

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden.

Benodigde factoren:

- Aantal en aard van veranderingen in bathymetrie
- Gemiddelde stroomsnelheden per dag, niveau 4
- Watervolume per dag, niveau 4
- Gemiddelde hoeveelheid neerslag per seizoen, niveau 4
- Gemiddelde verdamping per dag, niveau 4
- Getij

4.7 Evaluatiemethodiek Toxische stoffen

4.7.1 Inleiding

Binnen het thema fysico-chemie 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 vuilvracht zal bijvoorbeeld worden gemineraliseerd. Nutriënten worden opgenomen door primaire producenten, en kunnen nadien weer gerecycleerd worden. Nutriëntverhoudingen kunnen wijzigen door tal van processen. Geplande ingrepen in het estuarium, zoals verdieping of ontpoldering, kunnen een impact hebben op verschillende estuariene processen, en bijgevolg ook op nutriëntgehaltes of ratio's en op organische belasting. Daarom verdienen deze stoffen de nodige aandacht binnen het thema fysico-chemie.

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 extreme 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) bënvloeden de belasting van het oppervalktewater. 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.

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 (Anon, 2010) en aanvullend van de Kaderrichtlijn Water. Deze laatste werd ook aangehouden in de MONEOS-monitoring (Meire & Maris, 2008).

4.7.2 Indicatoren

In het VLIZ-IDO (Indicatoren van Duurzame Ontwikkeling voor het Schelde-estuarium) rapport (Anon, 2010) 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 indicatoren voor toxische stoffen. De nutriënten worden in de optiek van deze evaluatiemethodiek niet als toxisch beschouwd en vormen het onderwerp van een afzonderlijke evaluatiemethodiek.

Waterbodemkwaliteit

In het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium wordt de waterbodemkwaliteit bepaald in het waterbodemmeetnet waarbij gebruikt 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 waterbodemkwaliteit. De fysico-chemische beoordeling bestaat uit het toetsen van een aantal microverontreiningen (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 waterbodemkwaliteit 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.

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.

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).

Milieuverontreingende 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 hoeveeleden 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 optrden van e 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 (µg/kg versgewicht) van de zeven standaard PCB's, DDT's en zware metalen Ca, g, Pb in paling afkomstig uit het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium.

Nederland: Jaarlijks gemiddelde concentratie (µg/kg versgewicht) van de zeven standaard standaard PCB's, DDT's en zware metalen Ca, g, Pb in mossel (Mytilus eduluis) en bot (Platichthys flesus) afkomstig uit de Westerschelde.

4.7.3 Spatieel en temporeel bereik

Hiervoor wordt verwezen naar de drie fiches (Anon 2010):

- 'waterbodemkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Zwemwaterkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Milieuverontreinigende stoffen in het voedselwebvan het Schelde-estuarium'

ZIE: http://www.scheldemonitor.be/indicatorfiche.php?id=12

(Anon, 2010)

KRW: Conform de KRW moeten binnen een zesjarencyclus, gedurende 1 jaar maandelijks alle relevante stoffen (annex VIII) bemonsterd worden voor de toestand- en trendmonitoring. KRW schrijft voor de operationele monitoring een maandelijkse monitoring voor van de prioritaire (annex X) stoffen. De relevante stoffen (annex VIII) dienen opgevolgd te worden in functie van impact (normoverschrijding).

De toxische stoffen waaraan het estuarium wordt blootgesteld wijzigen soms sterk. De toxische stoffen die worden opgevolgd in het kader van vergunningen en wetgeving beantwoorden niet steeds aan de huidige situatie in de Schelde. Het verdient daarom aanbeveling om zesjaarlijks alle potentieel belangrijke toxische stoffen in een eenmalige campagne op te volgen. Op basis van deze resultaten kan zo de monitoring (en wettelijk kader) bijgesteld worden. Dit strookt met de voorgestelde monitoring voor KRW, waar alle 6 jaar gedurende een jaar een volledige screening van alle toxische stoffen wordt voorgesteld.

4.7.4 Benodigdheden

Hiervoor wordt verwezen naar de drie fiches (anon 2010):

- 'waterbodemkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Zwemwaterkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Milieuverontreinigende stoffen in het voedselwebvan het Schelde-estuarium'

ZIE: http://www.scheldemonitor.be/indicatorfiche.php?id=12

4.7.5 Beoordelingscriteria

Zie 'streefcijfers' in de fiches (Anon 20100

- 'waterbodemkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Zwemwaterkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Milieuverontreinigende stoffen in het voedselwebvan het Schelde-estuarium'

ZIE: http://www.scheldemonitor.be/indicatorfiche.php?id=12

(Anon, 2010).

KRW:

Hiervoor wordt verder verwezen naar de KRW.

De KRW kent twee typen milieunormen (Environmental Quality Standards, EQS):

1. jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm: een norm voor de chronische blootstelling van het aquatisch ecosysteem (AA, annual average of MPC maximum permissible concentration of JG-MKN)

2. een norm die moet beschermen tegen kortdurende blootstelling, piekconcentraties (MAC maximum acceptable concentration).

Wanneer de AA of CAM overschreden wordt, wordt de concentratie van de bepaalde toxische stof een negatief oordeel.

Opmerking:

De toetsing van AA en MAC is een toetsing of de concentratie van één stof in oppervlaktewater potentieel geen negatieve effecten veroorzaakt. In het milieu komen echter vaak verbindingen van verschillende toxische stoffen voor. Voor de bepaling van de toxische druk van zulke verbindingen van stoffen in water, kan voor iedere stof de biologisch beschikbare concentratie bepaald worden, waarna bepaald kan worden en vervolgens omgerekend worden (bijvoorbeeld volgens de msPAF methode, zie De Zwart & Posthuma, 2005).

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden.

Benodigde factoren:

- Aantal verontreinigingen
- Concentratie toxische stoffen van verontreinigingen
- Aanvoer vanuit het bekken.

4.8 Literatuurlijst

Alabaster, J.S., 1967. The survival of salmon (Salmo salar) and seatrout (Salmo trutta) in fresh and saline water at high temperatures. Wat. Res. 1:717-730.

Able, K.W. (2005), 'A re-examination of fish estuarine dependence: Evidenve for connectivity between estuarine and ocean habitats', *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **64**:5-17.

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 ontwikkelingplan 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.

Arndt, S.; Regnier, P. & Vanderborght, J. (2009), 'Seasonally-resolved nutrient export fluxes and filtering capacities in a macrotidal estuary', *Journal Of Marine Systems* **78**(1), 42-58.

Baden, S.P.; Loo, L.O.; Pihl, L.; Rosenberg, R. (1990), 'Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish west coast ', *Ambio* **19**:113–122.

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.; Lancelot, C.; De Becker, E. & Servais, P. (1988), 'Modelling microbial processes (phyto- and bacterioplankton) in the Schelde estuary', *Hydrobiological Bulletin* **22**(1).

Billen, G.; Gamier, 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.J.; Maes, J.; Quataert, P.; Van den Bergh, E.; Simoens, I.; Van Thuyne, G.; Belpaire, C.; (2007), 'A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brakish Schelde estuary in Flanders (belgium) ', *Hydrobiologia* **575**:141-159.

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

Brys, R.; Ysebaert, T.J.; 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. *Instituut voor Natuurbehoud.* 178 pp.

Caissie, D., 2006. The thermal regime of rivers: a review. Freshwater Biology, 51:1389-1406.

Cox, T.; Soetaert, K. & Meire, P. (2005), 'Studieopdracht in het kader van de actualisatie van het Sigma-plan. Eindrapport (in dutch)'(ECOBE 05-R75), Technical report, Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer.

Cox, T.; Soetaert, K. & Meire, P. (2007), 'Wat we nog niet kunnen: voorspellen van de waterkwaliteit in de Zeeschelde. (What we don't know: predicting water quality in the Zeeschelde. *In Dutch*).', *Water - Tijdschrift voor Integraal Waterbeleid* **32**, 41-46.

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.

Daufresne, M., Roger, M.C., Capra, H., Lamouroux, N., 2004. Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhone River: effects of climatic factors. Global Change Biology, 10: 124–140.

Dauvin, J.-C., Fisso, C., Gamier, J., Lafite, R., Ruellet, T., Billen, G., Deloffre, J. & Verney, R., A report card and quality indicators for the eine 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.

Desmit, X (2005) Etude et modélisation de la production phytoplanctonique dans l'estuaire de l 'Estcaut. Dissertation en vue de l' obtenition du grade de Docteur en Sciences. ULB. Bruxelles.

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

Durance I. & Ormerod S.J., 2009. Trends in water quality and discharge confound long-term warming effects on river macroinvertebrates. Freshwater biology, 54:388-405.

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

Hadderingh, R.H., Janssen-Mommen, J.P.M., 2000. Inverntarisatie gevoeligheid oppervlaktewateren voor warmtelozingen. Rapport in opdracht van RWS. In: Kerkum et al., 2004.

Ficke, A.A., Myrick, C.A., Hansen, LJ., 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.

Hermes-Lima, M. & Zentero-Savin, T. (2002), 'Animal response to drastic changes in oxygen availability and physiological oxidative stress', *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* **133**:537–556

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.

Josefson, A.B. & Widbom, B. (1998), 'Differential response of benthic macrofauna and meiofauna to hypoxia in the Gullmar Fjord basin', *Marine Biology* **100**:31–40

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 aceans 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

Kranenbarg, J. & Jager, Z. (2008), 'Maatlat vissen in estuaria KRW watertype O2', RAVON

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.

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 Phaecystis disturbance in eutrophied Belgian coastal waters (Southern North Sea) based on field observations and ecological modelling. Journal of Sea Research, 61: 44-49.

Maes, J., Tailleu, A., Van Damme, P.A., Cottenie, K., Ollevier, F., 1998. Seasonal patterns in the fish and crustacean community of a turbid temperate estuary (Zeeschelde estuary, Belgium). Estuarine, Coastal and Shelf science, 47:143-151.

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.

Markarian, R.K., 1980. A study of the relationship between aquatic insect growth and water temperature in a small stream. Hydrobiologia 75:81-95.

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.

Ouboter, M.; Van Eck, B.; Van Gils, J. & Sweerts, J. (1998), 'Water quality modelling of the western Scheldt estuary', *Hydrobiologia* **366**(366), 129-142.

Pemberton, S.G. & WightmanD.M. (2010), 'Ichnological characteristics of brakisg 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.

Portner, H.O. 2001. Climate change and temperature-dependent biogeography: oxygen limitation of thermal tolerance in animals. Naturwissenschaften (2001) 88:137–146

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

Regnier, P.; Wollast, R. & Steefel, C. I. (1997), 'Long-term fluxes of reactive species in macrotidal estuaries: Estimates from a fully transient, multicomponent reaction-transport model', *Mar Chem* **58**(1-2), 127--145.

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 sopring 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

Sharp, J.H. (2010), 'Estuarine oxygen dynamics: What can we learn about hypoxia from long-time records in the Delaware Estuary? ', *Limnology and Oceanography* **55**(2):535-548.

Soetaert, K.; Herman, P. & Kromkamp, J. (1994), 'Living in the twilight: estimating net phytoplankton growth in the Westerschelde estuary by means of an ecosystem model (MOSES)', *Journal of Plankton Research* **16**(10), 1277-1301.

Soetaert, K. & Herman, P. (1995a), 'Carbon flows in the Westerschelde estuary (The Netherlands) evaluated by means of an ecosystem model (MOSES)', *Hydrobiologia* **311**(1-3), 247-266.

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.

Soetaert, K. & Herman, P. (1995c), 'Nitrogen dynamics in the Westerschelde estuary (SW Netherlands) estimated by means of the ecosystem model MOSES', *Hydrobiologia* **311**(1-3), 225-246.

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 if temperature on salmonids of the Pacific Northwest with implications for selecting temperature criteria.

Tierno de Figueroa, J.M., López-Rodríguez, M.J., Lorenz, A., Graf, W., Schmidt-Kloiber, A., Hering, D., 2010. Vulnerable taxa of European plecoptera (Insecta) in the context of climate change. Biodiversity Conservation 19:1269-1277.

Turnpenny, A.W.H., Liney, K.E., 2006. Review and development of temperature standards for marine and freshwater environments

Vanderborght, J.; Wollast, R.; Loijens, M. & Regnier, P. (2002), 'Application of a transport-reaction model to the estimation of biogas fluxes in the Scheldt estuary', *Biogeochemistry* **59**(1-2), 207-237.

Vanderborght, J. P.; Folmer, I. M.; Aguilera, D. R.; Uhrenholdt, T. & Regnier, P. (2007), 'Reactive-transport modelling of C,N, and O-2 in a river-estuarine-coastal zone system: Application to the Scheldt estuary', *Marine Chemistry* **106**(1-2), 92--110.

Van der Grinten, E., Van Herpen, F.C.J., VanWijnen, H.J., Evers, C.H.M., Wuijts, S., Verweij, W., 2008. Afleiding maximumtemperatuurnorm goede ecologische toestand (GET) voor Nederlandse grote rivieren. RIVM rapport 6078000054.

Van Gils, J.; Ouboter, M. & De Rooij, N. (1993), 'Modelling of water and sediment quality in the Scheldt Estuary', *Neth. J. Aquat. Ecol.*(27), 247-256.

Verdonschot, R.C.M., De Lange, H.J.M;, Verdonschot, P.F.M., Besse, A., 2007. Klimaatverandering en aquatische diversiteit; een literatuurstudienaar temperatuur. Alterra-rapport 1451, ISSN 1566-7197.

Verkeer en Waterstaat, 2009. Beheer en ontwikkelingplan voor de rijkswateren 2010-2015. Beleidsnota december 2009. 175 pp.

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.

4.9 Fiches

Fiche 6.1 Evaluatiemethodiek Zuurstof

Achtergrond

Zuurstof is een van de meest essentiële levensbehoeften van organismen. Schort er iets aan de zuurstofhuishouding, dan kan het gehele ecosysteem hiervan gevolgen ondervinden. Zuurstof vormt daarom een cruciale indicator voor de kwaliteit van het ecosysteem.

De hoeveelheid opgeloste zuurstof in natuurlijke waterlichamen is de resultante van uitwisseling met de atmosfeer en zuurstof geproduceerd tijdens fotosynthese door onder andere algen enerzijds, en consumptie van zuurstof door respiratie van aquatische dieren, algen en bacteriën en decompositie van organisch materiaal anderzijds. 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. Daarnaast is er import van organisch materiaal vanuit het bekken. Zuurstof kan ook geconsumeerd worden door chemische processen zoals de oxidatie van sulfide of nitrificatie. De zuurstofconcentratie is dus een resultante van een hele reeks processen.

Lage zuurstofconcentraties verstoren het functioneren van het ecosysteem. De concentratie aan zuurstof (mg/l), en niet de verzadigingsgraad (% saturatie) zal bepalend zijn voor het overleven van diverse soorten. Daarom wordt in deze evaluatiemethodiek enkel met concentraties gewerkt.

Zuurstofconcentraties kunnen zeer sterk fluctueren gedurende 24 uur, met soms oversaturatie overdag en zuurstoftekorten 's nachts. Daarom is het essentieel om een continu beeld te hebben van het zuurstofverloop, en de evaluatie niet enkel te baseren op metingen overdag. Een ecosysteemmodel dat een continu zuurstofverloop modelleert is bijgevolg essentieel. Via dit model kun zuurstof geëvalueerd worden op basis van dagelijkse minima (24uursminima).

Indicatoren

Dagminimum zuurstof

Op basis van continue data (via modellering) wordt het dagelijkse zuurstofminimum (mg/l) bepaald per segment (niveau 4).

Indien relevant wordt de duur, per dag, bepaald dat zuurstof onder 2.5 mg/l daalt en wordt de duur per maand bepaald dat zuurstof onder 6 mg/l (winter) of 5 mg/l (zomer) daalt.

Maandgemiddelde dagminimum zuurstof

Op basis van continue data (via modellering) wordt een maandgemiddelde opgesteld van alle dagminima voor zuurstof (mg/l) per segment (niveau 4).

Maandminimum zuurstof

Op basis van continue data (via modellering) wordt het maandminimum voor zuurstof (mg/l) bepaald per segment (niveau 4).

Bovenstaande indicatoren zullen worden aangewend bij de evaluatiemethodiek zuurstof, maar kunnen tevens dienst doen als factoren binnen andere evaluatiemethodieken. Soms zijn nog bijkomende zuurstoffactoren vereist:

Maandgemiddelde zuurstofconcentratie

Voor ecologisch functioneren zijn nog vereist: **jaargemiddelde en jaarminimum zuurstofconcentratie, maandminimum zuurstofconcentratie** per segment niveau 3. Deze kunnen eenvoudig berekend worden uit bovenstaande indicatoren. Voor deze extra indicatoren worden geen criteria uitgewerkt.

Benodigde (meet)gegevens

Voor de temporele dekking zijn, naast de staalnames uit de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium, continue data vereist om een ecosysteemmodel te voeden. Deze continue data zijn vooral van belang in die zones waar grote zuurstofschommelingen worden verwacht. De permanente stations in de brakke en zoete zone die in de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium worden voorgesteld, zijn hiervoor nodig. Continue zuurstofdata in de zoute zone zijn minder essentieel. Samengevat worden volgende data gebruikt:

Zuurstofgehalte (mg/l) in elk segment niveau 4, maandelijks (winter) tot 2 maal per maand (zomer).
Continue data (sondemetingen), minimaal 3 lokaties in Zeescheldebekken, om voldoende temporele dekking te hebben tussen de puntmetingen door, met essentiële informatie over het nachtelijke zuurstofverloop.

Het ecosysteemmodel:
Het ecosysteemmodel dat benodigd is voor het deze evaluatie moet niet noodzakelijk een van de bestaande implementaties zijn, maar bouwt wel voort op de bestaande kennis. Een minimaal ecosysteemmodel voor de zuurstofdynamiek in het estuarium beschrijft de volgende processen:

Fysische processen:
- transport (dispersief en advectief)
- gasuitwisseling met de atmosfeer

Biochemische processen:
- nitrificatie
- bacteriële mineralisatie

Biologische processen
- primaire productie
- begrazing door zooplankton

De minimale verzameling toestandsvariabelen van dit model zijn zuurstof, ammonium, nitraat+nitriet, opgelost silicium, fytoplankton biomassa, zoöplankton biomassa en organisch materiaal.

Berekening indicatoren
De gewenste data worden aangeleverd door het model. Indien het model werd gekalibreerd zonder data van permanente stations zal de nauwkeurigheid beperkter zijn. Dit vergroot de kans op een vals positieve of vals negatieve beoordeling.

Dagminimum zuurstof
Bereken op basis van de continue zuurstofdata voor elk segment op niveau 4 het dagelijkse zuurstofminimum. Vergelijk dit minimum met de beoordelingscriteria.

Maandgemiddelde dagminimum zuurstof
Bereken op basis van de dagminima zuurstof het maandgemiddelde dagminimum.

Maandminimum zuurstof
Bereken op basis van de dagminima zuurstof het maandminimum zuurstof.

Maandgemiddelde zuurstofconcentratie
Bereken op basis van de continue zuurstofdata voor elk segment op niveau 3 het maandgemiddelde zuurstofgehalte.

Maandminimum zuurstofconcentratie
Bepaal op basis van de maandminima op niveau 4 het maandminimum op niveau 3.

Jaargemiddelde en jaarminimum zuurstofconcentratie

Bereken op basis van het maandgemiddelde en het maandminimum het jaargemiddelde en jaarminimum voor zuurstof op niveau 3.

Beoordeling indicatoren

Dagminimum zuurstof

In de winter (van november tot en met april) is een dagelijks minimum van 6 mg/l zuurstof in het pelagiaal vereist voor een goed ecologisch functioneren in het gehele estuarium, op niveau 4. In de zomer (van mei tot en met oktober) volstaat een dagelijks minimum van 5 mg/l.

Uitzondering vormt de brakke zone (mesohaliene en oligohaliene zone) in het estuarium, welke van nature een zone is met veel respiratie en kansen op lage zuurstofgehalten. Hier volstaat in de zomer een 90% norm van 5 mg/l voor de dagminima (90% van de dagen meer dan 5 mg/l) met een absoluut dagminimum van 2.5 mg/l.

Als het dagminimum te laag is, dan wordt zuurstof voor deze indicator negatief beoordeeld. Vervolgens wordt per dag dat er een negatieve beoordeling is, berekend hoe lang het zuurstofgehalte onder 2,5 mg/l daalde. Het aantal dagen dat het minimum van 2,5 mg/l niet wordt bereikt, en de duur van dit zuurstoftekort (per dag berekend) zijn een indicatie voor de grootte van het acute zuurstofprobleem (toxiciteit). Wanneer de zuurstoftekorten afnemen ten opzichte van voorbije jaren is de beoordeling voor deze indicator weliswaar negatief, maar is er sprake van een positieve trend.

Als het dagminimum te laag is, dan wordt tevens de totale duur per maand bepaald dat zuurstof onder het minimum van 6 mg/l (winter) of 5 mg/l (zomer) komt. Deze totale duur per maand is een indicatie voor de grootte van het zuurstofprobleem inzake o.a. migratie van zuurstofgevoelige soorten.

Wanneer meer kennis voorhanden is over de schadelijke effecten van lage zuurstofconcentraties en de blootstellingsduur voor verschillende organismen, kan het beoordelingscriterium voor deze indicator verfijnd worden, met bijvoorbeeld criteria voor blootstellingsduur bij verschillende zuurstofconcentraties.

Het uitvoeren van robuustheidstests is aangewezen bij deze indicator. Na het opleggen van een verstoring (retourperiode 6 jaar) moet ook voldaan worden aan de gestelde criteria. Als verstoring wordt voorgesteld diverse fluctuaties in verblijftijd en lichtklimaat uit te werken. Beantwoordt het systeem niet meer aan de gestelde criteria, dan is de Schelde niet robuust voor deze indicator en volgt een negatieve beoordeling. Anderzijds kan het voorkomen dat de zuurstofmetingen in de Schelde niet voldoen aan de criteria, omwille van uitzonderlijke

weersomstandigheden. Als de robuustheidstest uitwijst dat met een normale verstoring er geen problemen zouden zijn, zwakt dit de negatieve evaluatie af.

Het opleggen van een verstoring met retourperiode van 12 jaar, geeft aanwijzingen over de veerkracht. Als met deze verstoring het dagminimum voor zuurstof nooit daalt onder 2.5 mg/l, kan men aannemen dat de schade beperkt blijft en het ecosysteem zich kan herstellen. Bijkomende studie is echter vereist om de tests voor robuustheid en veerkracht in detail uit te werken.

Maandgemiddelde dagminimum zuurstof

Een daling van de maandgemiddelde dagminima ten opzichte van de waarden van dezelfde maand in de voorbije jaren is niet gewenst. Zuurstof krijgt dan een negatieve beoordeling, tenzij het dagminimum al voldoet aan de voorgestelde criteria voor dagminima.

Maandminimum zuurstof

Een daling van het maandminimum voor zuurstof ten opzichte van deze waarde van dezelfde maand in voorbije jaren is niet gewenst. Zuurstof krijgt dan een negatieve beoordeling, tenzij het maandminimum reeds voldoet aan de criteria voor dagminima.

In de kinderkamergebieden voor vis en de nieuwe gebieden (ontpolderingen, GGG's), ook in de brakke zone is een absolute norm van 6 mg/l vereist, winter en zomer. Evaluatie van de nieuwe gebieden is geen onderdeel van de evaluatie van de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium, maar valt onder projectmonitoring.

Beïnvloedende factoren:

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden. Concentraties zuurstof in het pelagiaal worden bepaald onder andere door primaire productie, afbraak van organisch materiaal en nitrificatie.

Benodigde factoren zullen daarom zijn:

- Biomassa fytoplankton
- Biomassa zoöplankton
- Concentraties NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, BOD-C, TDIN, NOD en totaal P.

Gegevens van deze factoren zal nodig zijn op niveau 4 in de vorm van daggemiddelden en maandgemiddelden.

Fiche 6.2 Evaluatiemethodiek Nutriënten en Organische Belasting

Achtergrond

Overmaat aan nutriënten en organische belasting zijn de voornaamste bron van verstoring in het pelagiale ecosysteem. De eutrofiëringsproblematiek is uitvoerig beschreven en vormt het onderwerp van diverse normen en wetgevingen.
In deze evaluatiemethodiek worden daarom indicatoren en bijhorende criteria afgeleid zodat nutriëntconcentraties en vrachten het goed functioneren van het estuariene ecosysteem, inclusief vlakte van de Raan, niet in de weg staan.

Indicatoren

FastNOD

FastNOD is een maat is voor de zuurstofvraag voor nitrificatie. Deze is voor het ecosysteem enkel van belang in zones waar een hoge ammoniumconcentratie kan verwacht worden. Daarom kan deze evaluatie met de huidige waterkwaliteit beperkt worden tot de brakke en zoete zone.

Op basis van een ecosysteemmodel wordt, waar relevant, continu de FastNOD bepaald. Kennis wordt vergaard om ook de slowNOD te bepalen. Deze laatste dient dan enkel maandelijks of tweemaandelijks (winter – zomer) bepaald te worden, in elk compartiment niveau 4.

SlowNOD

Wanneer voldoende kennis voorhanden is, wordt deze parameter mee bepaald. Een bepaling op niveau 3 volstaat.

BOD-C

Dit is de biochemische zuurstofvraag voor mineralisatie van de koolstofbelasting. Wanneer voldoende kennis voorhanden is, wordt een onderscheid gemaakt tussen de snel en de traag afbraakbare fractie (fastBOD-C en slowBOD-C). Deze dienen maandelijks of tweemaandelijks (winter – zomer) bepaald te worden, in elk compartiment niveau 4, waar relevant. Momenteel zijn de enkel in de brakke en zoete zones de concentraties aan BOD nog voldoende hoog om relevante metingen te verrichten. De evaluatie van deze parameters mag zich daarom beperken tot de Zeeschelde.

TDIN en tot P

De totale concentratie aan anorganische stikstof en totaal fosfor worden maandelijks of tweemaandelijks (winter – zomer) bepaald, in elk compartiment niveau 4. Het afleiden van grenswaarden voor de beoordeling van TDIN geschiedt zesjaarlijks

DSi

Deze indicator wordt dagelijks bepaald via een ecosysteemmodel, in elk compartiment niveau 4.

ICEP-DSi en ICEP-TSi

ICEP is de “indicator for coastal eutrofication potential”, en kan berekend worden met enkel de DSi vracht (ICEP-DSi) of uitgaande van de totale siliciumvracht, zijnde DSi + BSi (ICEP-TSi). Beide ICEP worden maandelijks of tweemaandelijks (winter – zomer) bepaald in elk compartiment op niveau 3.

TDINflux

De jaarlijkse flux aan TDIN wordt bepaald op niveau 1, dus voor het gehele estuarium. Op niveau 3 wordt deze flux bepaald voor elk compartiment.

Maand- en jaargemiddelde nutriëntconcentraties

Maand- en jaargemiddelde nutriëntconcentraties (P, N, DSi) in de waterkolom per segment niveau 3 worden bepaald voor de evaluatie van het ecologisch functioneren. Er worden hier geen criteria uitwerkt voor deze indicatoren.

Nitriet

Ammoniak

Benodigde (meet)gegevens

Als input voor het ecosysteemmodel en voor de bepaling van de indicatoren zijn maandelijks tot twee maal per maand minimaal volgende metingen vereist: zuurstof, ammonium, nitraat+nitriet, opgelost silicium, fytoplankton biomassa, zoöplankton biomassa en organisch materiaal (gemeten als BOD).

Voor deze evaluatiemethodiek is, naast de data van P, N en DSi, bijkomend de meting van BSi vereist. BOD metingen kunnen beperkt worden tot de Zeeschelde.

NOD, BOD-C, TDIN, Ptot en DSi worden in elk compartiment op niveau 4 bepaald. Grenswaarden voor de beoordeling van TDIN en Ptot worden op niveau 3 bepaald, net als ICEP en de TDIN fluxen. Deze laatste wordt ook bepaald op niveau van het gehele estuarium (niveau 1).

Voor de bepaling van ICEP-DSi en ICEP-TSi zijn zowel DSi als BSi gegevens vereist. In Vlaanderen zijn deze beschikbaar, in Nederland is dit niet zeker. Oppervlaktes van het bekken op niveau 3 zijn vereist.

Berekening indicatoren

FastNOD

FastNOD ~ aNOD (mg/l) = 4.33 [NH_4^+-N] + 16/14 [NO_2^--N] waarbij de nutriëntconcentraties worden uitgedrukt in mg/l.

SlowNOD

Deze berekening dient nog verfijnd te worden.

BOD-C

Meting van de BOD met behulp van een nitrificatieremmer.

In de zomer wordt bijkomend BOD-C berekend op volgende wijze:
BOD-C = BOD – aNOD waarbij BOD werd bepaald zonder nitrificatieremmer.

TDIN en tot P

DSi

Dagwaarden worden bepaald met een ecosysteemmodel.

ICEP-DSi en ICEP-TSi

ICEP = (Nflux/(14*16) – Siflux/(28*20)) * 106 * 12 wanneer N/P < 16 (N is limiterend over P)

ICEP = (Pflux/31 – Siflux/(28*20)) * 106 * 12 wanneer N/P > 16 (P is limiterend over N; dit laatste vooralsnog het geval in de Schelde, waardoor deze berekeningswijze voor ICEP van toepassing zal zijn).

TDINflux
Door middel van een geschikt ecosysteemmodel wordt de jaarlijkse flux berekend aan TDIN (= som van NH4+, NO2- en NO3-). Voor de fluxberekening van het gehele estuarium of voor elke deelzone (niveau 3), wordt de flux bepaald in het meest stroomafwaartse compartiment op niveau 4.

Het ecosysteemmodel dat benodigd is voor het MONEOS-programma moet niet noodzakelijk een van de bestaande implementaties zijn, maar bouwt wel voort op de bestaande kennis. Een minimaal ecosysteemmodel voor de zuurstofdynamiek in het estuarium beschrijft de volgende processen:

Fysische processen:
- transport (dispersief en advectief)
- gasuitwisseling met de atmosfeer

Biochemische processen:
- nitrificatie
- bacteriële mineralisatie

Biologische processen
- primaire productie
- begrazing door zooplankton

De minimale verzameling toestandsvariabelen van dit model zijn zuurstof, ammonium, nitraat+nitriet, opgelost silicium, fytoplankton biomassa, zoöplankton biomassa en organisch materiaal.

Ammoniak (NH_3)
Ammoniak kan rechtstreeks gemeten worden, maar wordt meestal berekend via het chemisch evenwicht met ammonium:

$$NH_4^+ \rightleftharpoons NH_3 + H^+$$

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

$$pH - pKa = \log([NH_3]/[NH_4^+])$$

waarbij pKa temperatuursafhankelijk is: pKa = 0.09018 + 2729.92/T, (T = Kelvin = 273 + T °C).

<u>Beoordeling indicatoren</u>
FastNOD
Wanneer de FastNOD 2 mg/l overschrijdt, wordt krijgt dit criterium een negatieve beoordeling. Het beoordelingscriterium zelf dient ook zesjaarlijks geëvalueerd te worden voor elke compartiment, niveau 3, om na te gaan of de waarde van 2 mg/l voor FastNOD een correctie grenswaarde is voor potentiële zuurstoftekorten.

SlowNOD
Geen afgelijnde criteria voorhanden. Een in de tijd dalende trend wordt positief geëvalueerd.

BOD-C

Voor een positieve evaluatie mag BOD-C 6 mg/l niet overschrijden. Deze grenswaarde dient wel zesjaarlijks geëvalueerd te worden, en desnoods bijgesteld te worden aan de heersende systeemkenmerken van de Schelde. Wanneer kennis voorhanden is, wordt een onderscheid gemaakt tussen fast en slow BOD-C.

TDIN en tot P
Afleiden welke grenswaarden deze nutriënten mogen aannemen om het goed functioneren van het estuarium te waarborgen, is een onderdeel van de evaluatie. Ze dient steeds bijgesteld te worden bij veranderingen in het ecosysteemfunctioneren. Een zesjaarlijkse afleiding van de grenswaarden is aangewezen. De grenswaarden dienen afgeleid te worden voor elk compartiment op niveau 3.

Vervolgens worden de nutriënten maandelijks tot twee maal per maand getoetst en geëvalueerd met behulp van de grenswaarden.

DSi

Vanaf 0.01 mM kan silicium limiterend worden voor de groei van diatomeeën. Een absolute norm voor DSi vooropstellen die te allen tijde moet gehaald worden is echter niet mogelijk en niet wenselijk. Hoe laag de siliciumconcentratie ook is, een beperkte periode van siliciumlimitatie is onschadelijk zolang het relatieve belang van niet-diatomeeen in de fytoplanktonpopulatie niet te sterk afneemt. Daarom stellen we voor om de indicator DSi als negatief te beoordelen wanneer in 2 maanden of meer (zijnde twee meetpunten wanneer maandelijks gemeten wordt of 3 wanneer tweewekelijks gemeten wordt) lager is dan 0.01 mM

ICEP-DSi en ICEP-TSi
Een negatieve ICEP-DSi wordt als gunstig beoordeeld. Bij een positieve ICEP-DSi is er reële kans op eutrofiëringsproblemen. Wanneer zowel ICEP-DSi als ICEP-TSi positief zijn aan de monding, is de beoordeling negatief. Bij een positieve ICEP-DSi en een negatieve ICEP-TSi is verdere studie vereist om uitsluitsel te geven over het gevaar op eutrofiëring.

TDINflux
De jaarlijkse flux aan TDIN, bepaald op niveau 1, mag 20 kton/jaar niet overschrijden om een gunstige beoordeling te krijgen. Voor de fluxen op niveau 3 zijn nog geen beoordelingscriteria voorhanden.

Nitriet
Vanaf 0.03 mg/l nitrietstikstof (NO_2^--N) kan nitriet schadelijke effecten hebben op onder andere vis.

Ammoniak
Vanaf 0.025 mg/l ammoniakstikstof (NH3-N) kan ammoniak schadelijke effecten hebben op onder andere vis.

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden. Concentraties nutriënten worden onder andere bepaald door aanvoer vanuit het bekken, neerslag, debiet en grondwater.

Benodigde factoren:

- Nutriëntenconcentraties uit het bekken, daggemiddelden
- Volume waterkolom niveau 4

- Stroomsnelheid waterkolomm niveau 4
- Nutrientenconcentraties uit grondwater, daggemiddelden, niveau 4
- Neerslagvolume
- Nutrientenconcentraties per neerslagvolume
- Nutrientenconcentraties grondwater

Fiche 6.3 Evaluatiemethodiek lichtklimaat

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.

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. De Schelde geldt dan ook als een troebel estuarium waar het lichtklimaat limiterend is. Niet enkel de lichtpenetratie 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). In de Schelde is de lichtlimitatie altijd onder 0,1 wat betekent dat de Schelde een extreem troebel systeem is.

Indicatoren

Jaargemiddelde en zesjaarlijks gemiddelde eufotische diepte

Eufotische dieptes wordt bepaald door omrekening van de gemeten lichtextinctie-coëfficiënten (bij voorkeur) of diepte van Secchischijven. Deze k_d's of Z_{secchi}'s worden in het winterhalfjaar één keer per maand, in het zomerhalfjaar twee keer per maand gemeten.

Jaargemiddelde en zesjaarlijks gemiddelde lichtlimitatie

Lichtlimitatie wordt berekend door de eufotische diepte te delen door de gemiddelde diepte van een compartiment (niveau 4). Deze dieptes zijn bekend.

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.

Afgeleid uit bovenstaande indicatoren wordt ook **jaargemiddeld doorzicht** per segment **niveau 2 en 3** bepaald voor de evaluatie van het ecologisch functioneren. Deze indicatoren worden in dit hoofdstuk niet geëvalueerd.

Benodigde (meet)gegevens

Bepalingen van eufotische diepte worden bij voorkeur uitgevoerd met lichtextinctie-coëfficiënt k_d, of anders met een Secchi-schijf dieptes Z_{secchi}. Metingen van k_d zijn veel minder afhankelijk van de hoeveelheid daglicht op het moment van de meting. Secchi metingen zijn wel afhankelijk van de hoeveelheid daglicht, en de secchi waarnemingen zijn minder objectief.

K_d (of Z_{secchi}-) dienen één keer per maand in het winterhalfjaar en twee keer per maand in het zomerhalfjaar gemeten te worden.

Voor de bepaling van de mengdiepte zijn gegevens van de gemiddelde diepte per compartiment (niveau 4) vereist.

Berekening indicatoren

Eufotische diepte

Wanneer k_d bekend is:

$Z_{eu} = -1/k_d * \ln(0.01) \approx 4,6/ k_d$

Wanneer enkel Z_{secchi} bekend is:

$Z_{eu} = 4,6 / 1,36251 * Z_{secchi}^{-1,44329}$

Lichtlimitatie

Lichtlimitatie wordt bepaald door de eufotische diepte te delen door de mengdiepte. In de Schelde mag hiervoor de gemiddelde diepte per compartiment genomen worden.

Maximale en minimale eufotische diepte per jaar:

Van alle data van eufotische diepte van één jaar dient de kleinste en grootste eufotische diepte bepaald te worden.

Jaargemiddelde eufotische diepte:

Voor het jaargemiddelde worden alle data van één jaar samen per compartiment (niveau 4) gemiddeld.

Zesjaarlijks gemiddelde eufotische diepte:

Voor het zesjaarlijks gemiddeld worden alle data van zes jaar gemiddeld (per compartiment (niveau 4).

Jaargemiddelde lichtlimitatie

Voor het jaargemiddelde worden alle data van één jaar samen per compartiment (niveau 4) gemiddeld.

Zesjaarlijks gemiddelde lichtlimitatie

Voor het zesjaarlijks gemiddeld worden alle data van zes jaar gemiddeld (per compartiment (niveau 4).

Jaargemiddeld doorzicht per segment **niveau 3**

Voor de evaluatie van het ecologisch functioneren wordt gewerkt met jaargemiddeld doorzicht op niveau 3. Via bovenvermelde verbanden kan de jaargemiddelde eufotische diepte omgezet worden naar secchi diepte.

Jaargemiddeld doorzicht per segment **niveau 2**

Uit het jaargemiddeld doorzicht op niveau 3 kan het jaargemiddeld doorzicht op niveau 2 worden bepaald.

Beoordeling indicatoren

Een afname van de **zesjaarlijkse gemiddelde eufotische diepte** en een toename van de **zesjaarlijkse gemiddelde lichtlimitatie** zijn ongunstig voor het ecosysteem.

De **jaarlijks gemiddelde eufotische diepte** daalt best niet meer dan 15% onder het zesjaarlijk gemiddelde, en de **jaarlijks gemiddelde lichtlimitatie** neemt best niet meer dan 15% toe ten opzichte van het zesjaarlijks gemiddelde.

Een verbetering van het lichtklimaat kan niet onafhankelijk beoordeeld worden, maar moet steeds gepaard gaan met een evaluatie van nutriënten en organische belasting. Een verbetering van het lichtklimaat zonder een daling van de nutriëntvracht kan leiden tot een sterkere uiting van de eutrofiëringsproblematiek. Hoe een verbetering van het lichtklimaat zich ten opzichte van een daling in nutriënten moet verhouden, vergt een goede kennis van het ecosysteemfunctioneren, en een goed ecosysteemmodel. Bij een verbetering van het lichtklimaat is een evaluatie aan de hand van zo'n model aan de orde.

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden. Eerder staan de beïnvloedende factoren genoemd.

Benodigde factoren zijn:

- Gemiddelde stroomsnelheden per jaar, niveau 4
- Getij
- Gemiddelde organische belasting per jaar, niveau 4.
- Watervolume per niveau 4
- Golfslag
- Hoeveelheid bathymetrische veranderingen binnen niveau 4

Fiche 6.4 Evaluatiemethodiek Temperatuur

Achtergrond

Het goed functioneren van het ecosysteem is vaak afhankelijk van maximale grenswaarden van temperatuur die organismen stellen voor bepaalde processen zoals reproductie of groei.

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. Verlies van warmte vindt plaats in de bovenste centimeters van het waterlichaam en is voor de meeste systemen verwaarloosbaar. 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.

Temperatuur varieert in tijd en ruimte, maar gaat vrijwel altijd over geleidelijke veranderingen. Een meetfrequentie zoals in de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium staat beschreven (één keer in de winter, twee keer in de zomer) voldoet om zo seizoensgemiddelden te bepalen. Daarnaast is een zesjaarlijks seizoensgemiddelde nodig om klimatologische verschillen tussen jaren op te vangen. Bijkomende informatie over extreme temperaturen die zich kortstondig zouden voordoen, worden bekomen via continue meetstations.

Indicatoren

Dagmaximum temperatuur

De maximale dagtemperatuur wordt bepaald op niveau 3, op basis van de data van continue meetstations.

Seizoensgemiddelden temperatuur

Het seizoensgemiddelde wordt bepaald in elk compartiment op niveau 3. Voor elk seizoen wordt het zesjaarlijks gemiddelde bepaald en het jaarlijks seizoensgemiddelde.

Benodigde (meet)gegevens

De frequentie van staalname in de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium bedraagt in het zomerhalfjaar twee keer per maand, in het winterhalfjaar één keer per maand. Continue data zijn voor temperatuur voorhanden voor elk compartiment niveau 3 in de Westerschelde, en zullen ook beschikbaar komen in de Zeeschelde. De beschikbare data zullen voldoende zijn om de voorgeschreven evaluatiemethodiek uit te voeren.

Winterkoude

Het aantal dagen dat de watertemperatuur onder nul graden daalt wordt bepaald op niveau 3.

12°

Voor de evaluatie van het ecologisch functioneren, wordt de datum bepaald waarop de water temperatuur voor het eerst boven de 12 °C reikt, en de datum waarop de temperatuur voor het laatst 12 °C haalt, per segment op niveau 3

Berekening indicatoren

Dagmaximum
Op niveau 3 wordt per dag bepaald wat de hoogste temperatuur per dag is.

Seizoensgemiddelden:
Per compartiment op niveau 3 worden alle data per seizoen per jaar verzameld en een gemiddelde bepaald over elk seizoen per jaar.
Het zesjaarlijks gemiddelde wordt bepaald door alle data over zes jaar per seizoen te verzamelen en een gemiddelde te bepalen over deze zes jaar.

Beoordeling indicatoren
Dagmaximum temperatuur
Het dagmaximum voor temperatuur bedraagt 28°C. Bij overschrijding van deze temperatuur, wordt het aantal opeenvolgende dagen geteld als maat voor de ernst van het probleem.

Seizoensgemiddelde temperatuur

Een stijging van de gemiddelde seizoenstemperatuur, uitgemiddeld over zes jaar, wordt als ongunstig beschouwd. Jaarlijks mag bovendien het seizoensgemiddelde bepaalde grenswaarden best niet overstijgen, zoniet is er een ernstige bedreiging van bepaalde ecosysteemfuncties (bv paai, trek, …):

Winter: seizoensgemiddelde maximaal 8°C

Lente: seizoensgemiddelde maximaal 15°C

Zomer: seizoensgemiddelde maximaal 21.5°C

Herfst: seizoensgemiddelde maximaal 15°C

De gemiddelden worden bepaald voor elk compartiment op niveau 3.

Winterkoude

De duur van een periode met temperaturen onder nul wordt geregistreerd. Evaluatiecriteria zijn echter niet voorhanden. Wintergegevens kunnen echter nuttig zijn bij het verklaren van gewijzigde densiteiten voor bepaalde organismen na een strenge of zwakke winter. Deze indicator zal gebruikt worden in het thema ecologisch functioneren.

12°

Voor de data waarop de temperatuur voor het eerst en het laatst 12° overschrijdt, worden hier geen criteria uitgewerkt. Deze indicator staat ten dienste van de evaluatie van het ecologisch functioneren.

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden. Eerder staan de beïnvloedende factoren genoemd.

Benodigde factoren:
- Gemiddelde dagtemperatuur van lozingen, niveau 3
- Maximale luchttemperatuur per seizoen, niveau 3
- Maximale luchttemperatuur per dag, niveau 3
- Aanvoer vanuit bekken
- Gemiddelde stroomsnelheden per dag, niveau 3
- Gemiddelde windsnelheden per dag, niveau 3
- Gemiddelde luchtvochtigheid per dag, niveau 3

Fiche 6.5 Evaluatiemethodiek Saliniteit/ specifieke geleidbaarheid

Achtergrond

Een van de belangrijkste kenmerken van estuaria is de saliniteitsgradiënt die loopt van stroomopwaarts zoet naar stroomafwaarts zout water. 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.

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 heeft de oligohaliene zone in het estuarium steeds zo'n sterke zoutgradiënt. De specifieke geleidbaarheid vormt, net als saliniteit, een goede maat voor de intrusie van zeewater

Bij een te sterke zoutgradiënt wordt de stress voor vele soorten te groot, en treedt verarming van diversiteit op.

Indicatoren

Stratificatie

Aan de hand van metingen in geleidbaarheid wordt in de brakke zone gemeten of er verticale stratificatie optreedt. Stratificatie betekent in feite dat waterlagen niet mengen door een verschil in temperatuur en/of saliniteit. Een zoute onderlaag mengt niet met de zoete bovenlaag door een verschil in dichtheden. Zonder stratificatie zal het verticale saliniteitsprofiel (bijna) een rechte lijn tonen (zeer kleine variabiliteit), bij verticale stratificatie daarentegen zal het profiel met toenemende diepte een hogere saliniteit tonen. Hoezeer het profiel moet afwijken van een rechte lijn om van significante stratificatie (met gevolgen voor hetecosysteemfunctineren) te spreken, dient nog bepaald te worden.

Seizoensgemiddelde saliniteit in zout/Seizoensgemiddelde geleidbaarheid in brak en zoet

Omwille van het behoud van de volledige zout-zoetgradiënt dient de seizoensgemiddelde saliniteit en geleidbaarheid bepaald te worden.
In de Westerschelde mag saliniteit als omrekening uit geleidbaarheid gehanteerd worden, in de Zeeschelde mag geleidbaarheid illustratief naar saliniteit omgerekend worden, maar gebeurt de evaluatie op basis van de trends in specifieke geleidbaarheid.

Maand- en jaargemiddelde saliniteit; saliniteitsvariatie

Ten behoeve van de evaluatie van het ecologisch functioneren, worden ook maand- en jaargemiddelde saliniteit bepaald, inclusief de saliniteitsvariatie.

Geleidbaarheidsgradiënt

Om de fluctuaties in zoutgehalte binnen één tijbeweging in te schatten, wordt de geleidbaarheidsgradiënt opgesteld.

Geleidbaarheidsschommelingen

Geleidbaarheidsschommelingen ten gevolge sterke debietsfluctuaties moeten opgevolgd worden. Sterke debietsfluctuaties zijn nefast voor het ecosysteemfunctioneren, niet enkel omwille van de geleidbaarheidsschommelingen, maar vooral ook omwille van de veranderingen in verblijftijd. Goede systeemkennis is vereist om hiervoor criteria uit te werken. Momenteel is deze kennis er nog niet.

Benodigde (meet)gegevens

Metingen van specifieke conductiviteit in de Zeeschelde zijn vereist. In de Westerschelde zijn metingen van saliniteit of specifieke conductiviteit vereist.

Diepteprofielen van geleidbaarheid zijn vereist in de brakke-oligohaliene zone van de Zeeschelde.

Voor de evaluatie van geleidbaarheidsschommelingen zal een ecosysteemmodel vereist zijn.

Berekening indicatoren

Stratificatie

In de brakke en oligohaliene zone van de Zeeschelde dient maandelijks in elk compartiment op niveau 4 het verticale geleidbaarheidsprofiel opgesteld te worden.

Seizoensgemiddelde saliniteit in brak en zout/Seizoensgemiddelde geleidbaarheid in zoet

Bereken op basis van alle beschikbare data voor elk segment op niveau 4 het seizoensgemiddelde.

Maand- en jaargemiddelde saliniteit; saliniteitsvariatie

Ten behoeve van de evaluatie van het ecologisch functioneren, worden ook maand- en jaargemiddelde saliniteit bepaald. Er worden hier geen criteria uitgewerkt voor deze indicator.
Bij de bepaling van de jaargemiddelde saliniteit, wordt ook de saliniteitsvariatie (standaarddeviatie) bepaald per segment niveau 3.

Saliniteits / geleidbaarheidsgradiënt

Om de fluctuaties in zoutgehalte binnen 1 tijbeweging in te schatten, wordt de geleidbaarheids- of saliniteitsgradiënt (op 1 punt opgesteld) opgesteld.

Beoordeling indicatoren

Stratificatie

Het optreden van stratificatie is niet gewenst en zal als negatief beoordeeld worden. Stratificatie treedt op wanneer het diepteprofiel geen rechte lijn vertoont, maar in de diepte naar hogere saliniteiten neigt.

Seizoensgemiddelde saliniteit in brak en zout/Seizoensgemiddelde geleidbaarheid in zoet

Om waardevolle zout-zoetgradiënt te behouden mag het zesjaarlijkse seizoensgemiddelde niet stijgen.

Geleidbaarheidsgradiënt

De geleidbaarheidsgradiënt in de brakke zone mag niet toenemen.

Geleidsbaarheidsschommelingen

Er is nog te weinig kennis beschikbaar om criteria en beoordeling hiervoor op te stellen.

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden.

Benodigde factoren:

- Aantal en aard van veranderingen in bathymetrie

- Gemiddelde stroomsnelheden per dag, niveau 4
- Watervolume per dag, niveau 4
- Gemiddelde hoeveelheid neerslag per seizoen, niveau 4
- Gemiddelde verdamping per dag, niveau 4
- Getij

Fiche 6.6 toxische stoffen

Achtergrond

Toxische stoffen kunnen een determinerende invloed uitoefenen op het ecosysteem. Ze kunnen interfereren met de groei of voortplanting van diverse organismen, of kunnen in extreme 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.

In het VLIZ-IDO (Indicatoren van Duurzame Ontwikkeling voor het Schelde-estuarium) rapport (Anon, 2010) 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 indicatoren voor toxische stoffen.

De KRW kent twee typen milieunormen (Environmental Quality Standards, EQS):
1. jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm: een norm voor de chronische blootstelling van het aquatisch ecosysteem (AA, annual average of MPC maximum permissible concentration of JG-MKN)
2. een norm die moet beschermen tegen kortdurende blootstelling, piekconcentraties (MAC maximum acceptable concentration).

De toetsing op AA en MAC is een toetsing op de concentratie van één stof in oppervlaktewater potentieel
geen negatieve effecten veroorzaakt. In het milieu komen echter vaak verbindingen van verschillende
toxische stoffen voor. Voor de bepaling van de toxische druk van zulke verbindingen van stoffen in water, kan voor iedere stof de biologisch beschikbare concentratie bepaald worden, waarna bepaald kan worden en vervolgens omgerekend worden (bijvoorbeeld volgens de msPAF methode, zie De Zwart & Posthuma, 2005).

Indicatoren

Waterbodemkwaliteit

In het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium wordt de waterbodemkwaliteit bepaald

in het waterbodemmeetnet waarbij gebruikt 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 waterbodemkwaliteit. De ecologische triadebeoordeling van waterbodems bestaat uit drie componenten: de fysico-chemische, ecotoxicologische en biologische beoordeling. De fysico-chemische beoordeling bestaat uit het toetsen van een aantal microverontreiningen (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 waterbodemkwaliteit 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.

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.

Al deze stoffen dienen getoetst te worden op AA en MAC:
De AA wordt getoetst wordt aan de jaargemiddelde concentratie. Als de meetwaarden die onder de
detectielimiet liggen worden vervangen door de detectielimiet, dan wordt dat de AA1 genoemd, als
deze waarden door een 0 worden vervangen, dan wordt het een AA0 genoemd.
De MAC-waarde wordt getoetst aan de maximale concentratie per jaar die gemeten is.

De KRW schrijft voor de prioritaire stoffen voor om het totaalgehalte in de waterfase te meten met
uitzondering van de metalen, kwik, nikkel, cadmium en lood, die getoetst worden aan het gehalte in
water na filtratie over een filter van 45 µm (EU, 2006b). Voor cadmium is de norm daarbij ook
afhankelijk van de hardheid van het water.

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).

Milieuverontreingende 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 hoeveeleden 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 optrden van nadelige 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 (µg/kg versgewicht) van de zeven standaard PCB's, DDT's en zware metalen Ca, g, Pb in paling afkomstig uit het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium.

Nederland: Jaarlijks gemiddelde concentratie (µg/kg versgewicht) van de zeven standaard standaard PCB's, DDT's en zware metalen Ca, g, Pb in mossel (Mytilus eduluis) en bot (Platichthys flesus) afkomstig uit de Westerschelde.

Benodigde (meet)gegevens
Hiervoor wordt verwezen naar de KRW en de drie fiches (Anon 2010):
- 'waterbodemkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Zwemwaterkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Milieuverontreinigende stoffen in het voedselwebvan het Schelde-estuarium'

ZIE: http://www.scheldemonitor.be/indicatorfiche.php?id=12
(Anon, 2010)

Berekening indicatoren
Hiervoor wordt verwezen naar de KRW en de drie fiches (Anon 2010):
- 'waterbodemkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Zwemwaterkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Milieuverontreinigende stoffen in het voedselwebvan het Schelde-estuarium'

ZIE: http://www.scheldemonitor.be/indicatorfiche.php?id=12
(Anon, 2010)

Beoordeling indicatoren
Zie normstelling in KRW.
Verder wordt verwezen naar de drie fiches (Anon 2010):
- 'waterbodemkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Zwemwaterkwaliteit in het Schelde-estuarium'
- 'Milieuverontreinigende stoffen in het voedselwebvan het Schelde-estuarium'

ZIE: http://www.scheldemonitor.be/indicatorfiche.php?id=12
(Anon, 2010)

Om de oorzaak/oorzaken van de uitkomst van de beoordeling te achterhalen, zal moeten worden gekeken naar de factoren die deze indicator beïnvloeden.

Benodigde factoren:

- Aantal verontreinigingen
- Concentratie toxische stoffen van verontreinigingen
- Aanvoer vanuit het bekken.

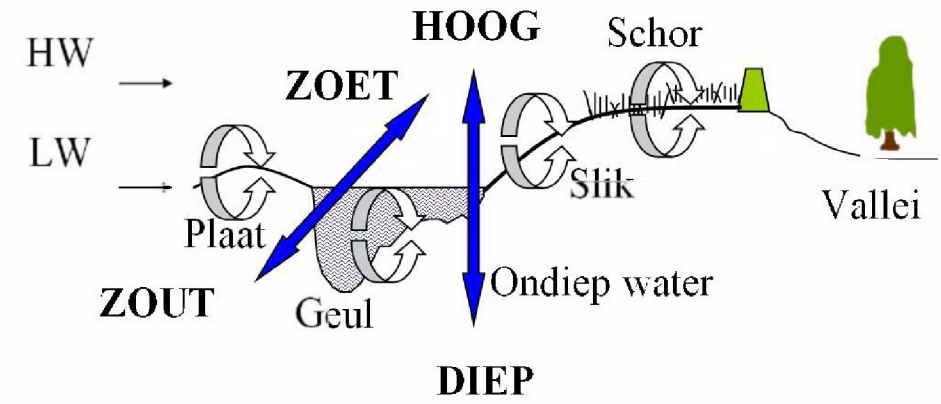
Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Hoofdstuk 5: Diversiteit habitats

5 Diversiteit habitats

5.1 Inleiding

Het estuarium wordt gekenmerkt door een grote variatie aan habitats (fig. 1). Deze variatie is te wijten aan drie grote gradiënten: een verticale gradiënt van het diepste punt van de geul tot het hoogste deel van het schor, een horizontale gradiënt van volledig zout naar volledig zoet en een interne gradiënt van variatie in dynamiek. De aangetroffen habitats en hun kenmerken zijn de resultante van morfo- en hydrodynamiek, maar steeds duidelijker is dat ook biota een belangrijke rol spelen in de vorming/afbraak van habitats. Bepaalde soorten (system of eco-engineers) kunnen een belangrijke rol spelen bij habitatvorming.
De habitatoppervlaktes vormen een cruciale evaluatietool. De ruimte nodig om de diversiteit in goede staat te houden en om het ecologisch functioneren te garanderen hangt er nauw mee samen. Soorten als responsvariabelen maar ook bouwstenen van de heersende habitatcondities zijn goede indicatoren voor de kwaliteit van het habitat. Diverse ingrepen kunnen zowel positieve (habitatcreatie) als negatieve (erosie, verhoogde dynamiek, etc.) gevolgen hebben voor habitats. De evaluatiemethodiek moet uitgaan van inzicht in de processen die habitatoppervlakten en -kwaliteit beïnvloeden.
Gezien het belang van habitats binnen het systeem, maar ook de wettelijke verplichtingen, zijn goede monitoring en gedegen evaluatie vereist.



Figuur 5.1 *Overzicht van de habitatdiversiteit in een estuarium als gevolg van een horizontale zoutgradiënt, een verticale dieptegradiënt en een interne dynamiekgradiënt (ronde pijltjes) (Meire & Maris, 2008).*

Als basis voor de evaluatie worden ecotopen gedefinieerd en gebiedsdekkend weergegeven in ecotopenkaarten. Een ecotoop wordt gedefinieerd als een ruimtelijke eenheid die homogeen is wat betreft de voornaamste (a)biotische factoren en antropogene invloeden die voor de biota van belang zijn. De grenzen tussen de huidige ecotopen zijn grotendeels gebaseerd op biologisch relevante overgangen in de macrozoöbenthosgemeenschap(pen), terwijl het overspoelingsregime de gekozen grenzen in de vegetatiezonering van de schorren bepaalt. Vaak zijn de gehanteerde grenzen nog niet voldoende onderbouwd (gevalideerd) door biotische data. Daarom weerspiegelen ze vaak abiotische eenheden of fysiotopen genaamd. Voor de eenvoud blijven we hier de term 'ecotoop' hanteren voor de onderscheiden onderverdelingen. Het is een streven dat in de toekomst elke klassegrens ecologisch onderbouwd wordt of aangepast volgens voortschrijdend inzicht.

5.1.1 Achtergrond

Gehanteerde werkwijze

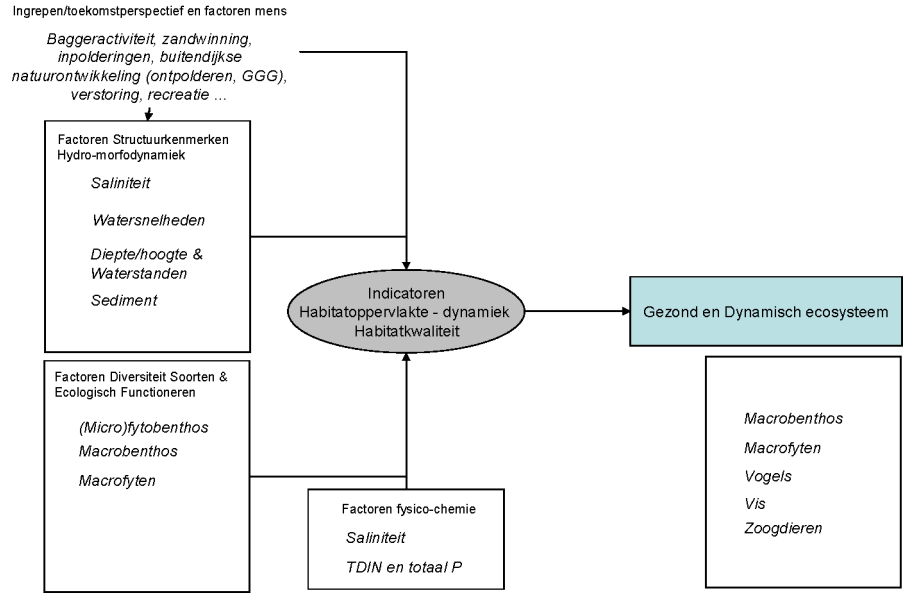
Voor de algemene methodiek wordt verwezen naar Hoofdstuk 2. Naar analogie van de andere evaluaties wordt ook voor de habitats een indicatoranalyse uitgewerkt. De indicatoren dienen als knipperlichten voor veranderingen in processen en lichten op door uitgevoerde ingrepen in het systeem. De evaluatie is een systeemanalyse maar er wordt ingezoomd op verschillende niveaus (zie Figuur 2.3). Elke indicator wordt beïnvloed door een aantal factoren. Een analyse van de belangrijkste beïnvloedende factoren moet de evaluator in staat stellen de sturende processen aan te wijzen. De evaluatiemethodiek beoordeelt de ecotopen kwalitatief en kwantitatief. De ecotopen, als habitat voor biota, worden kwalitatief beoordeeld op basis van structuurkenmerken en biodiversiteit.
De evaluatiemethodiek en de indicatoren moeten maximaal onderbouwd zijn of tenminste expliciet toegelicht worden om toe te laten de beslissingen te traceren en om ze nadien te kunnen reproduceren en desgewenst verbeteren. Indicatoren zijn bedoeld als tools om de toestand van complexe systemen te evalueren en te communiceren. Er moet echter altijd kunnen worden teruggegrepen naar de basis - het ecosysteem zelf en het ecologisch functioneren in het bijzonder - om veranderingen in de indicatorwaarden te kunnen verklaren. Daarom moeten alle essentiële schakels die de morfo- en biodiversiteit, het voedselweb en het ecologisch functioneren beïnvloeden, in rekening worden gebracht.
De Langetermijnvisie Schelde-estuarium (LTV) beoogt in het streefbeeld voor 2030 een gezond en dynamisch estuarien ecosysteem. Het opvolgen van de ontwikkeling van de oppervlakte van de verschillende ecotopen en van de habitats van de Habitatrichtlijn is hiertoe een nuttig instrument. Een kwantitatieve areaalevaluatie is echter niet voldoende om te toetsen of het Schelde-ecosysteem dynamisch en structureel kwaliteitsvol is. Hiervoor moeten bijkomende evaluaties uitgevoerd worden. Binnen het thema Habitatdiversiteit worden twee evaluatiemethodes uitgewerkt (**Tabel S.**)

Evaluatie	Indicatorgroep	Indicatoren	Analyse niveau
Habitatoppervlakte en dynamiek	Habitatoppervlakte	geaggregeerde ecotoopoppervlakte	per geaggregeerd ecotoop op niveau 1, 2
		ecotoopoppervlakte	per ecotoop op niveau 2 en 3
	Natuurontwikkeling	% gerealiseerde natuurfunctie	niveau 2, 3
		% gerealiseerde natuurdoelstelling	niveau 2, 3 en projectmonitoring
	Dynamiek	% pioniersvegetatie	niveau 3
		Ecotoopturn-over	niveau 3
Habitatkwaliteit	Structurele habitatkwaliteit	Hellingsanalyse	niveau 4
		Oppervlakte/omtrek verhouding platen	platen WS
		Oeverbeoordeling	niveau 3 ZS
	Biologische habitatkwaliteit	vegetatiezone maatlat	niveau 3
		vegetatiediversiteit	niveau 3, schorniveau
		Natura2000-Habitat in goede of voldoende toestand	niveau 3, per SBZ

Tabel 5.1 *Overzichtstabel van de in het thema 'Habitatdiversiteit' gehanteerde indicatoren per evaluatie en indicatorgroep. Het analyse niveau duidt de ruimtelijke schaal waarop de analyse uitgevoerd dient te worden (zie methodiek voor indeling).*

5.2 Habitatoppervlakte en Dynamiek

5.2.1 Achtergrond



Figuur 5.2 De voornaamste factoren die de indicatoren habitatdiversiteit beïnvloeden (Habitatoppervlakte en -dynamiek en de Habitatkwaliteit) en de voornaamste functie waarvoor de indicatoren toepasbaar zijn .

De habitat vormt het leefgebied van de organismen. Het is de locatie waar de systeemprocessen zich afspelen, op alle schaalniveaus (1-4) van de gebiedsindeling (zie hoofdstuk 2) en op lokaal niveau (bijvoorbeeld een individueel schor). De habitats moeten dan ook gebiedsdekkend gemonitord worden (Meire & Maris, 2008). Het ecologisch functioneren wordt beïnvloed door de habitats via aspecten van areaal, dynamiek en structurele kwaliteit. Op hun beurt beïnvloeden biologische processen de habitats. Dit is vervat in de factoren die het verband leggen tussen de diversiteit aan soorten en ecologisch functioneren enerzijds en de indicatoren van het thema habitatdiversiteit anderzijds.

Figuur 5.2 toont de voornaamste interacties tussen de indicator habitatareaal en diens beïnvloedende factoren. Het habitatareaal (fysiotoop/ecotoop) wordt beïnvloed door natuurlijke processen van sedimentatie en erosie in het systeem, die aangestuurd worden door factoren besproken binnen het thema Hydro-morfodynamiek. Anderzijds is de indicator 'mens' van bijzondere invloed in het bepalen van de habitatarealen.
Natuurlijke estuaria ontwikkelen zich niet tot een stadium van homeostase, maar ze doorlopen steeds een cyclus van ontwikkeling en degeneratie. Het bestaan van de ecotopen wordt met andere woorden 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). De ontwikkeling van een 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 & de Jong, 1998; Temmerman et al., 2007). Een voldoende hoge sedimentconcentratie in het Scheldewater (momenteel is het systeem wel gekenmerkt door een hoge sedimentbelasting) is nodig om deze stijging in de hoogwaterstanden te volgen (Temmerman et al., 2007). Bij een te snelle stijging van de hoogwaterstanden en een reductie in sedimentlading bestaat het gevaar dat de overspoelingsfrequentie en -duur toenemen met mogelijke gevolgen voor de vegetatiesamenstelling of zelfs (in extreme omstandigheden) verdrinking van de schorren. De schorvegetatie speelt een zeer belangrijke rol in de sedimenthuishouding van de intertidale gebieden. Macrofyten kunnen de captatie 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 (met toenemende hoogte in het getijvenster) en wordt op zijn beurt de groei en successie van de vegetatie verder bevorderd (Bertness et al. 1992; Temmerman, et al., 2007). Het voorkomen van pioniervegetatie is een indicator voor het voorkomen van de natuurlijke processen van schorvorming. In natuurlijke estuariene systemen worden spontane slik- en schorontwikkeling door sedimentatie afgewisseld met afkalving en regressie door erosie (Pringle 1995; Allen 2000). De verandering in aanwezige ecotoopoppervlakte is dus een inherent systeemkenmerk van estuaria en fluctuatie in oppervlakte is hierdoor -binnen een zekere bandbreedte- aanvaardbaar en wenselijk.

Het ondiep water en het slik herbergen hoge dichtheden aan macrofauna, waarbij de hydrodynamiek een belangrijke variabele is voor de ecotoopindeling (Bouma et al., 2005). Ysebaert et al. (2009) toonden voor de Plaat van Walsoorden in de Westerschelde aan dat de tijdsduur tijdens de welke een bepaalde stroomsnelheid overschreden wordt gedurende een getijcyclus de variatie binnen het macrozoöbenthos beter verklaart dan de maximale stroomsnelheid. Vermits die tijdsduur een maat is voor hoe lang een bepaald sediment in beweging kan zijn, zegt dit iets meer over de 'dynamiek' en het potentieel effect op bodemdieren. De maatgevende stroomsnelheid kan echter ruimtelijk variëren en moet nog verder onderzocht worden. Naast de hydromorfologische dynamiek, kan de structurerende en sturende invloed van benthos zelf belangrijk zijn voor de ontwikkeling of stabiliteit van de habitats (bv. mosselbanken, oppervlak schelpdierbedekking, kokerwormen…)(bv. Rhoads et al., 1970; Roast et al., 2004). De invloed kan dermate zijn dat zacht substraat geleidelijk overgaat in hard substraat, gepaard met een verandering in faunagemeenschappen. Een groot gedeelte van het macrozoöbenthos speelt ook een belangrijke rol in het biologisch actief maken/houden van de bodem door perturbatie-activiteiten (bioturbatie) die kunnen zorgen voor beluchting en/of het opbreken van het substraat. Macro- (bv. *Vaucheria*) en microalgen (fytobenthos) als sedimentstabilisator kunnen eveneens belangrijk zijn (Paterson, 1989) en treden dan voornamelijk op in zones die laagdynamisch zijn. Systematische vermindering van oppervlakte van de ecologisch meest waardevolle ecotopen (laagdynamisch ondiep water, slik, platen en schor) beïnvloedt in belangrijke mate de trofische interacties (kwaliteit) en de productiviteit binnen het ecosysteem. Om het ecologisch functioneren te waarborgen is voldoende oppervlakte van deze ecotopen nodig in een goede verhouding.

De pelagische habitats, die in het estuarium variabel zijn in tijd en ruimte, worden vooral gekenmerkt door de abiotische kenmerken saliniteit, turbulentie, verblijftijd en nutriëntenconcentraties. Planktonische organismen gaan in sterke mate mee met de (variabele) waterbewegingen en vissen reageren actief op wisselende condities. De variabele habitats/ecotopen zijn als dusdanig moeilijk te vatten (Bouma et al., 2002). De gekozen ruimtelijke indeling (zie hoofdstuk 2) van het estuarium biedt echter wel de mogelijkheid om de pelagiale kenmerken te evalueren binnen de vaste grenzen (waterlichaam/OMES of macrocel-niveau). Er werd geen specifieke evaluatie voor de pelagische habitats uitgewerkt omdat deze door de gekozen gebiedsindeling als vervat binnen de andere thema's (thema Fysico-chemie en Ecologisch functioneren) beschouwd wordt. Hoewel voor de evaluatie van de kraamkamerfunctie een Pelagisch Ecotopen Stelsel (PES) een noodzakelijk instrument lijkt, is het ecotooptype sterk gerelateerd met (epi)-benthische kenmerken. De huidige ecotopenstelsels zijn echter wel nog onvoldoende

in staat om de kraamkamerecotopen te lokaliseren. Bijkomend onderzoek moet inzicht bieden in de geschiktheid van de verschillende ecotopen voor jonge vis, garnalen en hyperbenthos. Een toevoeging of definiëring van een 'kraamkamerecotoop' is gewenst. Enkele ideeën daartoe worden aangeleverd in Ysebaert et al. (2009). Hoewel vissoorten elk andere eisen stellen aan de 'kraamkamer' is voedsel voor het broed van groot belang. Hyperbenthos (in het bijzonder aasgarnalen) zijn hier een belangrijke schakel. Door de hoge sterfte van plankton in de brakwaterzone is er een massale detritusafzetting die de aasgarnalen aantrekt (Lievaart & Pouwer, 2003). Een mogelijke piste kan zijn (hoogproductieve) ecotopen, die grote gebieden van laagdynamische ondiep water omvatten, samen te nemen. Voor de kraamkamerfunctie is wellicht een combinatie van habitats van belang. Voldoende grote zones laagdynamische ondiep water aansluitend op laagdynamisch litoraal en supralitoraal worden wellicht geprefereerd. Ook de aanvoer van nutriënten en connectie met dieper water is mogelijk van belang (Lievaart & Pouwel).
De streefdoelen voor de verschillende habitats zijn doorgaans verankerd in bestaande richtlijnen (KRW, VRL, HRL) en de doelstellingen geformuleerd in de LTV en de instandhoudingsdoelstellingen van de Zeeschelde. Indien beschikbaar, vormen ze de beoordelingscriteria.
Voor het Schelde-estuarium zijn ecotopenstelsels (hiërarchische classificatiesystemen) uitgewerkt op basis van macrozoöbenthos en macrofyten. Verder onderzoek naar de onderbouwing en validatie van de ecotopengrenzen op basis van deze organismegroepen is noodzakelijk. Vooral in de Boven-Zeeschelde en de zijrivieren is deze onderbouwing nog onvoldoende. Dit komt onder andere door de beperkte beschikbare gegevens. Zowel Nederland als Vlaanderen werkten een ecotopenstelsel uit (Bouma et al., 2005; Van Braeckel et al., 2008 voor overzicht van de ecotopen). De ecotopenkaart toont een classificatie van habitats op basis van sedimentsamenstelling, dynamiek, zoutgehalte, plaat, slik, geul, hoogteligging en schorvegetatie. De huidige ecotopenkaarten omvatten geen hard substraat-ecotopen (bv. breuksteen). Hierdoor wordt het zacht substraat vooral in de Zeeschelde overschat. De hard substraatecotopen vervullen een ecologische functie voor macroinvertebraten en macroalgen en kunnen dienen als verankerplaats voor biezen, foerageerlocatie voor steltlopers en eenden,….
Een doorgedreven kwaliteitscontrole op de huidige en toekomstige ecotopenkaarten is belangrijk. De oppervlakte-evaluatie en de analyse bij nagenoeg elke groep in het ecosysteemfunctioneren zal er beroep op doen.

In eerste instantie worden hieronder de indicatoren geïdentificeerd voor de evaluatie. In een volgende stap wordt het ruimtelijk en temporeel bereik van de evaluatie per indicator besproken. De benodigde monitoringsdata worden opgesomd en de beoordelingscriteria per indicator worden besproken. Per indicator wordt eveneens een lijst gemaakt van de belangrijkste beïnvloedende factoren die geanalyseerd moeten worden bij elke evaluatie. Deze factoren zijn berekend of besproken in andere hoofdstukken en omvatten ook ingrepen (inclusief verstoring) in het systeem. Op deze manier kan aangegeven worden of de ontwikkelingen gerelateerd kunnen worden aan menselijk handelen.

5.2.2 Indicatoren

De evaluatie 'habitatoppervlakte & dynamiek' is samengesteld uit drie indicatorgroepen waar verschillende indicatoren ondergebracht zijn (Tabel 5.2):

Evaluatie	Indicatorgroep	Indicatoren	Analyse niveau
Habitatoppervlakte en dynamiek	Habitatoppervlakte	geaggregeerde ecotoopoppervlakte	per geaggregeerd ecotoop op niveau 1, 2 en 3
		ecotoopoppervlakte	per ecotoop op niveau 2 en 3
	Natuurontwikkeling	% gerealiseerde natuurfunctie	niveau 2, 3
		% gerealiseerde natuurdoelstelling	niveau 2, 3 en projectmonitoring
	Dynamiek	% pioniersvegetatie	niveau 3
		Ecotoopturn-over	niveau 3

Tabel 5.2 *Overzicht van de gehanteerde indicatoren, de beïnvloedende factoren en de ruimtelijke schaal waarop de analyses uitgevoerd worden.*

Indicatorgroep 'habitatoppervlakte'

Omvat enerzijds de evaluatie van geaggregeerde ecotoopinformatie en anderzijds een evaluatie van de afgebakende ecotopen van het ZES.1 systeem (WS: Bouma et al., 2005) en het Vlaams ecotopenstelsel (ZS: Van Braeckel et al., 2006, 2008) indien op een fijnere schaal een beoordeling relevant geacht wordt.

Geaggregeerde ecotoopoppervlakte

Om de ontwikkeling van de oppervlakte van ecotopen in het volledige Schelde-estuarium, de Westerschelde en de Zeeschelde na te gaan maakt deze eerste evaluatie gebruik van volgende geaggregeerde ecotopen: slikken, platen, schor en ondiep sublitoraal (gedefinieerd als 2m onder GLWS tot GLWS, Van Braeckel et al., 2006).

Ecotoopoppervlakte

De indicator evalueert de ecotopen op de fijnste indeling zoals afgebakend volgens de methodiek van het ZES.1 systeem (WS : Bouma et al., 2005) en het Vlaams ecotopenstelsel (ZS: Van Braeckel et al., 2006, 2008). Gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG's) worden niet opgenomen in de ecotopenkaarten, die zich beperken tot de buitendijkse habitat. Ontpolderingen en Gecontroleerd Gereduceerd Getijgebieden (GGG's) worden opgenomen vanaf hun realisatie. Hoe de GGG-ecotopen gekarakteriseerd zullen worden is nog onduidelijk en verdient nader onderzoek. Deze evaluatie geeft invulling aan de systeemevaluatie van de Kaderrichtlijn Water (STOWA, 2007; VMM, 2009) en wordt uitgevoerd op niveau 2 en 3. Het is uitermate belangrijk dat de methodiek van de totstandkoming van de ecotopenkaarten duidelijk is en dat de GIS-lagen voldoende gecontroleerd zijn. De definities van de Nederlandse en Vlaamse ecotopen moeten zonder verwarring toepasbaar zijn voor een systeemevaluatie. Zo moet bijvoorbeeld de definitie van ondiep water afgestemd worden (2 m beneden GLWS tot GLWS in de Zeeschelde versus 5 m beneden GLWS tot GLWS in de Westerschelde). Een mogelijke oplossing hiervoor is het invoegen van matig diep als extra ecotoop in de WS.

Indicatorgroep 'natuurontwikkeling'

Omvat de evaluatie van de natuuringrepen door de oppervlakte aan gerealiseerde natuur, uit te drukken tegenover een streefdoel. Hiervoor worden twee toetsen voorgesteld: enerzijds een evaluatie van de ingrepen opgenomen in de OS2010 en het Meest Wenselijk Alternatief (MWeA) met betrekking tot natuurlijkheid, anderzijds een evaluatie van de habitatdoelstellingen in de natuurontwikkelingsprojecten. Door de grootschalige natuurontwikkelingsingrepen in het estuarium en direct aangrenzende valleigebied (ontpolderingen, GGG's en wetlands) is het nodig de uitgevoerde projecten te evalueren en hun effecten in de systeemevaluatie mee op te nemen in de analyses. De bijdrage van deze projecten aan verschillende systeemcomponenten als beïnvloedende factor kan in rekening gebracht worden door (bijvoorbeeld) een oppervlaktemaat, een factor bruikbaar voor de evaluatie van Macrofyten en Vogels in het Thema Ecologisch functioneren. Hoewel de informatie dus vooral terugvalt op projectmonitoring kunnen de evaluaties ook op niveau 2 en 3 beschouwd worden.

% gerealiseerde natuurfunctie

De oppervlakte gerealiseerde natuurfunctie wordt bekeken ten opzichte van de besluiten van de Ontwikkelingsschets OS2010, die voor de Zeeschelde aangevuld zijn met het MWeA (Meest Wenselijke Alternatief). Het geactualiseerde Sigmaplan implementeert de

voorziene ingrepen van het MWeA in concrete terreinacties (Waterwegen en Zeekanaal, 2005).

% gerealiseerde natuurdoelstelling

Na de inrichting van de gebieden (startbeheer) kan het nog enige tijd duren alvorens de vooropgestelde natuurdoelstelling gerealiseerd wordt. De staat van de habitats (gerealiseerd habitat) wordt opgevolgd voor deze indicator. Elk van de natuurontwikkelingsgebieden wordt ingericht met een bepaalde habitatdoelstelling. Deze is geformuleerd in de inrichtingsplannen. De indicator evalueert de natuurontwikkelingsprojecten op basis van het effectief habitatwaardig zijn/worden van de gerealiseerde natuur. De indicator vertoont overlap met de indicator oppervlakte habitatwaardig habitat (zie Habitatkwaliteit). Deze laatste is ruimer en beoordeelt het volledige habitatrichtlijngebied (dus grootste deel van Schelde-estuarium) terwijl deze indicator betrekking heeft op de oppervlakte natuurontwikkeling en de gerealiseerde habitats hierbinnen. De beoordeling van de natuurdoelstelling moet naast een beoordeling van de Lokale Staat Van Instandhouding (LSVI) voor de Natura 2000-habitats ook een beoordeling geven van de Regionaal Belangrijke Biotopen, RBB. Deze RBB zijn immers ook belangrijke habitats (bv. RBB rietland) binnen het realiseren van de Instandhoudingsdoelstellingen. De beoordelingsmethodiek van de LSVI Natura 2000-habitats en RBB is momenteel nog in ontwikkeling (zie ook indicatorgroep 'Biologische habitatkwaliteit').

Indicatorgroep 'dynamiek'

Dynamiek vormt het sleutelbegrip van de laatste indicatorgroep. De term wordt in verschillende betekenissen gebruikt en hier aan de hand van twee indicatoren behandeld. Enerzijds wordt de oppervlakte van de pioniersvegetatie als indicator gebruikt voor de mate van schorvorming, met pioniervegetatie als eerste stap van het schorvormingsproces. Anderzijds beschouwen we de ecotoopturnover i.e. de omzettingsdynamiek van het ene ecotoop naar het andere als indicator.

% pioniersvegetatie

De oppervlakte van de pioniersvegetatie (afgeleid uit vegetatiekaarten: biezen, kolonisatoren, zeekraal-vegetaties, slijkgrasvegetaties) wordt bekeken ten opzichte van de totale schoroppervlakte (geaggregeerd ecotoop). Deze evaluatie maakt geen gebruik van de potentiële pionierzone die berekend wordt voor ZES.1; we evalueren de effectieve oppervlakte. Het voorkomen en uitbreiden van pioniervegetatie nabij bestaande schorgebieden wijst op een gunstige toestand van de slik-schorcyclus en is een indicator voor de mogelijkheid van schorvorming. De afwezigheid of afname hier is vaak indicatief voor verhoogde dynamiek (erosie).
Op de platen is het percentage pioniersvegetatie ten opzichte van de totaal intertidaal plaatoppervlak juist een indicator van een sterke ophoging en hiermee gepaard gaande te sterke verlaging van de dynamiek.

Ecotoopturnover

De evaluatie van een omzettingsmatrix van ecotopen en/of geaggregeerde ecotopen beoordeelt de dynamiek of – anders bekeken – de stabiliteit van de ecotopen. De stabiliteit wordt het best geëvalueerd over een ecologisch relevante tijdsperiode. Een hoge mate van ecotoopturnover (waarbij de ecotoopidentiteit voor een locatie (gridcel) in opeenvolgende kaarten wordt bekeken) in een korte tijdsperiode is nadelig voor de vestiging en ontwikkeling van bodemdiergemeenschappen en vegetatieontwikkeling. Voor een korte

tijdsperiode kan de turnover als een verstoringsmaat gebruikt worden (factor voor analyse Macrozoöbenthos). Deze bodemdieren zijn doorgaans kortlevend (behalve langlevende schelpdieren) of hebben nood aan stabiele bodems om zich te vestigen (Ysebaert, 2000). Een middellange evaluatieperiode van maximaal 1-3 jaar is hiervoor het meest geschikt. Langere evaluatieperioden eens in de 6 jaar of langer zijn minder relevant omdat deze verandering ecologisch niet nadelig hoeft te zijn. De turnover bekijken over een langere periode is wel nuttig omdat het een gedetailleerde evaluatie is van de oppervlakteveranderingen. Deze evaluatie vertoont echter een overlap met de evaluatie van de 'ecotoopoppervlakte'.
De ecotoop turn-over op middellange termijn kan initieel veroorzaakt worden door directe ingrepen in het systeem zoals bodemroerende activiteiten (baggeren, zandwinning of storten) en/of door indirecte effecten die de hydromorfodynamiek (hoog versus laagdynamisch) beïnvloeden.

5.2.3 Ruimtelijk en temporeel bereik

De ecotoopinformatie wordt gebiedsdekkend verzameld. De oppervlakte-evaluatie is uitvoerbaar op elk niveau. Er wordt gekozen voor aparte evaluaties op niveau 1, 2 en 3.
De temporele resolutie van de evaluatie zal afhankelijk zijn van de beschikbaarheid van (ecotopen)kaarten.
De litorale (enkel hoog, midden en laag slik en schor als aggregatie ecotoop (dus zonder de schorecotopen)) en sublitorale ecotopen worden afgelijnd door de koppeling van de geomorfologische kaart met gemodelleerde stroomsnelheden en droogvalduren met bathymetrische data. Deze kaarten worden tweejaarlijks gemaakt in de Westerschelde, jaarlijks in de Beneden- Zeeschelde, 3 jaarlijks voor Boven-Zeeschelde, Rupel en Durme en 6-jaarlijks voor de bovenlopen.

De schorecotopen, die afgeleid worden uit de vegetatiekartering, hebben een temporele resolutie van 3-jaarlijks voor Beneden-Zeeschelde en 6-jaarlijks voor de overige zones (Westerschelde, Boven-Zeeschelde, Durme, Rupel en getijgebonden zijrivieren).
De frequentie waaraan nieuwe vegetatiekaarten worden gemaakt is te beschouwen als de temporele maat voor het afwerken van een volledige gebiedsdekkende ecotopenkaart. De volledige evaluatie kan dus 3- of 6-jaarlijks gebeuren afhankelijk van de zone. Het sublitoraal en (volledig/gedeeltelijk) de litorale zones kunnen frequenter geëvalueerd worden. De schorrand in de Westerschelde en hierdoor ook schoroppervlakte als aggregatie ecotoop wordt jaarlijks gekarteerd in de Westerschelde (FICHE S-DH-N-003 – vegetatie).

5.2.4 Benodigdheden

De arealen en dynamiek van de habitats zijn afleidbaar uit de ecotopenkaarten. Vanuit de optiek van het ecologisch functioneren zou het een meerwaarde zijn om de Vlaamse ecotopenkaart uit te breiden met een waardering van de waterdynamiek, aansluitend op de Nederlandse ecotopenkaart (zie hoofdstuk 9 – leemtes in kennis).
De oppervlakten nodig voor de evaluatie van de natuurontwikkeling zouden beschikbaar moeten zijn vanuit de administraties. Voor Vlaanderen is hiervoor een natuurboekhouding opgestart, gekoppeld aan een projectmonitoring van de Sigmagebieden. Er is ook nood aan een overzicht (boekhouding) en een monitoring van de natuurontwikkelingsprojecten in Nederland om de evaluatie te kunnen uitvoeren (zie hoofdstuk 9 – leemtes in kennis).

De arealen en dynamiek van de habitats worden geanalyseerd ten opzichte van ingrepen (verdiepen, baggeren, storten, zandwinning, ontpolderen, aanleg van GOG's en GGG's, …) en/of ten opzichte van factoren die een invloed hebben op de structuurkenmerken:,

waterstanden, stromingen en sedimentatie-erosieprocessen (Hoofdstuk 3). Om de evaluatie te kunnen uitvoeren, is gebiedsdekkende informatie nodig over de ingrepen. Deze ontbreekt grotendeels in de Boven-Zeeschelde en zijrivieren/bovenlopen, in de Westerschelde zijn de sedimentstortingen van Nederlandse havens slechts beperkt beschikbaar. De verandering in oppervlakten wordt ook geanalyseerd in combinatie met de factoren afkomstig uit de indicatorgroep 'structuurkwaliteit' (Hoofdstuk 5.3). De analyses gebeuren op niveau 1, 2 of 3, afhankelijk over welke indicator het gaat (Tabel 5.2).

5.2.5 Beoordeling

Indicatorgroep 'habitatoppervlakte'

Geaggregeerde ecotoopoppervlakte

- Afname in totale buitendijkse oppervlakte (ha) is ongewenst (behoud estuarium).
- Afname in oppervlakte (ha) van (aggregatie)ecotopen (slik, platen, schor en ondiep water) is ongewenst.
- WS: gewenste schoroppervlakte waterlichaam : 3100 ha (MEP)- 2300 ha (GEP). *min 500 ha ten west van Hansweert* (Dijkema et al., 2005; De Jong, 2007); de MEP-areaalverdeling is gewenst, zijnde 15% slibrijk intertidaal, 12% zandig intertidaal, 15% ondiep sublitoraal (Van Hoey et al., 2007).
- ZS: 500 ha extra slik, bepaald ten opzichte van situatie 2001, tegen 2030 is gewenst (IHD, Adriaensen et al., 2005).
- ZS: 1500 ha extra schor, bepaald ten opzichte van situatie 2001, tegen 2030 is gewenst (IHD, Adriaensen et al., 2005).

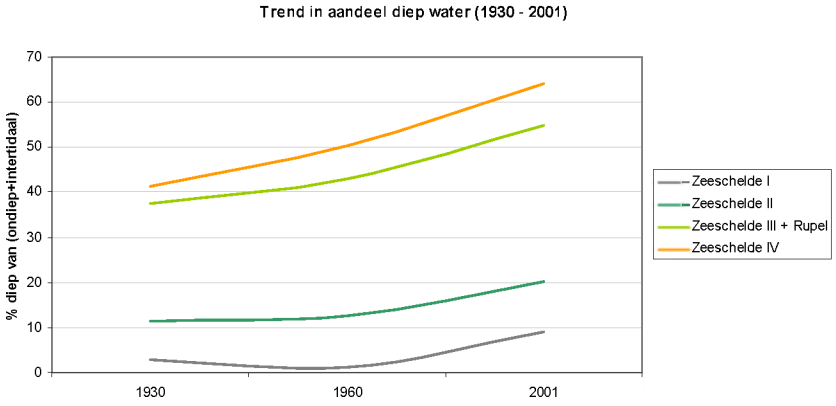
De LangeTermijnVisie Schelde-estuarium (LTV) beoogt in haar streefbeeld voor 2030 een gezond en dynamisch estuarien ecosysteem: '…met al zijn typische habitats en levensgemeenschappen langs de zoet-zoutgradiënt, behouden en waar mogelijk versterken'. Het intertidaal (slik en schor) is een zeer belangrijke zone voor het estuarien functioneren die sterk onder druk staat door antropogeen gebruik. De ondiepwaterzones en slibrijke intertidale zones zijn ook belangrijk. De berekende oppervlakten zullen tevens als factor dienen in evaluaties van het Thema Ecologisch functioneren en Diversiteit van Soorten (Hoofdstuk 6).

- Een relatieve toename van de oppervlakte hoogdynamisch gebied ten opzichte van de oppervlakte laagdynamisch gebied is ongewenst.

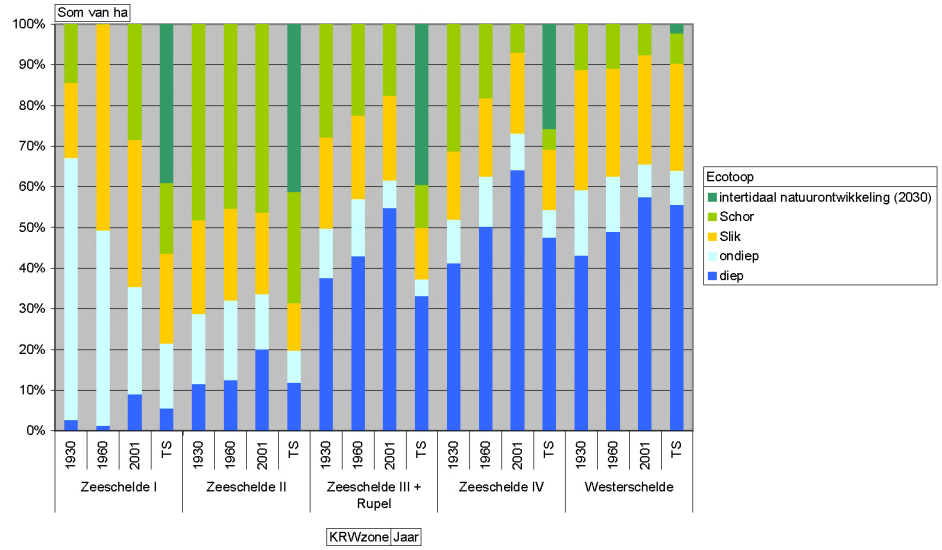
Het laagdynamisch ondiep water is ecologisch het meest belangrijke sublitorale ecotoop. Deze zones herbergen (minstens in de Westerschelde) een diversiteit aan macrofauna die sterk gelijkt op de intertidale zones. De productiviteit is ook relatief hoog (hyperbenthos, macrozoöbenthos). De zone is van specifiek belang als overgang met het intertidaal voor soorten die met het tij migreren. De doelstelling 'geen afname van laagdynamisch slik' is opgenomen in de IHD's (Adriaensen et al., 2005). De huidige stroomsnelheidsmodellering is echter (nog) niet gedetailleerd genoeg om in de Zeeschelde deze ecotopen te onderscheiden (Hoofdstuk 9). De ecotopenkaart van de WS beschouwd prielen (kreken) als eco-elementen. Deze worden (voorlopig) niet gekarteerd op de Vlaamse ecotopenkaart. De kreekjes die vanuit het schor doorlopen op het slik zijn mogelijk belangrijke elementen voor de visintrek in het schor. Dit verdient meer onderzoek en is mogelijk een factor die nodig is voor de evaluatie van de schor-slikkwaliteit als foerageerhabitat voor vis.

- Een relatieve toename van oppervlakte diep ten opzichte van de oppervlakte ecologisch meest waardevolle ecotopen (ondiep + intertidaal (platen, slik en schor)) is ongewenst (schaalniveau 3).

De antropogene druk op het estuarium resulteert in een trend van uitbreiding van het diep water tegenover de meest ecologisch relevante ecotopen (ondiep water + intertidaal habitat). Deze trend wordt getoond in Figuur 5.3. Het beoordelingscriterium streeft naar een minder stijgende of zelfs een trendbuiging en daling in het aandeel diep water. Dit is mogelijk met de vooropgestelde ingrepen in het estuarium (Figuur 5.4). Deze 'natuurontwikkelingsoppervlakte' wordt als een van de analysefactoren gebruikt om deze beoordeling te analyseren.



Figuur 5.3 *Trend in het aandeel diep water van het geheel (ondiep + intertidaal)*



Figuur 5.4 *Relatief aandeel van de verschillende ecotopen (diep en ecologisch relevante ecotopen ondiep en intertidale ecotopen) in de Zeeschelde. TS = toekomst scenario (uitvoering van MWeA – Sigmaplan) (data Van Braeckel et al., 2006 ZS; data WS (Van den Bergh et al., 2003; tabel 2 Meininger et al., 2003). Toekomstscenerio houdt geen rekening met bijkomende verdiepingen; slik omvat ook platen in WS.*

- Een toename van de oppervlakte laagdynamisch gebied met 114 ha binnen 5 jaar na de start van de werkzaamheden voor de verdieping is gewenst in de WS (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat. 6 april 2009. Westerschelde. Vergunning voor het storten van bodemmateriaal. Beschikking 8500187272/D00994117 RWS-Zld.).

De ecotopenkaart van 2008 zal voor deze evaluatie als referentie dienen om de evolutie in de oppervlakte van het laagdynamische gebied op te volgen na de start van de verdiepingswerken.

- Ecotoopoppervlaktes (schor, slik en ondiep sublitoraal) op schaalniveau 3 confronteren met de berekende KRW-klassengrenzen (KRW-beoordeling habitatoppervlakten - VMM, 2009; Stowa 2007)). Een Goed Ecologisch Potentieel (GEP) is gewenst. Voor achtergrond van deze KRW-evaluatie wordt verwezen naar Brys et al., 2005; De Jong, 2007; Van Hoey et al., 2007 en Speybroeck et al., 2008.

WL	Waterlichaam	MEP	GEP	matig	ontoereikend	slecht
	Westerschelde	3100	2300	1725	1150	0
A	Zeeschelde IV *	1570	500	333	167	0
B	Zeeschelde III en Rupel *	1382	440	293	147	0
C	Zeeschelde II *	901	287	191	96	0
D	Zeeschelde I *	1439	458	305	153	0
E	Getijdedurme	581	185	123	62	0
F	Dijle en Zenne	647	206	137	69	0
G	Getijdenetes	992	316	210	105	0
totaal	Zeeschelde + getijdezijrivieren	7512	2392	1593	797	0

Tabel 5.3 *Klassengrenzen (ondergrenzen) voor de beoordeling huidige schorarealen (ha). Waterlichamen F en G tot Itegem, Grobbendonk en Mechelen en Zemst. * = MEP zoals bepaald door Brys et al. (2005) (ZS) en De Jong (2007).*

WL	Waterlichaam	MEP	GEP	matig	ontoereikend	slecht
A	Zeeschelde IV *	550	456	304	152	0
B	Zeeschelde III en Rupel	479	398	265	133	0
C	Zeeschelde II	277	230	153	77	0
D	Zeeschelde I	235	195	130	65	0
E	Getijdedurme	136	113	75	38	0
F	Dijle en Zenne	96	80	53	27	0
G	Getijdenetes	170	141	94	47	0

Tabel 5.4 *Klassengrenzen (ondergrenzen) – slikarealen (ha). * = MEP zoals bepaald door Brys et al. (2005); Speybroeck et al. (2008).*

WL	waterlichaam	MEP	GEP	matig	ontoereikend	slecht
A	Zeeschelde IV *	518	388	258	128	0
B	Zeeschelde III en Rupel	272	225	150	75	0
C	Zeeschelde II	175	145	97	48	0
D	Zeeschelde I	235	195	130	65	0
E	Getijdedurme	58	48	32	16	0
F	Dijle en Zenne	64	53	35	18	0
G	Getijdenetes	116	96	64	32	0

Tabel 5.5 *Klassengrenzen (ondergrenzen) – arealen ondiep sublitoraal (ha) . * = MEP zoals bepaald door Brys et al. (2005); Speybroeck et al. (2008).*

Geaggregeerd ecotoop	Oppervlakte % (opp. in ha) 1900	Oppervlakte % (opp. in ha) 2004	Oppvlakte % (opp. in ha) MEP doelstelling
Schor	6.5 (2300)	8 (2279)	12 (3100)**
Slibrijk intertidaal	20 (7350)	9 (2864)	15
Zandig intertidaal	11 (4050)	15 (4536)	12
Ondiep subtidaal	20 (7350)	10 (2978)	15
Diep subtidaal (> 5m NAP)	42.5 (15550)	58 (17590)	47

* MEP gebruikt de relatieve proportie van de ecotopen in 1900 als uitgangspunt, rekening houdend met het feit dat niet alle slibrijk intertidaal en ondiep water kan hersteld worden. Enkel de oppervlakte potentiële natuurontwikkeling (4610ha bijkomend areaal) werd beschouwd. Voor deze natuurontwikkeling werd verondersteld dat gelijke oppervlakte aan schor, slibrijk intertidaal en ondiep sublitoraal ontwikkelen.
** De Jong (2007) stelt 10% huidig areaal als MEP (3100ha)

Tabel 5.6 *De geaggregeerde proportie van de ecotoopoppervlakte en de totale oppervlakte van elk type (ha) voor de Westerschelde in 1900 (Van den Bergh et al., 2003) en 2004 (Holzhauer et al., 2007). MEP doelstelling* in oppervlakteverdeling voor de Westerschelde (Van Hoey et al., 2007).*

(1)				
>15% MEP	15% >…> 12% GEP	12% >…> 9% MODERATE	9% >…> 6% POOR	6%>… BAD
(2)				
>12% MEP	12% >…> 9% GEP	9% >…> 6% MODERATE	6% >…> 3% POOR	3%>… BAD
(3)				
>200 ha MEP	200 ha >…> 150 ha GEP	150 ha >…> 100 ha MODERATE	100 ha >…> 50 ha POOR	50 ha>… BAD

Tabel 5.7 *Klassengrenzen voor de beoordeling huidige ecotooparealen Westerschelde (Escaravage et al., 2004). Ecotopen worden beoordeeld met andere schaal: (1) oppervlaktepercentage van slibrijk intertidaal en ondiep sublitoraal (2) oppervlakte percentage van zandig intertidaal en (3) oppervlakte van mosselbankoppervlakte (ha) in de Westerschelde.*

Ecotoopoppervlakte

Beoordeling van de fijnste indeling van de ecotopenkaarten.

- Afname van de oppervlakte (ha) ecologisch waardevolle ecotopen is ongewenst.

Volgende ecologisch waardevolle ecotopen worden beschouwd: laagdynamisch ondiep water, platen, middelhoog slik en pioniersschor. Bovendien is een afname van de oppervlakte aan volgende eco-elementen ongewenst: mosselbank, oesterbank, schelpenbank, zeegrasveld (zie verder).

Een oppervlaktevariatie door dynamiek (mogelijk natuurlijke variatie) van 5% als tolerantiegrens werd voor de Westerschelde gehanteerd als criterium om de areaalafwijkingen tegenover het Maximaal en Goed Ecologische Potentieel van schoroppervlakte te milderen (Dijkema et al., 2005). Deze tolerantiegrens wordt hier toegepast als criterium om niet te spreken over een afname in een tijdsperiode van 6 jaar (afwijkingstolerantie op ecotoopoppervlakte tussen de gebiedsdekkende ecotopenkaarten T_0 en T_{0+6}). Naast deze tolerantiegrens wordt ook de trend van de ecotoopoppervlakte beschouwd. Deze mag niet dalend zijn over een langere tijdsperiode dan zes jaar. Dit betekent dus dat een afname niet cumulatief mag zijn in de tijd.

- Gewenste oppervlakte aan zeegrashabitat. 3 ha (MEP), 2 ha (GEP) (De Jong, 2007; STOWA – referentiemaatlatten KRW).

In kustwateren en overgangswateren kunnen zeegrasvegetaties belangrijke indicatoren zijn voor het systeem. Een zeegrasveld wordt gedefinieerd als een zone met een bedekking van >5% zeegras en wordt gekarteerd en opgenomen in de vegetatiekaart WS. Deze productieve vegetaties herbergen een rijk leven en voorzien direct of indirect in voedsel voor vis en vogelsoorten. De vestiging van de soort kan gevolgen hebben voor de habitatkwaliteit door het beïnvloeden van de onderwaterbodem (slibvang) waardoor gunstiger/lokaal productievere zones ontstaan (bv. macrozoöbenthos). 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 alleen in beschutte (haven)gebieden. Uit het verleden zijn nauwelijks meldingen bekend, recent alleen uit de Sloehaven. De vegetaties worden hier geëvalueerd als oppervlakte aan dit vegetatietype maar ze zijn niet opgenomen in het hoofdstuk ecologisch functioneren omwille van hun geringe bijdrage aan het systeem.

Indicatorgroep 'natuurontwikkeling'

<u>% gerealiseerde natuurfunctie</u>

- 100% van gestelde doelstelling per fase halen is gewenst (2015, 2020, 2025 en de eindfase 2030). De beoordelingscriteria (Tabel 5.8) zijn de vooropgestelde doelstellingen op schaalniveau 2.

Overzicht OS2010 en MWeA natuurdoelstellingen (ha)				
NATUUR	2010-2015	2015-2020	2020 - 2025	2025 - 2030
Estuariene natuur ZS	1225	234	149	581
Estuariene natuur WS	600			
Wetland (inclus winterbed overstromingszones) ZS	1108	1885	98	65
Aantakking ZS	147		15	
Verweving ZS			95	

Tabel 5.8 MWeA natuurdoelstellingen (ha) in de Zeeschelde, Durme, Rupel en bovenlopen en het besluit van de Ontwikkelingsschets 2010 voor de Westerschelde als beoordelingscriteria in een tijdsschema.

Verantwoording. De vooropgestelde natuurontwikkelingsprojecten streven naar het realiseren van een robuust en duurzaam Schelde-ecosyteem (LTV 2030). Hiertoe werden onder andere oppervlaktedoelstellingen geformuleerd. De ontwikkelingsschets 2010 stelt 600 ha natuurprojecten tot doelstelling (ProSes, 2005) in de Westerschelde. De Vlaamse invulling van deze OntwikkelingsSchets 2010 is uitgewerkt tot het Meest Wenselijke Alternatief (MWeA) als uitgangspunt (Waterwegen & Zeekanaal, 2005). Het MWeA stelt voor de realisatie van de natuurdoelstellingen een gefaseerde aanpak voor (Tabel 5.8).
Deze indicator is een beleidsindicator die als factor kan dienen voor andere evaluaties. De evaluatie zal vooral de aandacht vestigen op de nog af te leggen afstand tot de areaaldoelstellingen die binnen de lange termijnvisie nodig geacht worden om een robuust en duurzaam ecosysteem te realiseren.

<u>% gerealiseerde natuurdoelstelling</u>

- 100% gerealiseerde natuurdoelstelling is gewenst.

De beoordeling gebeurd op schaalniveau 3. De data zijn afkomstig van projectmonitoring door het aftoetsen van de habitatkwaliteit op de evaluatietijdstippen ten opzichte van de inrichtingsdoelstellingen. De methodiek om de Lokale Staat van Instandhouding (habitatkwaliteit Natura 2000-habitats) te beoordelen is nog in ontwikkeling, de criteria voor de Vlaamse habitats zijn besproken in T'Jollyn et al. (2009) en voor Nederlandse habitats zijn profieltabellen opgesteld die een leidraad kunnen zijn (zie ook hoofdstuk 5.3). Door de omvang van de projectgebieden is een gebiedsdekkende beoordeling wellicht niet mogelijk en kan mogelijk gewerkt worden met de methodiek besproken in hoofdstuk 5.3.

Indicatorgroep 'Dynamiek'

% pioniersvegetatie

- WS: een oppervlakte aan pioniersvegetatie van minstens 5% aandeel in de schorzone per segment op niveau 3 exclusief de gerealiseerde natuurontwikkeling en maximum 40% pioniersvegetatie inclusief de natuurontwikkelingsprojecten is gewenst (aangepast naar STOWA, 2007).
- ZS: een oppervlakte aan pioniersvegetatie van minstens 5% aandeel in de schorzone per segment op niveau 3 exclusief de gerealiseerde natuurontwikkeling is gewenst (minimumaandeel om de tussenliggende schorgebieden te evalueren) en maximum 40% pioniersvegetatie is gewenst inclusief de natuurontwikkelingsprojecten.
- WS(platen): een versnelde toename van het oppervlaktepercentage pioniersvegetatie van de intertidale platen is ongewenst.

In het recente verleden (1992 tot 2003) behoren de afname van pioniersvegetaties (biezen + kolonisatoren) en de toename van climaxvegetaties (zie indicator macrofyten) tot de meest opvallende trends zowel in de Westerschelde als in de Zeeschelde (Dijkema et al., 2005; Van Braeckel et al., 2008). Op basis van de (historische) vegetatiekaarten van de Zeeschelde is het beoordelingsminimum van 5% pioniersschor in de Westerschelde (cf. Dijkema et al., 2005) ook een minimumpercentage dat kan gehanteerd worden voor de schoroppervlakte in de Zeeschelde.
De evaluatie van de pioniersvegetaties beschouwt alle pioniers (waterkant en pioniers in de schorkommen). Beide types van pioniersvegetaties zijn echter gerelateerd aan andere condities. Terwijl de pioniers aan de waterkant eerder de dynamiek beschrijven, zijn de pioniers in kommen van het schor eerder het gevolg van waterstress (en zoutstress) (Van Braeckel pers. comm.). Het voorkomen van pioniersvegetaties aan de waterkant is afhankelijk van een minimale dynamiek door aangroei en afslag. Anderzijds is te hoge (hydro)dynamiek sterk nadelig voor het voorkomen en ontstaan van deze pioniersvegetaties.
De bovengrens als evaluatiecriterium voor pioniersvegetatie (dynamiek) is overeenkomstig het Nederlandse maximum gesteld op 40%. Grote oppervlaktes pionierschor kunnen wijzen op een groter aandeel laagdynamische zones (bv. nieuwe ontpolderingen) maar zou ook een gevolg kunnen zijn van schorverdrinking door verhoging van de tijinvloed. De bovengrens van 40% is vergelijkbaar met de situatie 1920-1930 in het waterlichaam Zeeschelde IV (mesohalien), waar een groot pioniersschor (Groot Buitenschoor) ontstond door gewijzigde dynamiek in het systeem ten gevolge van inpolderingen op rechteroever Antwerpen (Van Braeckel et al., 2006). Toekomstige grotere pionierschorren zijn enkel te verwachten door nieuwe ontpolderingen. De ondergrens van 5% moet echter geëvalueerd worden op het aandeel pioniersvegetatie exclusief de nieuwe estuariene natuur: hoewel deze nieuwe natuur zeer belangrijk is voor de pioniershabitats en dus absoluut meetelt in de ecotoopoppervlaktebalans, zijn ze minder indicatief voor het schorvormingsproces

omdat ze ontstaan zijn door een menselijke ingreep. De afwijking van minimumgrens (5%) evalueert dus de tussenliggende schorgebieden op schorvormingsdynamiek, waarbij de pioniersvegetaties als indicator gebruikt worden voor het schorvormingsproces. De afwijking van de maximumgrens (40%) evalueert alle schorgebieden gebiedsdekkend op niveau 3.
Er wordt voorgesteld om natuurontwikkelingsgebieden (NOP) pas mee op te nemen in de minimumareaalevaluatie wanneer zich binnen het individuele NOPschor de oppervlakte van het pioniersschor kleiner is dan 40% van het NOPschor oppervlak
Door ophoging van intertidale delen van verschillende platen in de Westerschelde (Hoge Springer, Plaat van Walsoorden,…) (Cleveringa, 2007) is een toename van de schorontwikkeling waargenomen. O.a. was op de Hoge Springer in de jaren '1960-70-80-90 er slechts sprake van kleine stukjes begroeid gebied (lage % pioniersschor). In de periode 2001 – 2008 neemt dit sterk toe tot ca 10 % van de plaat (Dick De Jong in prep.). Een versnelde schorvorming ten opzichte van de historische ontwikkeling op de platen is als ongewenst te beschouwen.

Ecotoopturnover.

Een omzettingsmatrix geeft indicaties over de dynamiek/stabiliteit van de ecotopen in de tijdsperiode tussen de twee kaarten. De focus ligt op de sublitorale zones (bathymetrische kaarten) die minstens eens in de drie jaar gekarteerd worden (ecologische relevantie van de tijdsperiode, zie boven).

- *Een toename in het percentage verstoord sublitoraal ecotoop is ongewenst.*

Deze beoordeling is een trendanalyse die de data gebruikt uit de sublitorale kaarten. Het percentage wordt berekend als de verhouding van de som van de oppervlakten van de ecotopen die een omzetting kenden over de totale oppervlakte van het sublitorale gebied (factor voor beoordeling macrozoöbenthos). De beoordeling maakt abstractie van de 'ernst' van de verandering. Elke ecotoopwissel wordt gelijk gescoord.

- *Een afname van het % oppervlakteturnover over een periode van 6 jaar van een ecotoop naar een lager/dieper ecotoop is gewenst voor de ZS en voor de WS* (met uitzondering van de platen die niet mee gerekend worden in deze analyse).

Het procentueel aandeel van de ecotopen die overgaan in een dieper of lager gelegen ecotoop wijst op een verdrinking of versteiling van het systeem. Een tendens naar systeemverdieping, versteiling en erosie is reeds geruime tijd aan de gang en is zichtbaar in de ecotoopturnover (Van Braeckel et al., 2006). Een omslag in deze trend is gewenst. Voor de Westerschelde is deze tendens ook geldig voor de ecotopen gelegen tegen de randen (dijken) aan. Voor de platen is deze situatie anders. De platen tonen eerder een tendens steeds hoger te liggen. Deze ecotopen worden niet in rekening gebracht voor deze indicator

Als factor kan een analyse van de ecotoopturnover over de periode van 6 jaar gebruikt worden voor de analyse van de ecotoopoppervlakten. De factor verhoogt het inzicht in dominante omzettingsparen die zich voordoen.

5.2.6 Fiche Habitatoppervlakte en Dynamiek

Achtergrond

De habitat (fysiotopen, ecotopen) vormt het leefgebied van de organismen en aldus de ruimtelijke context waar de functionele ecologische processen zich afspelen. Ruimte, dynamiek en kwaliteit zijn de sleutelbegrippen voor de evaluatie van de habitats. De eerste indicatorfiche binnen het thema habitatdiversiteit behandelt habitatareaal en dynamiek. Het habitat wordt gebiedsdekkend beschouwd met als basisdata de ecotopenkaarten.

Indicatoren

Evaluatie	Indicatorgroep	Indicatoren	Analyse niveau
Habitatoppervlakte en dynamiek	Habitatoppervlakte	geaggregeerde ecotoopoppervlakte	per geaggregeerd ecotoop op niveau 1, 2 en 3
		ecotoopoppervlakte	per ecotoop op niveau 2 en 3
	Natuurontwikkeling	% gerealiseerde natuurfunctie	niveau 2, 3
		% gerealiseerde natuurdoelstelling	niveau 2, 3 en projectmonitoring
	Dynamiek	% pioniersvegetatie	niveau 3
		Ecotoopturn-over	niveau 3

Er worden drie indicatorgroepen onderscheiden. Groep 'Habitatoppervlakte', 'Natuurontwikkeling' en 'Dynamiek'. Een overzicht van de indicatoren en het analyseniveau is gepresenteerd in bovenstaande tabel.

Benodigde gegevens

De evaluatie gebeurt op basis van een oppervlakteanalyse van de ecotopenkaarten. Het aantal ecotopenkaarten in de segmenten op schaalniveau 3 per segment is niet gelijk en de frequentie van hernieuwing verschilt ook langsheen de verticale as (bv. sublitoraal versus supralitoraal). De beoordeling van de verscheidene ecotopen gebeurt hierdoor op een verschillend informatieaanbod. Voor elke kaart wordt de oppervlaktetabel aangeleverd en worden berekeningen per ruimtelijk niveau mogelijk. Een omzettingsmatrix wordt aangeleverd voor de sublitorale zones die minstens eens in de drie jaar gekarteerd worden. De evaluatie van de natuurontwikkeling gebeurt op basis van een natuurboekhouding. Deze boekhouding registreert de realisatie van de inrichting en monitort de staat van instandhouding van de gerealiseerde habitats (Habitatkwaliteit). Dergelijke monitoring en boekhouding is opgezet voor het geactualiseerde SIGMAplan (Vlaanderen). Voor de evaluatie van de Nederlandse natuurontwikkeling bestaat vooralsnog (anno 2010) geen instrument.

Berekening indicatoren

Eenvoudig af te leiden uit oppervlaktetabellen (ecotopenkaarten, natuurboekhouding) gegroepeerd op verschillende ruimtelijke niveaus. De aangeleverde oppervlakteresultaten worden berekend voor de beschikbare kaarten op niveau 1, 2 en 3 en op projectniveau voor de 'Natuurontwikkeling'.

Als T0 voor de evaluatie wordt de ecotopenkaart van 2008 (vegetatiekartering 2007) genomen, die echter dient te worden vergeleken met de ecotopenkaart van 2001. Historische kaarten worden gebruikt voor het bepalen van beoordelingscriteria en trends.

Beoordeling

De berekende indicatorwaarden worden beoordeeld op basis van volgende uitgangspunten:

Indicatorgroep 'Habitatoppervlakte'

Geaggregeerde ecotoopoppervlakte

Beoordeling op basis van de gebiedsdekkende ecotopenkaart (inclusief schorecotopen). Oppervlaktetabellen beoordelen op schaalniveau 1 & 2, 6-jaarlijks.

- Afname in buitendijkse oppervlakte (ha) is ongewenst (behoud estuarium).
- Afname in oppervlakte (ha) van (aggregatie)ecotopen (slik, platen, schor en ondiep water) in het estuarium is ongewenst
- WS gewenste schoroppervlakte: 3100 ha (MEP)- 2300 ha (GEP). *min 500 ha ten westen van Hansweert*
- ZS: 500 ha extra slik bepaald ten opzichte van situatie 2001 tegen 2030 is gewenst.
- ZS: 1500 ha extra schor bepaald ten opzichte van situatie 2001 tegen 2030 is gewenst.
- Een relatieve toename van de oppervlakte hoogdynamisch gebied ten opzichte van de oppervlakte laagdynamisch gebied is ongewenst.
- Een relatieve toename van oppervlakte diep ten opzichte van de oppervlakte ecologisch meest waardevolle ecotopen (ondiep, platen, slik en schor) is ongewenst.
- Een toename van de oppervlakte laagdynamisch gebied met 114 ha extra oppervlakte binnen 5 jaar na start werkzaamheden verdieping is gewenst in de WS.
- Ecotoopoppervlaktes (schor, slik en ondiep sublitoraal) op schaalniveau 3 confronteren met de berekende KRW-klassegrenzen (KRW-beoordeling). Een Goed Ecologisch Potentieel is gewenst.

Ecotoopoppervlakte

Beoordeling op basis van de gebiedsdekkende ecotopenkaart (inclusief schorecotopen). Oppervlaktetabellen beoordelen op schaalniveau 3, 6-jaarlijks.

- Afname van de oppervlakte (ha) ecologisch waardevolle ecotopen is ongewenst. Volgende ecologisch waardevolle ecotopen worden beschouwd: laagdynamisch ondiep water, platen, middelhoog slik en pioniersschor. Bovendien is een afname van de oppervlakte aan volgende eco-elementen ongewenst: mosselbank, oesterbank, schelpenbank, zeegrasveld (zie verder).
- Gewenste oppervlakte aan zeegrashabitat. 3 ha (MEP), 2 ha (GEP)

Een oppervlaktevariatie door dynamiek (mogelijk natuurlijke variatie) van 5% als tolerantiegrens.

Indicatorgroep ‘natuurontwikkeling’

% gerealiseerde natuurfunctie

- 100% van gestelde doelstelling per fase halen is gewenst (2015, 2020, 2025 en de eindfase 2030). De beoordelingscriteria (Tabel 5.8) zijn de vooropgestelde doelstellingen op schaalniveau 2.

Overzicht OS2010 en MWeA natuurdoelstellingen (ha)				
NATUUR	2010-2015	2015-2020	2020 - 2025	2025 - 2030

Overzicht OS2010 en MWeA natuurdoelstellingen (ha)				
NATUUR	2010-2015	2015-2020	2020 - 2025	2025 - 2030
Estuariene natuur ZS	1225	234	149	581
Estuariene natuur WS	600			
Wetland (inclus winterbed overstromingszones) ZS	1108	1885	98	65
Aantakking ZS	147		15	
Verweving ZS			95	

Tabel 5.9 MWeA natuurdoelstellingen (ha) in de Zeeschelde, Durme, Rupel en bovenlopen en het besluit van de Ontwikkelingsschets 2010 voor de Westerschelde als beoordelingscriteria in een tijdsschema.

% gerealiseerde natuurdoelstelling

- 100% gerealiseerde natuurdoelstelling is gewenst (schaalniveau 3).

Evaluatie van de natuurontwikkelingsprojecten door de inrichtingsdoelstellingen af te toetsen aan de beoordeling van de habitatkwaliteit op de evaluatietijdstippen. (6-jaarlijks)

Indicatorgroep 'Dynamiek'

% pioniersvegetaties

- WS: een oppervlakte aan pioniersvegetatie van minstens 5% aandeel in de schorzones exclusief de gerealiseerde natuurontwikkeling en maximum 40% pioniersvegetatie inclusief de natuurontwikkelingsprojecten is gewenst
- ZS: een oppervlakte pioniersvegetatie minstens 5% aandeel in de schorzones exclusief de geplande natuurontwikkeling is gewenst (minimumaandeel om de tussenliggende schorgebieden te evalueren) en maximum 40% pioniersvegetatie is gewenst inclusief de natuurontwikkelingsprojecten.
- WS(platen): een versnelde toename van het oppervlaktepercentage pioniersvegetatie van de intertidale platen is ongewenst.

Ecotoopturnover

De omzettingsmatrix heeft indicaties over de dynamiek van de omzettingen van de ecotopen.
Volgende uitgangspunten worden vooropgesteld:

- Een toename in het % verstoord sublitoraal ecotoop is ongewenst.

Deze beoordeling is een trendanalyse die de data gebruikt uit de sublitorale kaarten. Het percentage wordt berekend als de verhouding van de som van de ecotopen die een omzetting kenden over de totale oppervlakte van het sublitorale gebied beschouwd (factor voor beoordeling macrozoöbenthos).

- Een afname van het % oppervlakteturnover over een periode van 6 jaar van een ecotoop naar een lager/dieper ecotoop is gewenst voor de ZS en voor de WS (behalve de platen, deze worden niet mee gerekend in deze analyse)

Een tendens naar systeemverdieping, versteiling en erosie is reeds geruime tijd aan de gang en is zichtbaar in de ecotoopturnover (Van Braeckel et al., 2006). Een omslag in deze trend is gewenst.

Analyse

1. Vergelijk de ecotoopoppervlakte per indicator met de beoordelingscriteria.
2. Om de veranderingen beter te kunnen begrijpen wordt een analyse uitgevoerd door de hydromorfologische factoren en ingreepfactoren uit te zetten samen met de ecotoopinformatie.

De vragen die aan bod komen bij het interpreteren van de indicatorresultaten zijn:

- Is er sprake van (significante) verandering in de sturende structuurkenmerken (diepte + waterstanden; sedimentkenmerken, watersnelheden, verblijftijd (debiet))
- Is er sprake van directe invloed van de mens (verstoringseffecten) (inpolderingen, storten, baggeren, zandwinning, recreatie, scheepvaart)

Hiervoor zijn de onderstaande factoren nodig die worden aangeleverd vanuit andere thema's. De hydromorfologische factoren worden elk geëvalueerd in het betreffende thema.

- Evoluties in getijkenmerken: begrenzing ecotopen
- Evoluties in diepte/hoogteligging: begrenzing ecotopen
- Evoluties in sedimentkenmerken (lithologische verschuivingen?)
- Evoluties in stromingspatronen (Hoofdstuk 3)
- Evoluties in saliniteitsgrenzen (hoofdstuk 3)
- Ingrepen: (Directe impactrelaties) areaalverlies door verstoring (mens) (inpolderen, storten, baggeren, zandwinning, infrastructuur voor recreatie, infrastructuurwerken ten behoeve van scheepvaart)

Natuurontwikkeling

Geen bijkomende analyse nodig. De beoordeling van de oppervlaktebalans tegenover de doelstellingen is de analyse.

Overige werkzaamheden

De volgende habitatfactoren moeten berekend worden voor andere evaluaties:

Opp. plaat boven overstromingsfrequentie 1x/jaar in periode april t/m juni (WS) : areaal broedplaats stern op platen (hoofdstuk 8.8)

5.3 Habitatkwaliteit

5.3.1 Achtergrond

De evaluatie van de habitatkwaliteit legt de focus op de structuurkwaliteit van de ecologisch meest belangrijke zones en de biologische kwaliteit van enerzijds geaggregeerde ecotopen en anderzijds de Natura 2000-habitats. De structuurkenmerken van de habitats zijn de resultante van de fysische processen die zich afspelen in het estuarium (Hoofdstuk 3). Ze vormen de abiotische drager voor de ecologische processen. In dit onderdeel van de evaluatiemethodiek is het vooral de benodigde structuurkwaliteit voor een robuust en duurzaam ecosysteem die we wensen te beoordelen. Wat is de betekenis van de structuurkenmerken van de habitats voor het ecologisch functioneren en welke biologische kwaliteitskenmerken zijn daarvoor indicatief.
In belangrijke mate zijn deze structuurkwaliteitskenmerken opgenomen in de ecotopenkaarten en kan de oppervlakte-evaluatie van de ecotopen als één van de indicatoren dienen (zie 5.2).
Het meergeulensysteem is één van de fysische kenmerken van het Schelde-estuarium. Het behoud ervan is een doelstelling geformuleerd in LTV 2030. Het is nagenoeg beperkt tot de Westerschelde. De Zeeschelde is in essentie een ééngeulensysteem, hoewel hier en daar vroeger wel kleine nevengeulen en platen voorkwamen (Van Braeckel et al., 2006). Het behoud van het meergeulensysteem in de Westerschelde wordt beoordeeld in Hoofdstuk 3. Wat de exacte betekenis is van dit morfologisch systeemkenmerk voor het ecologisch functioneren is niet exact geweten. De variatie in de fysische systeemkenmerken die inherent gepaard gaat met een meergeulensysteem is wellicht het voornaamste kenmerk dat een variatie in habitats creëert (platen, kortsluitgeulen, diepere geulen, laagdynamisch naast hoogdynamisch, …) en zo het ecologisch functioneren en de diversiteit aan ecologische niches en soorten ten goede komt. Het behoud van en streven naar een optimale habitatverdeling zit echter vervat in de evaluatie ‘ecotoopoppervlakte’. Bovendien kan bezwaarlijk aangetoond worden dat een systeem met één geul maar met grote schorren, slikken en kreken, niet evenzeer ecologisch waardevol zou of kan zijn. Er wordt geen habitatindicator voorgesteld voor het meergeulensysteem.
De structuurkwaliteit van ondiep water en van de intertidale habitats (slikken en platen) wordt in belangrijke mate bepaald door lokale hydrodynamische processen. Saliniteit, hydrologisch regime, stroomsnelheden en sedimentsamenstelling sturen mee de samenstelling en productiviteit van de aanwezige levensgemeenschappen. Om de habitats in onderlinge samenhang optimaal te laten ontwikkelen als respons op bovengenoemde factoren is de geleidelijke overgang tussen habitats belangrijk. De vorm van het dwarsprofiel kan een indicator zijn voor deze geleidelijke overgangen. De reliëfvariatie en de bandbreedte zijn ecologisch gezien ook belangrijke onderscheidende indicatoren voor de habitatkwaliteit (Dyer et al., 2000; Brys et al., 2005).
Een (te) steile helling wijst op een onevenwicht in de bandbreedte van de (te smalle) habitats en het ontbreken van geleidelijke overgangen of ecotopen (bv. Van der Wal et al., 2008; Piesschaert et al., 2008). Hoewel een duidelijke natuurlijke dynamiek en verandering steeds aanwezig blijven, evolueren natuurlijke oevers naar een stabielere flauwe helling die volgens de literatuur tussen de 2,5% en 5% ligt (bv. Van de Koppel et al., 2005; Cox et al., 2003; Van der Wal et al., 2008; Van den Neucker et al., 2008). Voor de bepaling van het Maximaal Ecologisch Potentieel-areaal van het Vlaamse deel van het estuarium werd deze hellingsbenadering gebruikt via de bepaling van de natuurlijke hydromorfologische bandbreedte van het systeem (Brys et al., 2005). Naast antropogene vastlegging van oevers kunnen ook harde bodemlagen er echter voor zorgen dat de slikken (en mogelijk ook platen) gefixeerd zijn en onder meer de helling beïnvloeden (Boomse kleilagen, turf- of harde kleilagen in de Westerschelde). Daarom moet de helling van de oevers in profiel bestudeerd worden vanaf de geul tot op het hoog schor niveau. Hoewel delen (bv. van

slikken of platen) dus nog een gunstige helling kunnen hebben door hardere onderlagen of antropogene versteviging, kan het globale profiel wijzen op een profiel onder erosiedruk. In zones waar geen hydrodynamische modellen voorhanden zijn is de hellingsgraad een mogelijke proxy voor hoogdynamische zones met grotere erosiegevoeligheid. Steiler wordende oevers indiceren erosieprocessen en mogelijk verlies van ecologisch waardevol ecotoop, waardoor de evaluatie van de helling deels opgevangen wordt door de evaluatie van de ecotoopoppervlakten. Doorgaans start de versteiling dicht tegen de diepere geul aan en kan een profielversteiling van de slikken als 'early warning' dienen voor zich aandienende(ongewenste) schorerosie.. 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. Het probleem in de Zeeschelde is dat enkel destructieve erosie plaatsvindt. Door de stijgende dynamiek, de hogere waterstanden en de laterale beperking van het estuarium kan de cyclus niet opnieuw beginnen. Indien geen maatregelen genomen worden zal het schor verder eroderen en tenslotte verdwijnen. Het fenomeen is gekend als coastal squeezing. De voor de hand liggende maatregel om dit proces een halt toe te roepen is voldoende laterale ruimte laten waarbinnen de sedimentatie/erosie cyclus kan plaatsvinden. De benodigde breedte is afhankelijk van de geuldiepte, hoogwaterstanden en stroomsnelheden. Indien de dijk niet landwaarts kan verplaatst worden kan volledige schorerosie eventueel voorkomen worden door bescherming van de schorren of dijk. Ecologisch gezien is dit geen optimale oplossing omdat dit doorgaans resulteert in het ontstaan van steile schorkliffen met landwaarts uniforme hoge schorren. Rivierwaarts ontbreken dan een aantal ondertussen zeldzame tussenliggende ecotopen: laag schor, pionierschor en hoog slik.

Reliëfdiversiteit in schorgebieden resulteert in zones met andere hydrologische regimes (overspoelingsregime, drainageverschillen) die zorgen voor een verhoogde vegetatiediversiteit. De reliëfdiversiteit op schorren wordt in belangrijke mate gestuurd door erosie- en sedimentatieprocessen vanuit de kreken (geulen) 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 & Shear, 2000). Dit vertaalt zich in een rijke variatie aan standplaatscondities voor planten. De kreekverwevenheid, het vertakkingspatroon en de reliëfdiversiteit staat in relatie tot de bandbreedte en oppervlakte die schorren hebben (Brys et al., 2005).

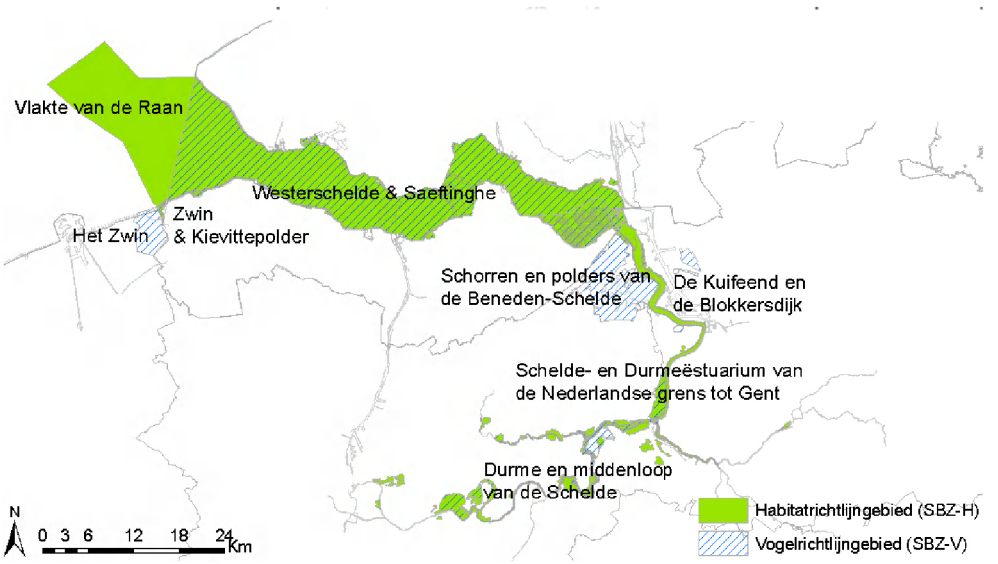
Voldoende brede slikken en schorren resulteren in een voldoende grote oppervlakte aan waardevolle estuariene natuur waar garantie is voor gradiënten tussen de verschillende ecotopen, voldoende rust en mogelijkheden tot het voltrekken van de fysische en ecologische processen. Voldoende brede slikken en schorren zorgen bovendien ook 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 & Meire, 1997).

De evaluatie van de habitatkwaliteit van platen is grotendeels vervat in de oppervlakte-evaluatie van de plaat en van de ecologisch meest waardevolle ecotopen (vooral de slibrijke laagdynamische zones). Daarnaast is verstoring en de lengte van de oeverlijn belangrijk. De lengte van de oeverlijn is sterk bepaald door de reliëfpatronen en de aanwezigheid van kortsluitgeulen en kleinere kreken op de platen. De verschillende bodemvormen (mesoreliëfklassen) toonden een beperkte correlatie met sedimentkenmerken en het aanwezige macrozoöbenthos (Ysebaert et al., 2009). De bodemvormen kunnen echter wel invloed hebben op de gemeenschap en foerageergeschiktheid van het gebied. Ze worden in het hoofdstuk 3 berekend als factoren voor de analyse van de vogelindicatoren in de Westerschelde. Specifiek lijken de zeehonden in de Westerschelde afhankelijk van platen met steilere hoogdynamische hellingen (> 1.5% helling). 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).
Hoewel connectiviteit tussen de habitats (en meer bepaald tussen de schorren) mogelijk belangrijk kan zijn voor bepaalde organismen (bv. invertebraten F Hendrickx), beschikken veel estuariene soorten over sterke dispersiecapaciteiten Daarom werd geen maat voor de evenredige verdeling van de schorhabitats uitgewerkt. De evaluatie van de ecotooparealen in de ZS op niveau 3 en de clausule in de WS dat minimaal 500 ha schor moet liggen ten westen van Hansweert ondervangt deze connectiviteitsbeoordeling. Voor de oevervegetaties in onderling contact via het water is connectiviteit van minder belang (Beeftink). Dit is wellicht ook zo voor mobielere groepen zoals vogels waar eerder een minimum aaneengesloten habitatoppervlakte als broedgebied van belang lijkt.
Habitats worden gekenmerkt door een biologische kwaliteit (biologische kwaliteitselementen volgens de KRW-terminologie). De biodiversiteit en productiviteit van de organismen worden vaak gebruikt als factoren om de habitatkwaliteit te beoordelen op lokaal (gemeenschaps)niveau. Sublitoraal en litoraal (slik) worden beoordeeld op basis van de macrozoöbenthosgemeenschappen. Vissen zijn aanvullende indicatoren voor het sublitoraal. Macrofytendiversiteit (Hoofdstuk 6.3) kan gebruikt worden als maat voor schorkwaliteit (Brys et al., 2005). Aanvullend staat een hoge vegetatiediversiteit (meestal) garant voor schorgebieden waarbinnen zowel processen van sedimentatie als de daaropvolgende fixatie van het schor in evenwichtige mate plaatsvinden. Verder oefent een hoge vegetatiediversiteit door onder andere structuurvariatie ook op andere trofische niveaus (zoals vogels, insecten, etc.) een positieve invloed uit. Schorren worden ook beoordeeld op basis van de vegetatiezonediversiteit en het voorkomen van climaxvegetaties. Dit is gebaseerd op volgende aannames. Binnen een (deel)waterlichaam moeten de vegetatiezones pionier, laag, midden en hoog op een evenwichtige wijze voorkomen. Dat betekent dat hun aandeel in de totale vegetatie niet te klein en niet te groot mag zijn en dat de climaxvegetaties niet mogen domineren binnen de vegetatiezone waar ze thuis horen (Dijkema et al., 2005). Voor de KRW in Nederland wordt deze schorkwaliteit beoordeeld op niveau van het gehele waterlichaam. Deze integratie over alle schorgebieden heen resulteert echter in een informatieverlies. Er wordt voorgesteld de evaluatie aanvullend op schorniveau te doen.

Een aanvullende habitatkwaliteitsbeoordeling is nodig voor de afgebakende Natura 2000-gebieden en de gestelde Instandhoudingsdoelstellingen op habitatniveau (Adriaensen et al., 2005; Anoniem, 2009, 2010). De Habitat- en Vogelrichtlijngebieden van het Schelde-estuarium zijn weergegeven in Figuur 5.5 (situatie 2009). Grote delen van het estuarium zijn aangeduid als Speciale Beschermingszones (SBZ) in het kader van de Habitat- of Vogelrichtlijn of beide. Er zijn op dit moment 4 Habitatrichtlijngebieden en 6 Vogelrichtlijngebieden aangemeld. Twee daarvan genieten erkenning als Vogel- én als Habitatrichtlijngebied: Westerschelde & Saeftinghe, Zwin & Kievittepolder (zie Figuur 5.5). De SBZs van het Schelde-estuarium zijn aangeduid met het oog op het behoud van Europees belangrijke habitats die zijn opgesomd in Tabel 5.10.
De zesjaarlijkse rapportage in het kader van de Europese Habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG) vraagt momenteel twee evaluaties: 1) staat van instandhouding (SVI) van de habitats van Europees belang ‘ bijlage I habitats’ op biogeografisch niveau; 2) beschermingsstatus (BS) van de bijlage I habitats op SBZ-niveau. Deze twee indicatoren zijn vervat in de trendindicator (status van soorten en habitats – meting staat van instandhouding (SVI) van de habitats van de Habitatrichtlijn in het Schelde-estuarium. De evaluatie van deze twee indicatoren voor het Schelde-estuarium is uitgewerkt in de trendindicatoren (VLIZ, 2010). Een toetsing op lokaal niveau is echter een veel sterkere indicator voor de habitatkwaliteit en -evolutie. De evaluatiemethodiek legt de focus op deze lokale staat van instandhouding (LSVI). We definiëren het begrip “lokale staat van instandhouding” (LSVI) als zijnde de staat van instandhouding op niveau van de habitatlocatie (T’Jollyn et al., 2009). Uiteindelijk zal de beoordeling voor alle Natura 2000-

gebieden op een uniforme manier moeten gebeuren, waardoor een toekomstige bijstelling van de hier voorgestelde methodiek nodig kan zijn.



Figuur 5.5 *Kaart van de Habitat- en Vogelrichtlijngebieden van het Schelde-estuarium (situatie 2009). Bron: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid.*

Code	Habitattype	VL: Schelde- en Durmeëstuarium van de Nederlandse grens tot Gent (BE2300006)	NL: Wester-schelde & Saeftinghe (NL9803061)	NL: Zwin & Kievittepolder (NL3000027)	NL: Vlakte van de Raan (NL2008003)
1110	Permanent met zeewater van geringe diepte overstroomde zandbanken		X		X
1130	Estuaria	X	X		
1310	Eenjarige pioniersvegetaties van slik- en zandgebieden met Salicornia spp. en andere zoutminnende planten	X	X	X	
1320	Schorren met slijkgrasvegetatie (Spartinion maritimae)	X	X	X	
1330	Atlantische schorren (Glauco-Puccinellietalia maritimae)	X	X	X	
2110	Embryonale wandelende duinen		X	X	
2120	Wandelende duinen op de strandwal met *Ammophila arenaria* ("witte duinen")		X	X	
2130	Vastgelegde kustduinen met kruidvegetatie ("grijze duinen")			X	
2160	Duinen met Hippophae rhamnoides		X	X	
2190	Vochtige duinvalleien		X		
2310	Psammofiele heide met *Calluna* en *Genista*	X			
2330	Open grasland met *Corynephorus*- en *Agrostis*-soorten op landduinen	X			
3150	Van nature eutrofe meren met vegetatie van het type Magnopotamium of Hydrocharition	X			
4030	Droge Europese heide	X			
3270	Rivieren met slikoevers met vegetaties behorend tot het Chenopodion rubri p.p. en Bidention p.p.	X (nog niet aangemeld)			
6410	Grasland met *Molinia* op kalkhoudende, venige of lemige kleibodem	X			
6430	Voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland, en van de montane en alpiene zones	X			
6510	Laaggelegen schraal hooiland	X			
9160	Sub-Atlantische en Midden-Europese wintereikenbossen of eiken-haagbeukbossen behorend tot het Carpinion betuli	X			
91E0	Alluviale bossen met *Alnus glutinosa* en *Fraxinus excelsior*	X			

Tabel 5.10 Overzicht van de habitats van Europees belang in de Habitatrichtlijngebieden, zoals aangegeven in de SDF-databank, aangevuld met de habitats opgenomen in aanwijzingsbesluit 'Westerschelde en Saefinghe' en habitattype 3270 voor Vlaanderen (gebaseerd op VLIZ, 2010 – Trendindicatoren).

5.3.2 Indicatoren

Evaluatie	Indicatorgroep	Indicatoren	Analyse niveau
Habitatkwaliteit	Structurele habitatkwaliteit	Hellingsanalyse	op niveau 4
		Oppervlakte/omtrek verhouding platen	platen WS
		Oeverbeoordeling	niveau 3 ZS
	Biologische habitatkwaliteit	vegetatiezone maatlat	niveau 3
		vegetatiediversiteit	niveau 3, schorniveau
		Natura2000-Habitat in goede of voldoende toestand	niveau 3, per SBZ

Tabel 5.11 Overzicht van de gehanteerde indicatoren, de beïnvloedende factoren en de ruimtelijke schaal waarop de analyses uitgevoerd worden.

We onderscheiden in dit hoofdstuk 2 indicatorgoepen: structurele en biologische habitatkwaliteit.

Indicatorgroep 'Structurele habitatkwaliteit'

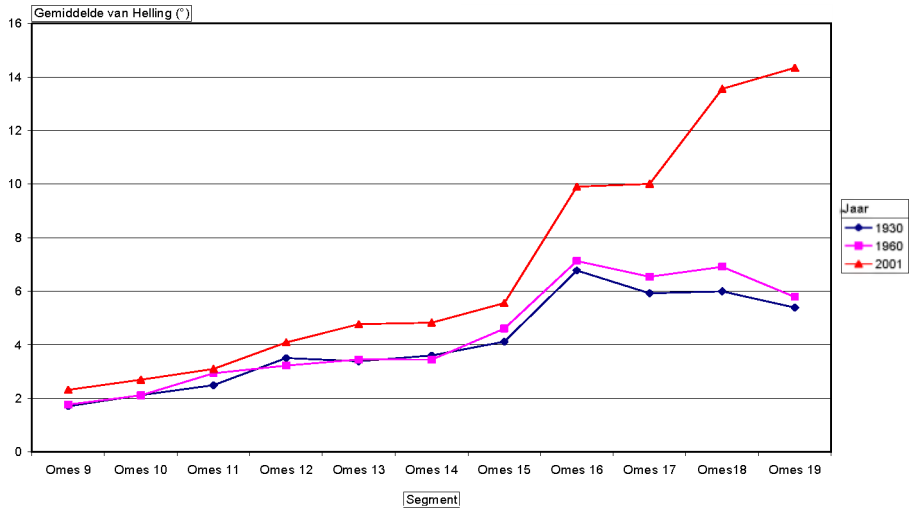
De structurele habitatkwaliteit omvat indicatoren die de abiotische kenmerken van de meest ecologisch relevante habitats beoordelen.

Hellingsanalyse

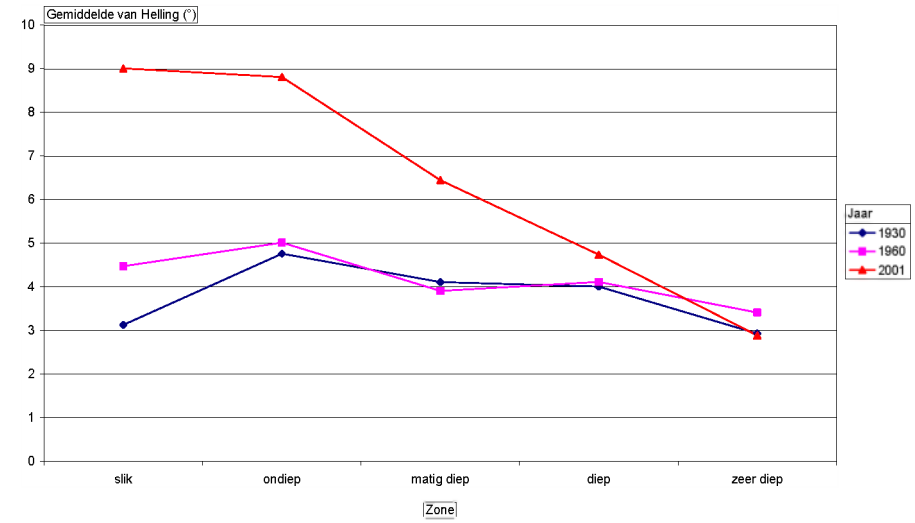
De evolutie van de helling van de sublitorale habitats kan dankzij de bathymetrische gegevens relatief eenvoudig gereconstrueerd en gemonitord worden.
Voor de intertidale habitats is een historisch kader en dus de trendevolutie in de tijd minder evident te achterhalen omdat historische opmetingen van slik en schor nauwelijks te vinden zijn. Voor de Beneden-Zeeschelde kan beroep gedaan worden op het werk van De Smedt (1967), 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 (datafiche nog niet voorhanden nov. 2010). De recente ontwikkeling kan opgevolgd worden door LIDAR-metingen waarbij een digitaal hoogtemodel van het slik bij laagwater tot aan de dijk wordt gemaakt en door de opmeting van de raaien op het slik/platen en schor (profielen) met RTK-GPS die een nauwkeuriger beeld geven van de hoogteveranderingen. Voor deze evaluatiemethodiek gaan we uit van een hiërarchische benadering en gebruiken we de bathymetriekaarten (sublitoraal) als uitgangspunt voor het berekenen van de hellingsverschillen tussen twee tijdstippen. Een versteiling van de sublitorale habitats zal namelijk de erosiedruk en mogelijke hellingstoename van de intertidale habitats voorspellen. Voor de segmenten op niveau 4 waarvoor een sublitorale hellingstoename wordt vastgesteld, volgt een analyse op de volledige litorale zone (slik + schor) hellingsverandering op hetzelfde niveau. Op deze manier kan nagegaan worden of de hellingstoename (erosie) zich reeds doorzet in het intertidaal.

Helling % sublitoraal

Een (te) steile helling kan wijzen op een profiel onder erosiedruk. In zones waar geen hydrodynamische model voorhanden is, is het een mogelijke proxy voor hoogdynamische zones met grotere erosiegevoeligheid.



Figuur 5.6 *Gemiddelde helling van het totale subtidale gebied (alle subtidale diepteklassen) per Omes-segment. (Piesschaert et al., 2008).*



Figuur 5.7 *Gemiddelde helling per dieptezone voor alle Omes-segmenten samen (Zeeschelde) Piesschaert et al. (2008).*

Breedte van de oeverzone of 'oeverbeoordeling'

De breedte van de oeverzones en de oeverstructuur (eventuele antropogene versteviging) wordt voor de Zeeschelde met een kwaliteitsindex beoordeeld (Hoffmann & Meire, 1997; Van Braeckel et al., 2009). De combinatie van voldoende breed schor en slik met bij voorkeur een onverdedigde oever bieden de grootste garantie op gradiënten tussen de verschillende ecotopen, op voldoende rust voor fauna en op het voltrekken van de fysische en ecologische processen. Voldoende brede slikken en schorren zorgen voor een buffering tegen overstroming en fungeren als natuurlijke bescherming van de dijk.

Oppervlakte/omtrek-verhouding platen

Een grillige en lange waterlijn wordt onder meer bepaald door het aantal platen of fragmentatie van de plaatcomplexen door (dwars)geulen. Het voorkomen van deze kortsluitgeulen verkleint de oppervlakte van de platen (en verhoogt dus het aantal platen). Daarnaast is ook het mesoreliëf een belangrijk punt.
Een lange oeverlijn is van belang voor steltlopers omdat foerageermogelijkheden dan groter zijn. Tal van dwarsgeulen samen met middelhoge plaatzones (middelmatig droogvalpercentage), zijn ecologisch het meest aantrekkelijk.

Indicatorgroep 'Biologische habitatkwaliteit'

De biologische habitatkwaliteitsindicatoren beschouwen de meest ecologisch relevante habitats (inclusief een beoordeling van de Natura 2000-habitats).

De **beoordeling** van **diep, matig diep en ondiep water en slik** gebeurt op basis van het voorkomen van macrozoöbenthos (KRW-biologisch kwaliteitselement in ZS en WS). Hierbij worden volgende indicatoren gehanteerd: soortenrijkdom, gemeenschapssimilariteit (t.o.v. een referentie), macrozoöbenthosdichtheid, totale biomassa voor Westerschelde en Beneden-Zeeschelde (Brys et al., 2005; Van Hoey et al., 2007; Speybroeck et al., 2008). Voor Boven-Zeeschelde en zijrivieren wordt beoordeeld op basis van een oligochaetenindex (IOBS) (Speybroeck et al., 2008). Deze indicatoren worden uitgewerkt en geëvalueerd in Hoofdstuk 6.6 'Macrozoöbenthos'. Ze kunnen als factoren dienen voor de biologische habitatkwaliteit.

De **beoordeling** van de **schorkwaliteit** berust op twee indicatoren, zoals hieronder uitgewerkt: een vegetatiezonemaatlat en een vegetatiediversiteitsmaat. Dit kan aangevuld worden met de beoordeling van de indicatoren uit hoofdstuk 6.3 'Macrofyten'.
De vegetatiediversiteitsmaat is een gevoeligere indicator, die bepaald wordt per groot schor en als aanvulling gezien kan worden op de vegetatiezonemaatlat. Voor de KRW-beoordeling wordt deze maat voor de WS gehanteerd op niveau van het waterlichaam. Voor deze evaluatie wordt de maat op niveau 3 toegepast en dus voor de Westerschelde op macrocelniveau. Deze fijnere ruimtelijke schaal sluit goed aan op de saliniteitszones in zowel Westerschelde als Zeeschelde. Voor de Westerschelde benadrukt deze niveau 3-indeling het belang om ook in het westelijke deel van de Westerschelde te streven naar schorren van goede kwaliteit. Uitgangspunt voor de kwaliteit van schorren is een voldoende hoge vegetatiediversiteit per groot schor met een evenwichtige verdeling van vegetatiezones. Deze beoordeling combineert hierdoor in feite de beoordeling van Brys et al. (2005) en De Jong et al. (2007)(zie ook Dijkema et al., 2005). De vegetatiediversiteitsmaat zal net als de vegetatiezonemaatlat toenemen naarmate de vegetatietypes/ecotopen in gelijke mate aanwezig zijn. De diversiteit beschouwt de vegetatietypen echter per gebied. De vegetatiezonemetriek voegt een maat voor maximale climax per zone toe. De informatie voor deze evaluatie wordt ontleend uit de vegetatiekaart, waarbij de grote schorgebieden geselecteerd worden. Deze staan voor de Westerschelde opgesomd in FICHE S-DH-N-003 – vegetatie, voor de Zeeschelde worden dezelfde schorren geselecteerd als voor de KRWrapportage (zie Brys et al., 2005; Speybroeck et al., 2008 voor lijst).

Vegetatiezonemaatlat

Voor de kwaliteitsbeoordeling in het kader van de KRW-rapportage wordt in Nederland gewerkt met de vegetatiezonemaatlat (De Jong, 2007). De beoordeling bewaakt een

evenwichtige 'vegetatie-inhoud'. Er mag geen sprake zijn van overheersing van één of enkele soorten, vegetatietypes of -zones.
Een schor wordt beschouwd als opgebouwd uit een aantal ecotopen, gaande van de pionierzone in de laagste delen, via het laag en middelhoge schor, naar het hoge schor. Deze 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.
In de oude hoge zone worden er drie climaxvegetaties onderscheiden: Strandkweek in zoute en sterk brakke gebieden, Riet in matig brakke gebieden en wilgenvloedbos en struweel in de zoetwatergetijden. Deze domineren wanneer een schor in zijn eindfase komt. In een situatie met beperkte stijging in het niveau van gemiddeld zeeniveau (zoals in Nederland het geval is) is zo'n climaxvegetatie een eindpunt in de ontwikkeling.
Een specifiek schor kan aan het begin, het midden of het einde van de cyclus verkeren, maar binnen de gezamenlijke schorren in een waterlichaam als geheel moet er een zeker evenwichtigheid zijn in de aandelen van de diverse zones. Sterke oververtegenwoordiging van een zone of een climaxvegetatietype duidt in de regel op verstoring van de natuurlijke processen in het waterlichaam. Het is aannemelijk dat er in de pristine referentie binnen een waterlichaam sprake was van een dynamisch evenwicht binnen de zoneringen, omdat er voldoende ruimte was voor het doorlopen van de cycli.
Op basis van het voorgaande kan de volgende metriek voor de schorkwaliteit worden beschreven. Aangenomen wordt dat binnen een segment van niveau 3 (macrocelniveau WS, waterlichaam ZS) in een evenwichtige situatie het aandeel van iedere zone (pionier P, laag L, midden M, hoog+zout+Strandkweek, hoog+brak+Riet, hoog+zoet+wilg) minimaal 5% en maximaal 40% van het totaal schorareaal is. Verder wordt aangenomen dat in een evenwichtige situatie het aandeel climaxvegetatie maximaal de helft is van de bijbehorende zone. Riet maakt dus maximaal 50% deel uit van de zone brak+Riet en Strandkweek maximaal 50% van de zone hoog+Strandkweek. Op deze wijze kan per zone en 'per climax-vegetatie' 'een punt worden gescoord'. Op basis van het aantal gescoorde punten kan de waardering worden vastgesteld.
De maximumscore per macrocel WS is 5 (P,L,M,H, Hs) (De Jong, 2007). De maximum score voor elk waterlichaam ZS is ook 5 maar in de brakwaterzone is het (P,L,M,H, Hr) en in de zoetwaterzone (P,L,M,H, Hw).

Vegetatiediversiteit

Op basis van abundantiegegevens van de verschillende vegetatietypen binnen de verschillende schorgebieden (minimaal 75 m breedte) kan op een relatief eenvoudige manier de vegetatiediversiteit per schorgebied worden berekend. Een veelgebruikte maat of index die hiervoor wordt gebruikt is de 'Shannon-diversiteitsindex' (*H*, Shannon & Weaver, 1949), vermits deze een gecombineerde maat is voor het effect van soortenrijkdom en de relatieve abundantie van de soorten (Magurran 1988).

Deze index varieert doorgaans van 1 (lage diversiteit) tot 5 (hoge diversiteit) en maakt gebruik van de proportionele abundantie, *Pi*, van elke soort (in dit geval vegetatietypen).

$$H = - [\sum_{i=1}^{N} Pi \, (\ln Pi)]$$

Hierbij is vegetatietype i = 1 tot N, waarbij N het aantal vegetatietypes per afgebakende schor is. Voor een schor bereikt deze index dus zijn maximale waarde, (ln N), wanneer alle vegetatietypes in gelijke abundanties aanwezig zijn.
Een vegetatietype voor deze evaluatie wordt beschouwd op een laag syntaxonomisch niveau. De Nederlandse vegetatietypes worden fijner ingedeeld dan de Vlaamse waardoor

het momenteel niet mogelijk is een totale estuariene evaluatie te maken. De oppervlakte van elk vegetatietype kan berekend worden uit de vegetatiekaarten van zowel WS en ZS.
De vegetatiediversiteitsmaat voor de KRW-beoordeling van ZS en zijrivieren werd in Brys et al. (2005) en Speybroeck et al. (2008) toegepast op stratumniveau. Hierdoor is deze berekeningsmethode in principe sterk vergelijkbaar met de vegetatiezonemaatlat. De hier voorgestelde berekeningsmethode beoogt een maximaal informatiebehoud door de karteringseenheid te evalueren per schorgebied.

Natura 2000-habitat in goede of voldoende toestand

Habitatkwaliteitsbeoordeling is nodig voor de afgebakende Natura 2000-gebieden, als aanvulling op de schorbeoordeling en om te voldoen aan een evaluatie die ook de Natura 2000-rapportage zal dekken. De beoordeling zal de kwaliteit van de habitats gebiedsdekkend evalueren aan de hand van vegetatieopnames gerandomiseerd in de Natura2000-habitats (ZS-voorstel; deze vegetatieopnames moeten ook volstaan voor de KRW-rapportage Vlaanderen). De landelijke/regionale monitoringsopzet en evaluatie van de Natura 2000-LSVI moet voor Vlaanderen en Nederland nog uitgewerkt worden. De voorgestelde methodiek kan hiertoe aangepast worden om te voldoen aan de vereisten van de rapportage.

5.3.3 Ruimtelijk en temporeel bereik

De beoordeling zal plaatsvinden op niveau 3 en op niveau 2. De temporele resolutie is gelijk aan deze van de ecotoopkarteringen in de verschillende deelgebieden van het estuarium. De schorgebieden worden ook lokaal beoordeeld.
De beoordeling kan beroep doen op de reeds geplande uitvoering in het MONEOS-programma en in het kader van het Flexibel Storten-programma. De hoogtemetingen worden uitgevoerd met een verschillende nauwkeurigheid. De RTK-GPS metingen van de profielen (WS en ZS), die als grondwaarheid gebruikt worden voor de LIDAR-metingen, zijn het meest nauwkeurig (+/- 2 cm). De LIDAR- en multi-/singlebeam-metingen hebben een kleinere nauwkeurigheid (+/- 10 cm) maar deze volstaat voor de hellingsanalyse. Een oeverevaluatie van Zeeschelde wordt voorgesteld op 6-jaarlijkse basis.

5.3.4 Benodigdheden

Bathymetrische data en LIDAR-data zoals voorgesteld in de MONEOS-monitoring (Meire & Maris, 2008). Hieruit worden vanuit het thema Dynamiek Hydromorfologie volgende factoren aangeleverd: oppervlakte-omtrek-verhouding platen, hellingspercentage. Voor de oevers is een veldbeoordeling nodig (niet opgenomen in MONEOS-monitoring; 6-jaarlijkse frequentie nodig nu *ad hoc* inventarisatie van de oeverstructuren van op boot, simultaan met watervogeltellingen), oeverbreedteanalyse (bv. in ArcGis) (slik, schor) obv ecotopenkaart, dwarstransecten loodrecht op de thalweg met een tussenafstand van 50m.
Vegetatiekaarten en ecotopenkaarten nodig volgens voorgestelde MONEOS-monitoring.
Vegetatieopnames voor Natura 2000 (idem als voor hoofdstuk 6 – Macrofyten en vegetatieopnames voor KRW beoordeling).

5.3.5 Beoordeling

Indicatorgroep 'Structurele habitatkwaliteit'

Hellingsanalyse

Hiërarchische beoordeling waarbij eerst de bathymetrische data wordt geanalyseerd. Indien voor het segment op niveau 4 een ongewenste evolutie wordt vastgesteld wordt de analyse ook uitgevoerd op de Lidardata (of op de geïnterpoleerde kaart van bathymetrie en lidar samen) die ook het volledige intertidaal in rekening neemt. Het hellingspercentage criterium voor beide analyse is hetzelfde.

Uit de bathymetrische data wordt de gemiddelde sublitorale helling (diep water tot laag slik) berekend. De gemiddelde helling wordt per segment niveau 4 (OMES) berekend met een 'zonal statistics'-procedure (Spatial Analyst, ArcGIS). De analyse toont de gemiddelde helling in een OMES-segment. Een onveranderd hellingspercentage hoeft dus niet te betekenen dat er geen veranderingen binnen het segment gebeurd zijn. De netto hellingstoename kan namelijk in evenwicht zijn met de afnames elders binnen het segment.

- Een hellingspercentage > 2.8% geldt als indicatie voor (een profiel onder) erosiedruk in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde. In de andere delen van ZS wordt 5% als kritische grens beschouwd. Een toename in de hellingsgraad boven deze criteria wordt als ongewenst beschouwd.

- Toename in de helling van de plaatranden is niet gewenst. Er zijn in de huidige toestand voldoende steile hellingen aanwezig voor zeehonden, dus ook voor deze is een toename niet gewenst. De factor > 1.5% helling werd als selectiecriterium gehanteerd voor een geschikte 'zeehondenplaat' (Twisk, 2004). Een afname van het aandeel platen met een hellingspercentage > 1.5% kan als factor gebruikt worden voor de evaluatie Zeehonden en is voor deze groep als ongewenst te beschouwen.

<u>Oppervlakte/omtrek-verhouding platen</u>

- Een toename in de oppervlakte/omtrek-verhouding is ongewenst.

Deze beoordeling verkiest meerdere kleine platen gescheiden door kortsluitgeulen boven enkele grotere platen. Een toename in de oppervlakte/omtrek-verhouding resulteert in een verminderde oeverlengte waar de vogels kunnen foerageren bij elke tijcyclus.

De helling van de plaatranden wordt beoordeeld door de indicatorhellingsanalyse.

<u>Breedte van oeverzones of 'Oeverbeoordeling'</u>

Oeverbeoordeling op basis van oevertype, bandbreedte slikken en bandbreedte schorren

Deze oeverbeoordeling toont de evolutie van de oeverzones in de Zeeschelde (Van Braeckel et al., 2009 gebaseerd op Hoffmann & Meire, 1997). De eventuele toepasbaarheid voor de oeversystemen van de Westerschelde moet onderzocht worden.

De index wordt als volgt berekend:

$S_{algemeen}$ = S1 + S2 + 2xS3
Waar S1: antropogene invloed
S2: slikbreedte
S3: schorbreedte

De variabelen krijgen scores die vertaald worden in beoordelingsklassen zoals weergegeven in Tabel 5.14. De resultaten van de beoordeling voor 1992 en 2009 worden getoond als voorbeeld (Van Braeckel et al., 2009).

S_1	Antropogene beïnvloeding
0	Verticale constructie uit harde substraten
1	Hellend dijktalud of schorrand uit breuksteenbestorting die gefixeerd en niet doorgroeibaar is
2	Hellend dijktalud of schorrand uit open, doorgroeibare schanskorven/breuksteenbestorting al dan niet met slikonderbrekingen
4	Geen oeverversteviging zichtbaar

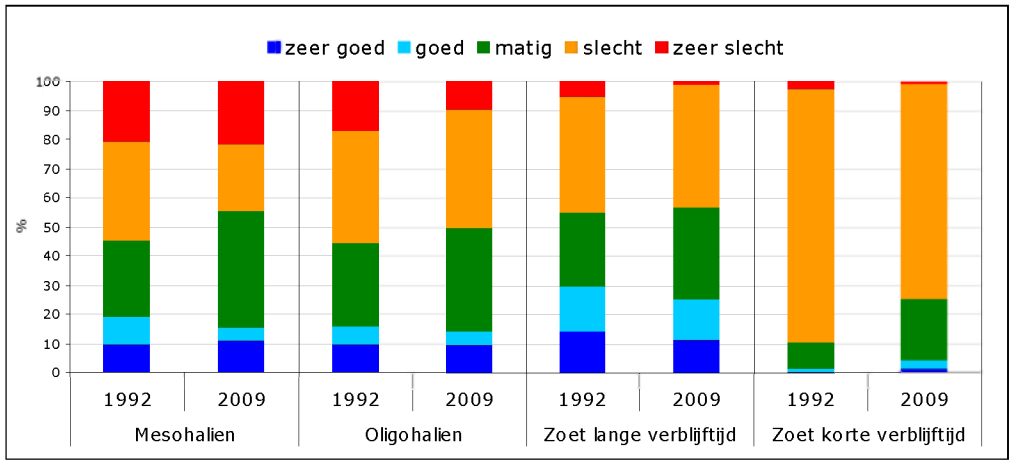
Tabel 5.12 *Factor Antropogeen (S1) impact op de ecosysteem in de oeverbeoordelingsindex (volgens Hoffmann & Meire 1997) (een score 3 wordt niet toegekend)*

S_3	Schorbreedte
0	Geen schor
1	<25 m
2	25-75 m
3	>75 m

Tabel 5.13 *De aangepaste categorieën toe te passen bij afleidingen in GIS bvb. voor de schorbreedte maar ook toepasselijk op de slikbreedte*

Oeverbeoordelingsklasse	**Benaming**
0-1	Zeer slecht
2-4	Slecht
5-8	Matig
9-11	Goed
12-13	Zeer goed

Tabel 5.14 *De indeling van de oeverbeoordelingsklassen*



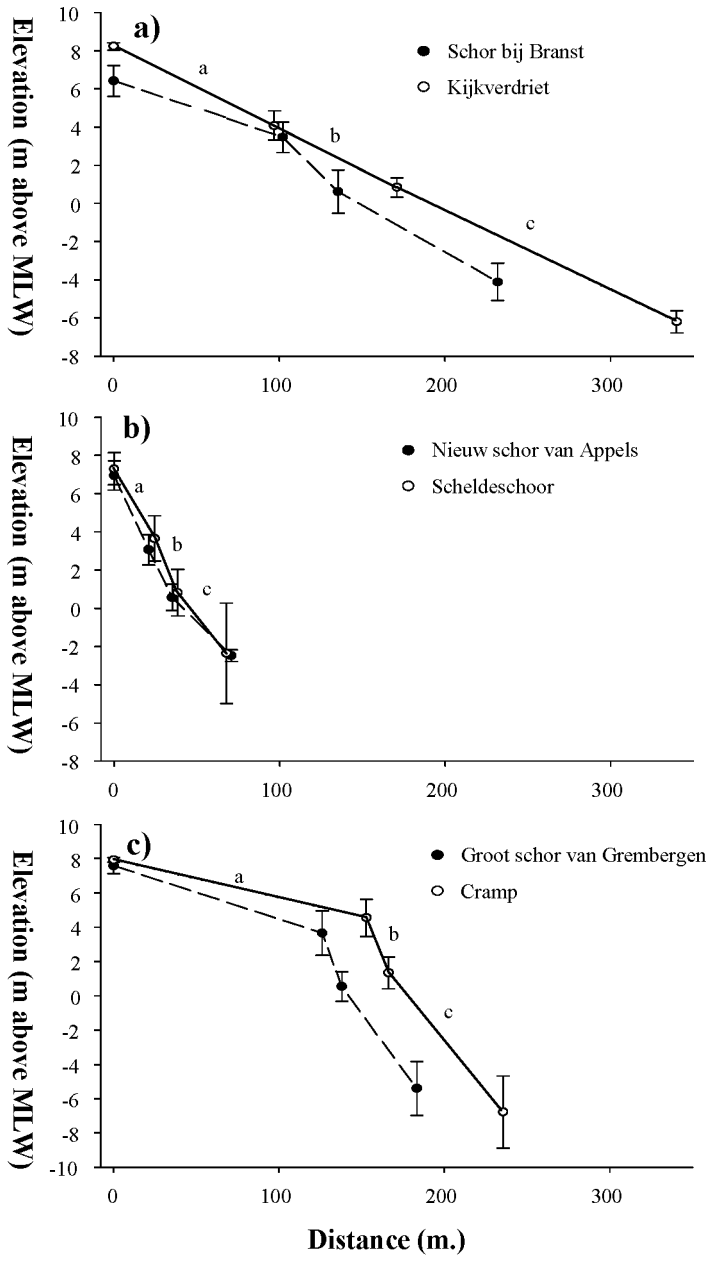
Figuur 5.8 *Procentueel aandeel in 1992 en 2009 per oeverkwaliteitsbeoordelingsklasse voor de verschillende saliniteitszones van de Zeeschelde.*

Het is ongewenst dat…

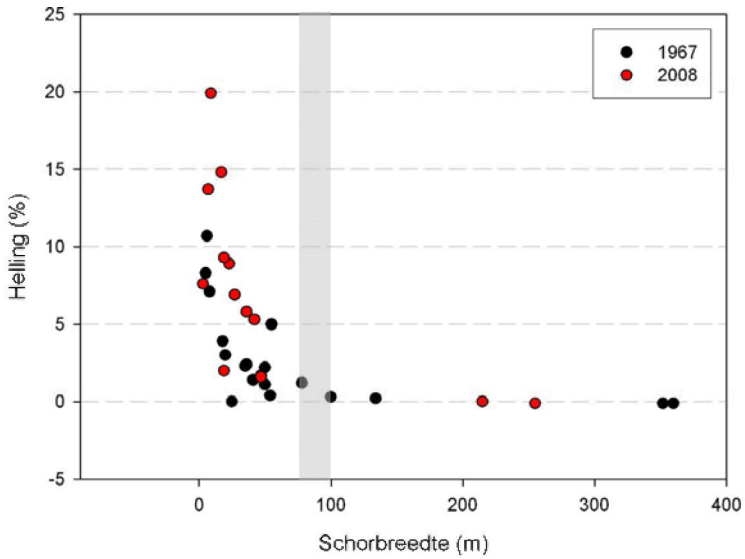
- de oeverbeoordelingsindex afneemt.

- het aantal schorren met een dwarsprofielbreedte > 75m afneemt.
- het aantal slikken met een dwarsprofielbreedte > 75m afneemt.

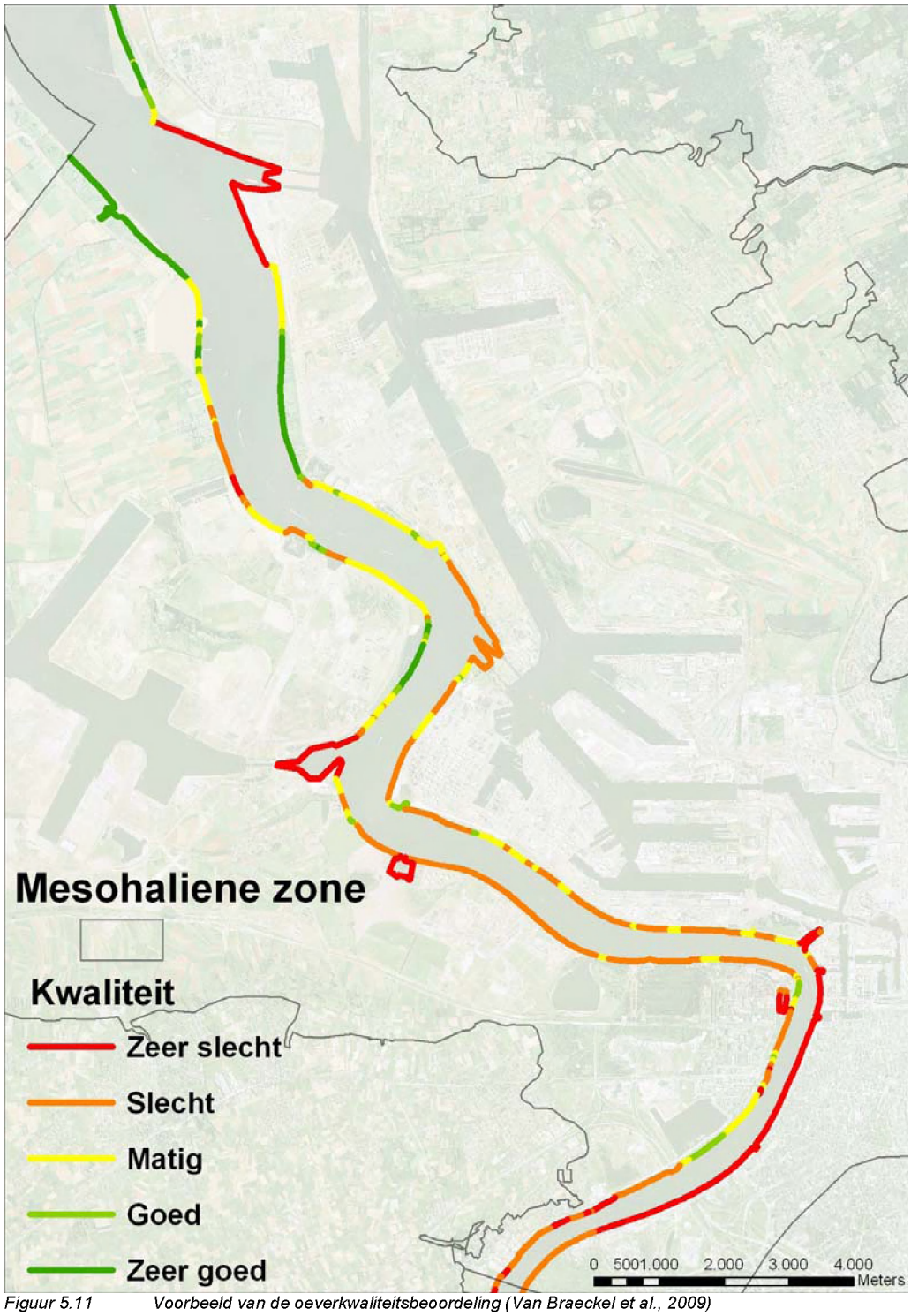
Een onderbouwing van het 75m-criterium wordt gegeven in Piesschaert et al. (2008) en werd recent aangevuld door Van Braeckel (pers. comm.). De relatie voor schorren wordt getoond in Figuur 5.10. Schorren die smaller zijn dan 75-100m tonen een steiler profiel en zijn vaak onderhevig aan erosieprocessen.
Voorbeelden van oeverbeoordelingen worden getoond in Figuur 5.9.



Figuur 5.9 *a: 'natuurlijk schor', b. geërodeerd schor, c beschermd schor.*



Figuur 5.10 *De relatie tussen helling (%) en schorbreedte in de Zeeschelde voor 1967 en 2008.*



Figuur 5.11 Voorbeeld van de oeverkwaliteitsbeoordeling (Van Braeckel et al., 2009)

Indicatorgroep 'Biologische habitatkwaliteit'

Vegetatiezonemaatlat

Aangenomen wordt dat binnen een segment van niveau 3 (macrocelniveau WS, waterlichaam ZS) in een evenwichtige situatie het aandeel van iedere zone (pionier P, laag L, midden M, hoog+zout+Strandkweek, hoog+brak+Riet, hoog+zoet+wilg) minimaal 5% en maximaal 40% van het totaal schorareaal is. Verder wordt aangenomen dat in een evenwichtige situatie het aandeel climaxvegetatie maximaal de helft is van de bijbehorende zone. Riet maakt dus maximaal 50% deel uit van de zone brak+Riet en Strandkweek maximaal 50% van de zone hoog+Strandkweek. Op deze wijze kan per zone en 'per climax-vegetatie' 'een punt worden gescoord'. Op basis van het aantal gescoorde punten kan de waardering worden vastgesteld volgens Tabel 5.15.

Beoordeling Kwaliteit Vegetatiezones	**Score op schaal 5**
MEP / zeer goed	5
GEP / goed	4/3
Matig	2
Ontoereikend	1
Slecht	0

Tabel 5.15 *Beoordelingstabel vegetatiezonemaatlat (De Jong, 2007).*

Vegetatiediversiteit

- Het is ongewenst als de Shannon-vegetatiediversiteit afneemt in een schorgebied.

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 (factoren % pioniersvegetatie, hellingsanalyse, bandbreedte schor).

Natura 2000-habitat in goede of voldoende staat

In de instandhoudingsdoelstellingen werden doelen geformuleerd voor de Natura 2000-habitats (Adriaensen et al., 2005; Anoniem, 2009).
Momenteel is de LSVI-methodiek nog in een testfase. Voor het bepalen van de T0 wordt in de fiche een werkwijze voorgesteld. Deze kan wijzigen op basis van bijkomende inzichten (uniformiseren voor alle Natura 2000-gebieden) en door grensoverschrijdende afstemming. Dit laatste is voor grensoverschrijdende systemen zoals estuaria van uitzonderlijk belang. Voor de meeste habitats zijn er Vlaamse uitgewerkte LSVI-beoordelingstabellen (T'Jollyn et al., 2009), behalve voor het meer mariene habitat 'slik en zandplaten' (H1140). (Het habitattype 'Slik- en zandbanken' (H1140) komt ook voor als element binnen estuaria, maar wordt daar op basis van de 'Interpretation Manual' van de Europese Commissie niet als apart habitattype beschouwd, maar gerekend tot de habitattypen 'Estuaria' (H1130), waarbij de grens van het voorkomen van het habitat ligt op de lijn Vlissingen-Breskens. In de Vlakte van de Raan en Zwin Kievittepolder komt dit habitattype wel voor. Er is dus nood aan een beoordelingstabel voor dit habitat. Er is wel een aanzet tot beoordeling te vinden in de Nederlandse profieltabellen (http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/gebiedendatabase.aspx?subj=profielen). De

profieldocumenten hebben een voorlopig karakter. Gedurende de periode van het implementatieproces van Natura 2000 en de vaststelling van de aanwijzingsbesluiten en de beheerplannen – en ook daarna - zal nieuwe kennis worden opgedaan die tot aanpassing van de profielen kan leiden. Er wordt (voorlopig) voorgesteld om de beoordeling van de Natura 2000-habitats uit te voeren op basis van de beoordelingsmatrices gemaakt voor de Zeescheldehabitats. De habitats waarvoor nog geen Vlaamse beoordeling bestaat, moeten bijkomend onderzocht worden of een lijst van beoordelingscriteria kan opgesteld worden uit de profieltabellen. Bij het verschijnen van een beoordelingsmethodiek voor de lokale stand van instandhouding voor de Nederlandse habitats dient te worden afgestemd met Vlaanderen.

Voor de beoordeling van de habitatkwaliteit zijn volgende factoren nodig vanuit het thema Fysico-chemie:
- saliniteit : jaargemiddelde saliniteitswaarden GHW (per segment van niveau 3); maximale saliniteitswaarden bij GHW gedurende vegetatieseizoen (april - okt) (niveau 3).
Als factor voor 'goede waterkwaliteit / voedselrijkdom' TDIN en totaal P (niveau 3).

Een voorbeeld van dergelijke beoordelingsmatrix (T'Jollyn et al., 2009):

Habitattype 1330: Atlantische schorren (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*)
Subtype: buitendijkse schorren (1330_da)

* voor de sleutelsoorten zie hoofdstuk 6.3

B. Beoordelingsmatrix					
Criterium	**Goede / voldoende staat**		**Gedegradeerde staat**	**Opmerkingen**	**Referenties**
habitatstructuur					
horizontale structuur	A: zowel lage als hoge (en climax-) schorvegetaties	B: zowel lage als hoge (en climax-) schorvegetaties	C: 1 soort schorvegetatie		Vanderbussche et al. (2002c); Sterckx et al. (2007); Schaminée et al. (1998); Buys et al. (2005); Speybroeck et al. (2008b); expertoordeel
	A: structuurvariatie binnen de verschillende zones aanwezig	B: structuurvariatie binnen de verschillende zones aanwezig	C: structuurvariatie binnen de verschillende zones afwezig		
schorklifvorming	A: schorklif afwezig: lage schorvegetaties blijven in stand of breiden uit	B: schorklif aanwezig: lage schorvegetatie voor het klif	C: schorklif aanwezig: lage schorvegetaties kunnen zich niet meer ontwikkelen		
kreken, oeverwallen en kommen	A: duidelijk aanwezig	B: duidelijk aanwezig	C: kreken, oeverwallen en kommen afwezig of onduidelijk		
verstoring					
overgang naar rbbmr	A: < 70% niet	B: < 70% niet	C: ≥ 70% niet	in situatie C heb je al alle kenmerken van rbbmr in voldoende tot goede staat van instandhouding	naar Brys et al. (2005); naar De Saeger et al. (2008b); naar Vandenbussche et al. (2002c); naar Hennekens et al. (2001); expertoordeel
vegetatie					
frequentie of bedekking sleutelsoorten	A: 2 sleutelsoorten van laag schor aanwezig EN > 1 sleutelsoort van hoog schor samen met > 2 sleutelsoorten van de volledige vegetatiegradiënt	B: 2 sleutelsoorten van laag schor aanwezig OF > 1 sleutelsoort van hoog schor samen met > 2 sleutelsoorten van de volledige vegetatiegradiënt	C: Indien niet A of B		expertoordeel

5.3.6 Fiche Habitatkwaliteit

Achtergrond

Naast voldoende oppervlakte en dynamisch habitat is de structurele en biologische kwaliteit van habitats van uitzonderlijk belang. Ze worden gevormd door hydrodynamische processen en liggen ingebed in een matrix van fysico-chemische condities. Ze vormen de structuur en het leefgebied van de organismen die uiteindelijk het ecosysteem functioneren garanderen.

De beoordeling van de verscheidene indicatoren vormt een graadmeter voor de structuurkwaliteit, de biologische habitatkwaliteit en van de grootte aan habitatwaardige oppervlakte.

De profiel- en hellingsanalyses bewaken de steilheid van de verschillende ecotopen. De helling is een maat voor de erosiegevoeligheid van de ecotopen. Door indijking is geen landwaartse verplaatsing van de ecotopen meer mogelijk, waardoor een hellingstoename des te meer ongewenst is.
Ongewenste waarnemingen inzake plaatkenmerken kunnen een eerste indicatie zijn dat er gevaar is voor de duurzaamheid van de ecologische functies van deze habitats. De oevers zijn naast de platen de voornaamste intertidale zones. Deze zones zijn bijzonder gevoelig voor menselijke verstoring (infrastructuurwerken, recreatie). Een gewenste minimale bandbreedte wordt voor de ecologische duurzaamheid gehanteerd. De biologische kwaliteitsbeoordeling van de habitats toont de evolutie van de ecotopen binnen elk waterlichaam als onderdeel van de Kaderrichtlijn Water-rapportage. De habitatwaardige oppervlakte is een andere graadmeter die de habitatkwaliteit vaststelt in functie van de Natura 2000-rapportage.

Indicatoren

Evaluatie	Indicatorgroep	Indicatoren	Analyse niveau
Habitatkwaliteit	Structurele habitatkwaliteit	Hellingsanalyse	op niveau 4
		Oppervlakte/omtrek verhouding platen	platen WS
		Oeverbeoordeling	niveau 3 ZS
	Biologische habitatkwaliteit	vegetatiezone maatlat	niveau 3
		vegetatiediversiteit	niveau 3, schorniveau
		Natura2000-Habitat in goede of voldoende toestand	niveau 3, per SBZ

Tabel 5.16 *Overzicht van de gehanteerde indicatoren, de beïnvloedende factoren en de ruimtelijke schaal waarop de analyses uitgevoerd worden.*

Benodigde gegevens

Gebiedsdekkende bathymetrische data voor hellingsanalyse (Hoofdstuk 3)
Oppervlakte en omtrek van de platen (Hoofdstuk 3)
Breedte oeverzones per geaggregeerde ecotoop 'schor' en 'slik' (GIS-laag met elke 50 m een breedtebepaling loodrecht op de thalweg)
Oevertype-informatie (antropogene verstoring) – lijnenlaag + kenmerken (oevertype ZS wordt gemonitord door INBO); voor de WS moet de beschikbaarheid van de informatie nagegaan worden bij Rijkswaterstaat NL.
Gebiedsdekkende vegetatiekaart voor berekening van de proportionele abundantie van de vegetatietypen per groot schorgebied (groot = breedte > 75m)
Grote schorgebieden: soortenaantal en soortenrijkdom (eventueel indien beschikbaar diversiteit) van de macrofyten (Hoofdstuk 6)

Omzettingskaart van vegetatiekaart naar habitattypekaart Natura 2000 (met sleutelsoorten per habitatvlek) (als attribuut bijleveren bij vegetatiekaart)
Eutrofiëringsmaat TDIN en totale P (Hoofdstuk 4)
Saliniteitsgrenzen (Hoofdstuk 3)

Berekening indicatoren

Voor een uitgebreidere beschrijving van de berekeningen zie Hoofdstuk **Error! Reference source not found.**

Hellingsanalyse

Hiërarchische beoordeling waarbij eerst de bathymetrische data wordt geanalyseerd. Indien voor het segment op niveau 4 een ongewenste evolutie wordt vastgesteld wordt de analyse ook uitgevoerd op de Lidardata (of op de geïnterpoleerde kaart van bathymetrie en lidar samen) die ook het volledige intertidaal in rekening neemt.

Uit de bathymetrische data wordt de gemiddelde sublitorale helling (diep water tot laag slik) berekend. De gemiddelde helling wordt per segment op niveau 4 (OMES) berekend met een 'zonal statistics'-procedure.
Dezelfde berekeningsmethode wordt toegepast op de lidardata van het litoraal (slik – schor) voor deze segmenten op niveau 4 waar de beoordeling ongewenst was voor de sublitorale zone)

Oppervlakte/omtrek-verhouding platen

De oppervlakte en omtrek van de platen wordt aangeleverd als factor uit hoofdstuk 3. Plaatgrens te nemen als de waterlijn op GLWS. Plaatareaal kan ook bepaald worden op basis van droogvalduur (overspoelingsklasse): het totale droogvallende areaal per plaatcomplex bepaald als het cumulatieve oppervlak (m²) in de droogvalklasse van 91 tot 100% (bv. Alkyon, 2006). Berekeningsmethode dient afgestemd te worden met de factorberekening in hoofdstuk 3.

Oeverbeoordeling

Berekening op de ecotopenkaart: breedte oeverzones per geaggregeerd ecotoop 'schor' en 'slik' (GIS-laag iedere 50m een breedtebepaling loodrecht op de thalweg).
De berekening van de index is de som van de verschillende klassenwaarden.

De index wordt als volgt berekend:

$S_{algemeen}$ = S1 + S2 + 2xS3
Waar S1: antropogene invloed
S2: slikbreedte
S3: schorbreedte

De variabelen krijgen scores die vertaald worden in beoordelingsklassen zoals weergegeven in Tabel 5.14. De resultaten van de beoordeling voor 1992 en 2009 worden getoond als voorbeeld (Van Braeckel et al., 2009)

S_1	Antropogene beïnvloeding
0	Verticale constructie uit harde substraten
1	Hellend dijktalud of schorrand uit breuksteenbestorting die gefixeerd en niet doorgroeibaar is
2	Hellend dijktalud of schorrand uit open, doorgroeibare

	schanskorven/breuksteenbestorting
2	Hellend dijktalud uit open doorgroeibare breuksteenbestorting/schanskorven onderbroken door vlak slikplateau onder de GHW lijn
4	Geen oeverversteviging zichtbaar

Tabel 5.17 *Factor Antropogeen (S1) impact op de ecosysteem in de oeverbeoordelingsindex (volgens Hoffmann & Meire 1997) (een score 3 wordt niet toegekend)*

S_2	Slikbreedte
0	Geen slik
1	<5 m
2	5-25 m
3	>25 m

Tabel 5.18 *De toegepaste slikbreedteklassenindeling*

S_3	Schorbreedte
0	Geen schor
1	<25 m
2	25-75 m
3	>75 m

Tabel 5.19 *De aangepaste categorieën voor schorbreedte. Deze is berekend op basis van de oevervegetatiekartering daterend uit 1992 en 2003. De schorbreedte werd tijdens de veldkartering niet bepaald dus is er geen karteringslegende voor opgesteld.*

Oeverbeoordelingsklasse	**Benaming**
0-1	Zeer slecht
2-4	Slecht
5-8	Matig
9-11	Goed
12-13	Zeer goed

Tabel 5.20 *De indeling van de oeverbeoordelingsklassen*

Vegetatiezonemaatlat

De berekening van de index is de som van de verschillende klassenwaarden.

Aangenomen wordt dat binnen een segment van niveau 3 (macrocelniveau WS, waterlichaam ZS) in een evenwichtige situatie het aandeel van iedere zone (pionier P, laag L, midden M, hoog+zout+Strandkweek, hoog+brak+Riet, hoog+zoet+wilg) minimaal 5% en maximaal 40% van het totaal schorareaal is. Verder wordt aangenomen dat in een evenwichtige situatie het aandeel climaxvegetatie maximaal de helft is van de bijbehorende zone. Riet maakt dus maximaal 50% deel uit van de zone brak+Riet en Strandkweek maximaal 50% van de zone hoog+Strandkweek. Op deze wijze kan per zone en 'per climax-vegetatie' 'een punt worden gescoord'. Op basis van het aantal gescoorde punten kan de waardering worden vastgesteld volgens Tabel 5.15

Beoordeling Kwaliteit Vegetatiezones	**Score op schaal 5**
MEP / zeer goed	5
GEP / goed	4/3
Matig	2

Ontoereikend	1
Slecht	0

Tabel 5.21 *Beoordelingstabel vegetatiezonemaatlat (De Jong, 2007).*

Vegetatiediversiteit

De proportionele abundantie, *Pi*, van alle vegetatietypes per schor:

$$H = -\left[\sum_{i=1}^{N} Pi\ (\ln Pi)\right]$$

Hierbij is vegetatietype i = 1 tot N, waarbij N het aantal vegetatietypes per afgebakende schor is. Voor een schor bereikt deze index dus zijn maximale waarde, (ln N), wanneer alle vegetatietypes in gelijke abundantie aanwezig zijn. Deze index varieert doorgaans van 1 (lage diversiteit) tot 5 (hoge diversiteit). [de klassengrenzen uit Brys et al., 2005 zijn niet toepasbaar op deze analyse omdat hier voorgesteld wordt om maximaal de informatie van de vegatatiekaart te gebruiken en te werken met de vegetatietypes (associa) en niet op niveau van stratum zoals in Brys et al., 2005 gebeurde]

Natura 2000-habitat in goede of voldoende toestand

- Stap 1. Methodiek: determinatie van de habitattype door een vertaling van de vegetatiekaart naar Natura 2000-habitattype (habitattype estuaria vormt een uitzondering).
- Stap 2. Afbakening van de habitatvlek. De vlekken zijn te beschouwen als geheel van “aan elkaar sluitende of nabijgelegen habitatvlekken”.
- Stap 3. Op niveau 3 wordt elk habitattype beoordeeld op basis van een LSVI-beoordelingstabel. De vegetatie-opnames worden stratified random gekozen per vegetatiestructuurtype per segment van niveau 3 (zie ook hoofdstuk Macrofyten voor de soortrijkdom/diversiteit bepaling(KRW-VI)). Habitattype ‘1130-estuaria’ wordt beoordeeld op niveau 3.
- Stap 4. De LSVI-bepalingen integreren tot op schaalniveau 3. (integreren = samenvoegen, ‘optellen’ van de bepaling van verscheidene habitatlocaties per segment op schaalniveau 3 (waterlichaam / macrocelniveau). Hiertoe wordt gekozen voor de beoordeling van de staat van instandhouding door de integratie per criterium (T’Jollyn, 2009 et al., p. 29). Per criterium wordt het percentage weergegeven (goed tot voldoende vs. gedegradeerd).

Beoordeling indicatoren

Hellingsanalyse

- Een hellingspercentage > 2.8% geldt als indicatie voor (een profiel onder) erosiedruk in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde. In de andere delen van ZS wordt 5% als kritische grens beschouwd. Een toename in de helling boven deze criteria wordt als ongewenst beschouwd.

- Hellingstoename van de plaatranden is niet gewenst. Er is in de huidige toestand voldoende “steile” helling aanwezig voor zeehonden, dus ook voor deze is een toename niet gewenst/nodig. De factor > 1.5% helling werd als selectiecriterium gehanteerd voor geschikte ‘zeehondenplaat’ (Twisk 2004). Een afname van het aandeel platen met een hellingspercentage > 1.5% kan

als factor gebruikt worden voor de evaluatie Zeehonden en is voor deze groep als ongewenst te beschouwen.

Oppervlakte/omtrek-verhouding platen

- Een toename van de oppervlakte/omtrek-verhouding is ongewenst.

Deze beoordeling verkiest meerdere kleine platen gescheiden door kortsluitgeulen boven enkele grotere platen. Een toename in de oppervlakte/omtrek-verhouding resulteert in een verminderde oeverlengte waar de vogels kunnen foerageren bij elke tijcyclus.

Oeverbeoordeling

Het is ongewenst dat…

- de oeverbeoordelingsindex daalt.
- het aantal schorren met een dwarsprofielbreedte > 75m afneemt.
- het aantal slikken met een dwarsprofielbreedte > 75m afneemt.

Vegetatiezonemaatlat

Beoordeling Vegetatiezones	Kwaliteit	Score op schaal 5
MEP / zeer goed		5
GEP / goed		4/3
Matig		2
Ontoereikend		1
Slecht		0

- Het is ongewenst dat de vegetatiezonemaatlatscore daalt.

Vegetatiediversiteit

- Het is ongewenst dat de Shannon-vegetatiediversiteit afneemt in een schorgebied.

Natura 2000-Habitat in goede of voldoende toestand

Voor elk habitattype wordt lokaal een beoordeling bekomen (goede of voldoende staat van instandhouding versus ongunstige staat van instandhouding). Het is gewenst dat het % oppervlakte habitatwaardige biotoop (voldoende of goede toestand) in de habitatrichtlijngebieden toeneemt. De evaluator bepaalt de habitatwaardigheid lokaal aan de hand van de beoordelingsmatrices specifiek opgesteld voor elk Natura 2000-habitattype (T'Jollyn et al., 2009). Beoordeling op niveau 3 en per SBZ.

Analyse

Hellingsanalyse

Voor de hellingsanalyse wordt een hiërarchische analyse voorgesteld waarbij de gebiedsdekkende evaluatie gebruik maakt van de bathymetrische data om het hellingspercentage te berekenen van de sublitorale habitat. De zones die een ongewenste beoordeling krijgen door een toename van het hellingspercentage worden ook onderzocht in de hellingsevolutie voor het litoraal in het betreffende segment op niveau 4.

De hellingstoename wordt vergeleken met de resultaten voor de factoren (indicatoren in betreffende hoofdstukken) die de habitatoppervlakte en -structuur beïnvloeden: de waterstanden en stroomsnelheden en de ingreepgegevens (baggerwerken, storten, zandwinning) (zie hoofdstuk 3). Er gebeurt een analyse van de ecotoopareaalveranderingen om een mogelijke correlatie vast te stellen met habitatareaalveranderingen.

Oppervlakte/omtrek-verhouding platen

De verandering in de oppervlakte/omtrek-verhouding van de platen wordt geanalyseerd met de hydromorfodynamische factoren die de habitatoppervlakte en -structuur beïnvloeden: de waterstanden en stroomsnelheden en de ingreepgegevens (baggerwerken, storten, zandwinning) (zie hoofdstuk 3);

Oeverbeoordeling

Oeverindex: analyseer of er parallel sprake is van veranderingen van ecotoopoppervlakten, hoofdstuk **Error! Reference source not found.**.

Vegetatiezonemaatlat

Biologische kwaliteit op basis van vegetatiezonering: analyseer of er sprake is van veranderingen in waterstanden (overstromingsfrequenties) (hoofdstuk 3), schoroppervlakte, vegetatiediversiteit, oeverkwaliteit, exoten en ingreepgegevens.

Vegetatiediversiteit

Vegetatiediversiteitsveranderingen worden geanalyseerd samen met de veranderingen in waterstanden (overstromingsfrequenties) (hoofdstuk 3), schoroppervlakte, sleutelsoorten macrofyten, oeverkwaliteit, exoten en ingreepgegevens.

Natura 2000-habitat in goede of voldoende toestand

Habitatwaardige oppervlakte: analyseer of er sprake is van veranderingen in gerealiseerde natuurfunctie (hoofdstuk 5.2), percentage gerealiseerde natuurdoelstelling (hoofdstuk 5.2), vegetatiediversiteit (hoofdstuk 5.3), sleutelsoorten (Hoofdstuk macrofyten 8.3). Voor deze indicator zijn gegevens van verscheidene factoren nodig om de beoordelingstabellen te kunnen invullen. Deze zijn beschikbaar voor de buitendijkse habitats. Voor de duinhabitats is dit mogelijk nu niet het geval. Deze factoren worden ook in de analyse onderzocht.

Overige werkzaamheden

De volgende habitatfactoren moeten berekend worden voor andere evaluaties:
lijst met schorgebieden > 75m breed (als factor voor soortenrijkdom macrofyten hoofdstuk 6.3).

5.4 Literatuurlijst

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. & Meire, P. (2005) Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05R.82, Antwerpen.

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.

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.

Anoniem, (2009). Instandhoudingsdoelstelling Westerschelde (hoofdstuk 5 Instandhoudingsdoelstellingen - Toelichtingsnota aanwijzingsbesluit PDN/2009-122 Natura 2000-gebied Westerschelde & Saefinghe. De Minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Anoniem, (2010). ontwerp aanwijzingsbesluit Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan. PDN/2010-163. De Minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit http://www2.minlnv.nl/thema/groen/natuur/Natura2000_2006/nzk_vvr.htm

Bertness, M.D., Wikler, K. & 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. & 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.; Lievaart, M.; de Jong, D.J. (2002). Stand van zaken ontwikkeling pelagisch ecotopenstelsel december 2002. *Werkdocument RIKZ*, 2002.840x. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ): Middelburg, The Netherlands. 63 pp.

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.

Burrough, P.A. (1986) Principles of Geographic Information Systems for Land Resource Assessment. Monographs on Soil and Resources Survey No. 12, Oxford Science Publications, New York.

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 Smedt, P. 1969. Geomorfologie van slikken en schorren langsheen het Schelde-estuarium op Belgisch grondgebied. Acta Geographica Lovaniensia 7: 49-63.

Dyer K.R., Christie M.C. & 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. & 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. & Meire, P. 1997. De oevers langs de Zeeschelde: inventarisatie van de huidige oeverstructuren. Water 95, 131-137.

Jeuken, C., Z.B. Wang, T. van der Kaaij, M. van Helvert, M. van Ormondt, R. Bruinsma & I. Tanczos, 2004. Morfologische ontwikkelingen in het Schelde-estuarium bij voortzetting van het huidige beleid en effecten van een verdere verruiming van de vaargeul en uitpolderingen langs de Westerschelde. Rapport gemaakt door consortium Arcadis-Technum in opdracht van ProSes.

Jeuken, M.-C.J.L.; Wang, Z.B. (2010). Impact of dredging and dumping on the stability of ebb–flood channel systems. *Coast. Eng. 57(6)*: 553-566.

Jong, D.J. de, 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. Werkdoc RIKZ/ZDO/2007.803w

Graveland, J. (2005). Fysische en ecologische kennis en modellen voor de Westerschelde: wat is beleidsmatig nodig en wat is beschikbaar voor de m.e.r. Verruiming Vaargeul? Rapport RIKZ/2005.018, ISBN 90-369-3429-X. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg

Holzhauer, H., van Eck, B., van Maldegem, D. & Parée E. (2007). Monitoring van de effecten van de verruiming 48'/43. MOVE-Rapport 9, deel I: Fysische hypothesen Werkdocument RIKZ/ZDA/2007.808w

Lievaart, M.A. & Pouwer, A.J. (2003). MOVE in de Westerschelde als kraam- en kinderkamer voor vis en grarnaal in relatie tot de verruiming. Werkdocument RIKZ/AB/2003.810x. Rapportnummer C051/07.

Magurran, A.E. (1988) Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, New York.

Meininger P.L., Witte R.H. & Graveland J. (2003). Zeezoogdieren in de Westerschelde: knelpunten en kansen. Rapport RIKZ/2003.041. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Meire, P. & Maris, T., (2008). Moneos – geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer. Universiteit Antwerpen. ECOBE08-R-113.

Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (2009). Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. Programmadirectie Natura 2000[S.l.]. 139 pp.

Ouborg, J.N. (1993) Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. Oikos 66, 298-308.

Paterson, D.M. (1989). Short-Term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behavior of epipelic 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.

Reed, D.J. (1989) Patterns of sediment deposition in subsiding coastal marshes, Terrebonne Bay, Louisiana: the role of winter storms. Estuaries 12, 222-227.

Rhoads, D.C & Young, D.K. (1970). The influence of deposit feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. J. Mar.Res. 28: 150-177.

Roast, SD; Widdows, J; Pope, N; Jones, MB. (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. & 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.

Schrijver, M. 2010. Monitoring meergeulensysteem Westerschelde, een overzicht van beschikbare data en methodieken. Rijkswaterstaat Zeeland, Meetadviesdienst 14 mei 2010.

Stapel, J. & de Jong, D.J. (1998). Sedimentatiemetingen op het schor bij Waarde en het Verdronken Land van Saeftinghe, Westerschelde (ZW Nederland). Rijkswaterstaat-RIKZ, Rapport RIKZ-98.022.

Swinkels, C.M.; Jeuken, M.C.J.L., Wang, Z.B. & Nicholls, R.J. (2009). Presence of connecting channels in the Western Scheldt Estuary. J. Coastal Res. 25: 627-640.

Van de Koppel, J., van der Wal, D., Bakker, J.P. & Herman, P..M.J. (2005). Self-organization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. The American Naturalist 165:E1-E12 (e-article).

Temmerman, S., Govers, G., Bouma, T., De Vries, M., Wartel, S. & 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.

T'jollyn, F., Bosch, H., Demolder, H., De Saeger, S., Leyssen, A., Thomaes, A., Wouters, J., Paelinckx, D. & Hoffmann, M. (2009). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (46). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

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 Braeckel, A.; Vandevoorde, B.; Van den Bergh, E. (2008). Schorecotopen van de Schelde: Aanzet tot de ontwikkeling van één schorecotopenstelsel voor Vlaanderen en Nederland. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. 54 pp.

Van Braeckel, A., Mikkelsen J.M., Dillen, J. , Piesschaert, F en Erika Van den Bergh (2009). Inventarisatie en analyse van de Zeeschelde habitats. Vervolgstudie: resultaten van het tweede jaar. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Intern rapport. INBO.IR.2009.34.

Van den Bergh, E. Van Damme, S., Graveland, J. De Jong, D. Baten, I. & Meire, P. (2003). Studierapport natuurontwikkelingsmaatregelen ten behoeve van de Ontwikkelingsschets 2010 voor het Schelde-estuarium. Werkdocument/RIKZ/OS/2003.825x.

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.

Van der Wal, D. Wielemaker, Van den Dool, A. & 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 Weesenbeeck, B., Holzhauer, H. & Troost, T. (2010). Using habitat classification systems to assess impacts on ecosystems. Validation of the ZES.1 for the Westerschelde. Deltares 1200254-002-ZKS-0001.

VMM (2009). Biologische beoordeling van de natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige oppervlaktewaterlichamen in Vlaanderen conform de Europese Kaderrichtlijn Water. Vlaamse Milieumaatschappij, december 2009.

Waterwegen en Zeekanaal NV. (2005). Geactualiseerd Sigmaplan voor veiligheid en natuurlijkheid in het bekken van de Zeeschelde. Synthesenota. NV Waterwegen en Zeekanaal.

Wang. Z.B. & Winterwerp, J.C. (2001). Impact of dredging and dumping on the stability of ebb-flood channel systems. Proceedings of 2nd JAHR symposium on river, coastal and estuarine systems. September 2001, Obihiro, Japan, pp. 515-524.

Wolfert, H.P. (1996) Rijkswateren-ecotopen-stelsels. Uitgangspunten en plan van aanpak. DLO-Staring Centrum, Wageningen, RIZA Nota nr.:96.050.

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 O&M. Rapport Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Hoofdstuk 6: Ecologisch functioneren en diversiteit soorten

6 Ecologisch functioneren en diversiteit soorten

6.1 Inleiding

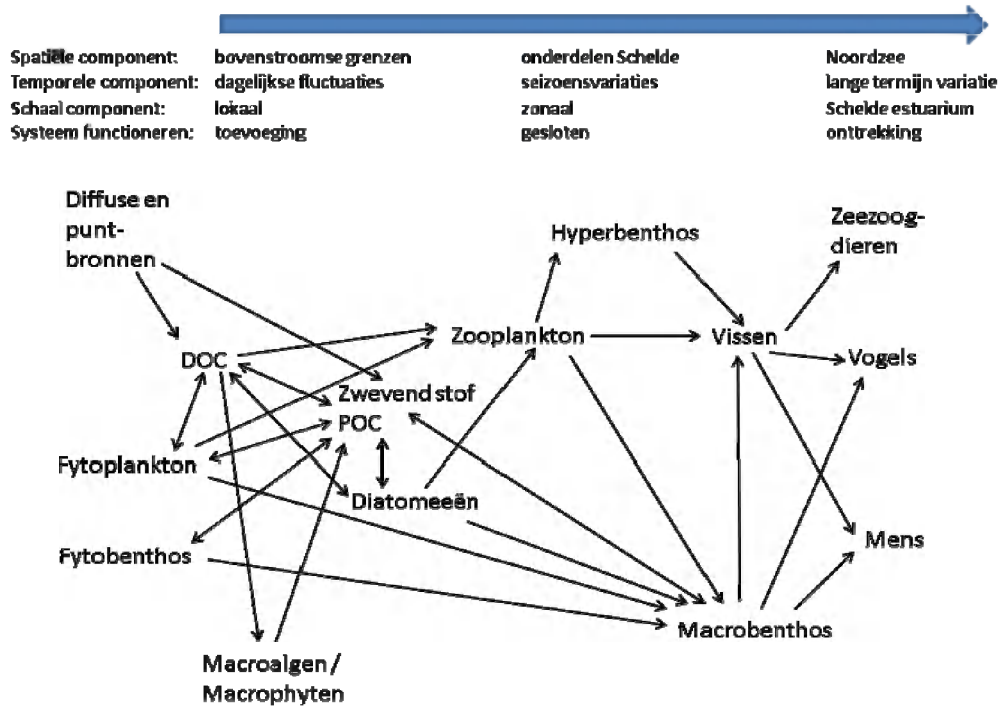
6.1.1 Achtergrond

In dit hoofdstuk wordt de evaluatie van het ecologische functioneren en de soortendiversiteit uiteengezet. Men zou dit kunnen zien als twee afzonderlijke thema's, en zo is het bij aanvang van de ontwikkeling van de evaluatiemethodiek ook uitgevoerd, maar aangezien de soorten diversiteit veelal als een indicator van de kwaliteit van het ecologische functioneren kan worden gezien, hebben we uiteindelijk de thema bij elkaar gebracht in dit hoofdstuk. De consequentie is wel dat ook de soortendiversiteit, veelal gehanteerd als evaluatie-tool voor richtlijnen en regelgevingen (zoals de Kaderrichtlijn Water en de Vogel- en Habitatrichtlijn), waarin ook iets van een waarde classificatie aan typen organismen en soorten zit, los van het feit of ze heel belangrijk zijn voor het ecologische functioneren, worden meegenomen in deze evaluatie. Zo is er duidelijk meer aandacht in de richtlijnen en met betrekking tot instandhoudingdoelen of soortbescherming van soorten met nationaal en/of internationaal belang, voor de soorten van de hogere trofische niveaus. Kortom de soorten die door de mens meer worden 'gewaardeerd' daar ze mooi worden vonden, aaibaar zijn, een commerciële functie hebben, etc.. Zo kan worden gesteld dat bijvoorbeeld een zeldzame vogelsoort veel aandacht krijgt, terwijl deze vanuit het oogpunt van ecologisch functioneren nauwelijks een rol speelt, en eenvoudig inwisselbaar zou zijn voor iedere andere soort. Verder dient er ook rekening te worden gehouden met het feit dat een systeem met een lage soortendiversiteit ook prima kan functioneren en een goede ecologische kwaliteit kan hebben. In grote lijnen kunnen we echter stellen dat op systeem niveau door de aanwezigheid van natuurlijke gradiënten in een groot aantal factoren (zie de hoofdstukken 3. Hydro- & morfodynamica en 4. Fysico-chemie), en de natuurlijke hoge diversiteit aan niches die voor komen in gezond, goed functionerend estuarien ecosysteem (zie ook hoofdstuk 5. Diversiteit habitats), dien ten gevolge de soortendiversiteit op het systeem niveau ook hoog zal zijn. Op lokaal niveau, dus bijvoorbeeld met betrekking tot de evaluatie van één segment op schaal niveau 4 (zie hoofdstuk 2 voor de spatiële indeling), hoeft dit niet het geval te zijn.

De kwaliteit van het ecologische functioneren draait om de aanwezigheid van een compleet voedselweb en de aanwezigheid van alle daarbij behorende functies en processen in een goede balans. Figuur 6.1.1 geeft een globaal overzicht van het estuariene voedselweb met daarin de belangrijkste factoren (groepen organismen). Aan de hand van het voedselweb zal het systeem functioneren worden geëvalueerd, daar er van uit wordt gegaan dat de interacties tussen componenten van het voedselweb staan voor processen en functies van het ecosysteem. Niet alleen is er spraken van interacties tussen de verschillende groepen organismen, maar er zijn uiteraard ook interacties met de omgeving, en dus alle biotische factoren die de omgeving bepalen en de kwaliteit van de omgeving beschrijven. Ook daarbij kunnen de interacties tussen groepen organismen en omgevingsfactoren staan voor processen en functies van het ecologische functioneren.

Een systeem, en het estuariene systeem in het bijzonder, wordt gekarakteriseerd door verschillende dimensies, die meespelen, en waarmee rekening dient te worden gehouden bij evaluatie. Uiteraard gaat het hier uiteindelijk om een systeem evaluatie, waar het gehele Schelde systeem als geheel dient te worden geëvalueerd. Met betrekking tot de schaal component kan dus worden gesteld dat evaluatie plaats vindt voor het gehele Schelde estuarium. Echter, om het functioneren te kunnen begrijpen en/of om inzicht te krijgen in het gehele functioneren van het systeem, is het geregeld noodzakelijk om op verschillende zones en/of locaties in te zoomen, en te beoordelen/evalueren of het functioneren of de kwaliteit al daar in orde is. Een lokale slechte kwaliteit hoeft nog niet te betekenen dat het systeem functioneren als slecht wordt beoordeeld, maar het kan een teken aan de wand zijn, een eerste indicatie, of een oorzaak van het ontbreken of minder goed functioneren van bepaalde elementen van het

systeem. Vaak kan door middel van lokale of zonale evaluatie de oorzaak van bepaalde prestaties van het ecologisch functioneren op systeemniveau, worden achterhaald, en kan lokale bijsturing of ingrijpen ook mogelijk het gehele systeemfunctioneren verbeteren. Echter met het definiëren van het Schelde-systeem worden er grenzen getrokken (zie hoofdstuk 2 voor de spatiële indeling; voor gehanteerde begrenzingen), terwijl processen daar niet ophouden. Dit betekend dat bij evaluatie van het systeem lang niet altijd kan worden gewerkt op basis van een gesloten systeem, maar dat er vaak spraken is van uitwisseling; inkomende en uitgaande stromen. De invloeden van buitenaf zullen niet worden geëvalueerd, maar zullen worden meegenomen als een gegeven, en er dient in de evaluatie wel rekening mee te worden gehouden.



Figuur 6.1.1 *Overzicht van het voedselweb van het estuarium (gebaseerd op Meire & Maris, 2008) met daarin weergegeven de belangrijkste stofstromen (→). Het ecologische functioneren draait om de interacties binnen het voedselweb, maar de invulling van het voedselweb ziet er anders uit naar gelang er wordt gekeken langs een schaal van verschillende dimensies. De 4 belangrijkste dimensies waarmee rekening dient te worden gehouden bij de evaluatie van het ecologische functioneren met als basis het voedselweb zijn; de spatiële component (welk gedeelte van het systeem wordt geëvalueerd), de temporele component (welke periode wordt geëvalueerd), de schaal component (wordt een onderdeel of het gehele systeem geëvalueerd), het systeem model (wordt het systeem af een gesloten geheel beschouwd, of vindt er uitwisseling plaats met de omgeving).*

Het voedselweb zal ook veranderingen ondergaan wanneer er van bovenstrooms naar benedenstrooms (spatiële component) wordt gekeken, daar een groot aantal gradiënten aan omgevingsfactoren in deze richting veranderen. Ook diverse organismen doorgaan deze gradiënten. Zo zullen met name de relatief immobiele levensvormen van de waterkolom zich geleidelijk met de stroom door het estuarium bewegen waarbij groei en of uitbreiding van populaties kan optreden onder gunstige omstandigheden, terwijl verder op in ongunstige omstandigheden juist weer sterfte zal optreden. Mobielere soorten 'kiezen' juist hun plaats in het systeem, maar kunnen gebruik maken van diverse onderdelen binnen de gradiënten (gebruik van verschillende habitats voor verschillende functies en/of door verschillende levensfases). Spatiële gradiënten kunnen overigens ook in de verticale richting worden onderscheiden, gaand van het leven in de bodem (het

benthische milieu) via het epi-benthische naar het pelagisch en vervolgens het leven boven de waterspiegel. Alle de onderscheiden milieus of habitats hebben zo hun eigen soortencompositie die het lokale voedselweb beschrijven, waarbij de 'locale voedelwebben' geleidelijk in elkaar overgaan, of waarbij onderdelen van het voedselweb de verschillende milieus doorlopen of ondergaan. Omdat er verschilende functies van het milieu samenhangen met verschillende activiteiten en/of levensfases van soorten die direct gerelateerd zijn aan de condities in het milieu, zullen er verschuivingen zichtbaar zijn in de soortencomposties, de interacties in het voedselweb, en belang van processen en functies in de tijd. Veelal zijn deze verschuivingen seizoen gerelateerd, maar kunnen zich ook afspelen op kleinere tijdschaal (bijvoorbeeld dag-nacht ritmiek) of grotere tijdschaal (zoals cycli die spelen over meerdere jaren).

6.1.2 Gehanteerde werkwijze

Een systeem evaluatie tracht alle voorkomende en ter zaken doende componenten, processen, veranderingen en schalen te omvatten. Met name de veranderingen die kunnen optreden door toedoen van de mens (zowel positief als negatief, denkende aan systeembeheer en effecten van gebruikersfuncties), dienen te worden opgemerkt en te worden geëvalueerd. We zijn bij de ontwikkeling van de evaluatie methodiek dan ook uit gegaan van relatief eenvoudig te meten en/of te berekenen indicatoren die idealiter wijzen in één richting (duidelijk aanwijsbare oorzaak bij verandering). In de praktijk zijn er veelal meerdere mogelijke oorzaken voor veranderingen in indicatoren, doordat de complexiteit van het systeem groot is en het aantal interacties meervoudig (echte één op één relaties zijn zeldzaam). Verder wordt de keuze van indicatoren uiteraard bemoeilijkt doordat natuurlijk niet op voorhand te bepalen is wat het systeem zal ondergaan (welke kwaliteitsverbeterende invloeden of potentieel bedreigende effecten kunnen we verwachten), terwijl de indicatoren idealiter wel op alle mogelijke actoren dienen te reageren. We zijn dan ook uitgekomen op een aantal indicatoren die vaak reageren op meerdere veranderingen. De evaluatie wordt echter op meerdere niveaus (hetzij spatieel of temporeel verschillende gescheiden segmenten of verschillende schalen) uitgevoerd, en/of er worden meerdere indicatoren geevalueerd. Hierdoor kunnen de factoren die ten grondslag liggen aan de veranderingen eventueel worden wegstrepen (uitsluiten dat factoren een rol spelen omdat dan andere indicatoren ook zouden hebben moeten veranderen). Uiteraard hebben we hierbij volop gebruik gemaakt van bestaande kennis en inzichten, en veelal reeds geteste of in gebruik zijnde indicatoren geselecteerd. Idealiter hebben we ons aangesloten bij evaluatie tools of indicatoren die reeds voor andere doeleinden dienen te worden berekend of te worden ingezet, zoals Kaderrichtlijn Water-indicatoren en waarden, of metingen noodzakelijk voor de bepaling van de ontwikkelingen ten opzichte van de Natura2000-instandhoudingsdoelen en verplichtingen. Ook zijn we uitgegaan van het bestaande monitoringnetwerken en de reeds verzamelde en in de toekomst te verzamelen gegevens. Echter de evaluatie methodiek ontwikkelende kwamen in die netwerken nog een aantal hiaten naar boven (vaak te maken met incomplete ruimtelijke of temporele dekking), of bleek dat met de huidige inzichten een beter beld zou kunnen worden verkregen bij het invoeren van nieuwe metingen. In principe kan het grootste gedeelte van de evaluatiemethodiek met het bestaande monitoring netwerk en de historische gegevens worden uitgevoerd. Hiaten worden aangegeven, en kunnen er voor zorgen dat de indicatieve waarde van bepaalde indicatoren of onderdelen van de evaluatiemethodiek achteruit gaan, maar hebben niet als consequentie dat de gehele methodiek onbruikbaar is. In de uitwerking van de evaluatiemethodiek worden er dan ook aanbevelingen gedaan met betrekking tot mogelijkheden tot verbetering, de noodzaak daarvan, dan wel de inspanning die dat met zich mee brengt.

6.1.3 Keuze van de indicatoren

Aan de basis van de evaluatie methodiek Ecologisch Functioneren staat het schematische voedselweb (figuur 6.1.1) bestaande uit de hoofdgroepen aan organismen. Interacties met andere niveaus in het voedselweb (andere biotische factoren) zijn afgewogen op belangrijkheid en dominantie is het systeem. Verder zijn de belangrijkste

factoren uit andere thema's (zie de hoofdstukken 3, 4 en 5) in kaart gebracht, die invloed kunnen hebben op de factoren in het voedselweb, of die kunnen worden beïnvloed door verandering van de factor zelf en de interacties met de belangrijkste geselecteerde factoren in het voedselweb.
De geselecteerde factoren van het voedselweb kennen in het vervolg ieder een (aparte) evaluatie waarbij een aantal indicatoren binnen iedere evaluatie worden onderscheiden, en zo tezamen het thema 'Ecologisch Functioneren en Diversiteit Soorten' uitmaken. Zoals gezegd neemt de diversiteit soorten hierin een bijzondere rol in, omdat het enerzijds kan fungeren als een indicator voor het ecologische functioneren, terwijl het anderzijds een thema kan zijn waarover we informatie willen inwinnen om te evalueren of we gestelde doelen (kunnen) gaan bereiken, los van het feit of dit de kwaliteit van het systeem bevordert. Idealiter zijn doelsoorten voor richtlijnen wel geselecteerd op basis van hun indicatieve waarde voor de systeem kwaliteit, en niet uitsluitend op grond van een bepaalde waardering op grond van hun voorkomen (habitus).
Zoals terug te vinden in het basisvoedselweb (figuur 6.1.1) zijn we uitgekomen de evaluaties van de onderdelen Primaire productie (hoofdstuk 6.2), Macrofyten (6.3), Zoöplankton (6.4), Hyperbenthos (6.5), Macrozoöbenthos (6.6), Vissen (6.7), Vogels (6.8) en Zoogdieren (6.9). Hierbij bestaat niet iedere evaluatie uit het zelfde aantal indicatoren, waarmee niet de belangrijkheid, maar eerder de indicatieve waarde van het onderdeel voor het systeem-evalueren is weergegeven. Wanneer bepaalde veranderingen al met indicatoren binnen andere evaluaties werd afgedekt, was het niet altijd meer nodig om deze te introduceren binnen een nieuwe evaluatie, ondanks dat die daar ook indicatief had kunnen zijn. We hebben zo min mogelijk gebruik gemaakt van individuele indicator soorten, omdat we er van uit gaan dat voor het ecologisch functioneren soorten in principe inwisselbaar zijn voor andere soorten met een vergelijkbare niche. In een aantal gevallen hebben we toch teruggegrepen op individuele soorten omdat deze soorten de te evalueren groep blijken te domineren, ze zeer specifieke eigenschappen hebben, problemen kunnen veroorzaken, of ze ook nog eens van commercieel belang zijn wat maakt dat er dubbele interesse is. Bij meerdere potentieel bruikbare indicatoren hebben we in de keuze laten meewegen of de benodigde meetgegevens of indicatorwaarden eventueel ook nodig zijn voor andere evaluaties binnen of buiten dit thema. Hiermee proberen we het aantal benodigde berekeningen te reduceren. We hebben gepoogd om indicatoren binnen diverse onderdelen van het voedselweb te gebruiken, omdat we hiermee een tweede doel bereiken; namelijk dat we al monitorend en evaluerend ook steeds meer van het systeem functioneren zullen gaan begrijpen. Het is dan ook mogelijk dat we op een T_0 of T_x moeten concluderen dat we met nieuwe inzichten hier en daar een onderdeel in de evaluatie beter zouden kunnen aanpassen. De evaluatiemethodiek, en zeker het thema Ecologisch Functioneren, moet dan ook worden gezien als een document wat kan gaan groeien (niet in de zin van dat het uitgebreider moet worden, maar in de zin van dat het gaandeweg kan worden verbeterd).
Het thema Ecologisch Functioneren en Diversiteit Soorten bestaat uit de volgende indicatoren (ingedeeld per evaluatie):

6.2 Primaire Productie (fytoplankton & microfytobenthos):
- -Chlorofyl a concentratie fytoplankton
- -Chlorofyl a concentratie microfytobenthos
- -Markerpigment concentraties fytoplankton
- -Markerpigment concentraties microfytobenthos
- -Primaire productie fytoplankton
- -Primaire productie fytobethos
- -Aantal *Phaeocystis* sp cellen
- -Aantal *Noctiluca scintillans* cellen

6.3 Macrofyten:
- -Schorareaal
- -Soortenrijkdom
- -Sleutensoortenrijkdom

-Sleutelsoortenabundantie
-Habitatrichtlijnsoorten

6.4 Zoöplankton:
-Totale zoöplankton biomassa
-Biomassa *Erytemora affinis*
-Soortelijk gewicht *E. affinis*
-Soortenrijkdom zoöplankton
-Soortendiversiteit zoöplankton

6.5 Hyperbenthos:
-Totale hyperbenthosbiomassa
-Soortenrijkdom hyperbenthos
-Soortendiversiteit hyperbenthos

6.6 Macrozoöbenthos:
-Totale macrozoöbenthosdichtheid
-Totale macrozoöbenthosbiomassa
-Totaal aantal macrozoöbenthossoorten
-Macrozoöbenthos gemeenschapssimilariteit
-Oligochaetenindex
-Totale schelpdierbiomassa
-Schelpdierenareaal

6.7 Vissen:
-Totaal aantal soorten
-Totaal aantal individuen
-Estuarien residente soorten en individuen
-Diadrome soorten en anadrome individuen
-Mariene seizoensgasten soorten en individuen
-Marien juveniel migrerende soorten en individuen
-Benthische soorten en individuen
-Habitat gevoelige soorten en individuen
-Habitatfragmentatie gevoelige soorten en individuen
-Gespecialiseerde ei-afzettende soorten en individuen
-Verontreiniging intolerante soorten en individuen
-Piscivore soorten en individuen
-Omnivore individuen
-Abundantie + lengteverdeling van Spiering en Fint
-Abundantie Bot en Puitaal
-Abundantie Haring en Schol
-Seizoenale dynamiek van marien-estuariene vissen
-Natura 2000 soorten

6.8 Vogels:
-Aantal steltlopers en bergeenden
-Aantal omnivore eenden
-Aantal herbivore eenden, rallen en ganzen
-Aantal piscivore vogels
-IHD Zeeschelde broedvogels
-IHD Westerschelde broedvogels
-IHD Westerschelde niet-broedvogels
-IHD Zeeschelde niet-broedvogels

6.9 Zoogdieren:
-Aantal Gewone Zeehonden
-Aantal Bruinvissen

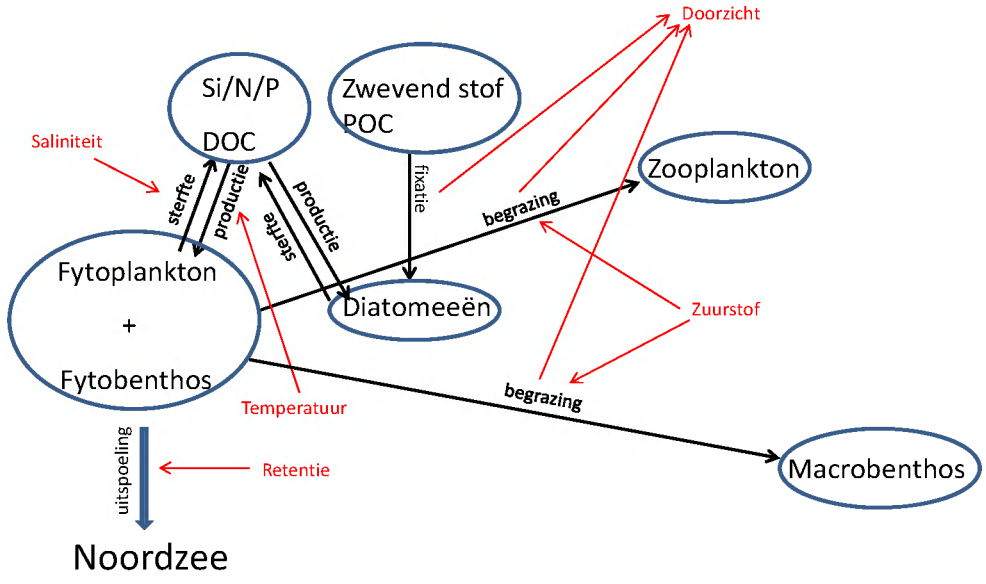
De afleiding en afweging van de indicatoren, en hun indicatieve waarde wordt verduidelijkt in de afzonderlijke hoofdstukken per evaluatie.

6.2 Primaire Productie

- Fytoplankton & Microfytobenthos

6.2.1 Achtergrond

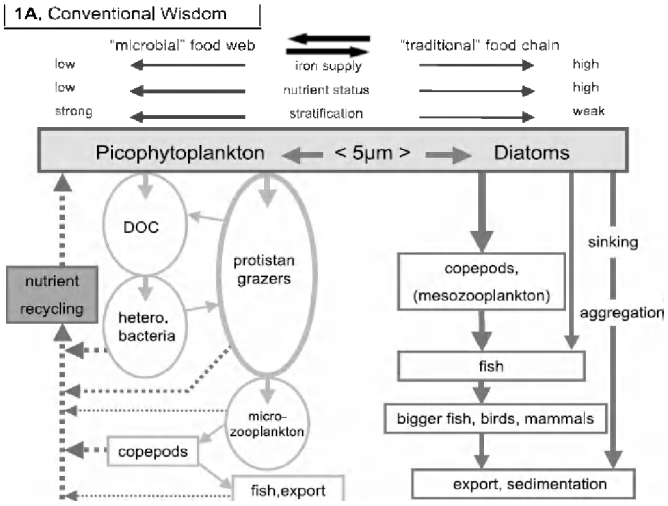
De primaire productie vormt de basis van een ecosysteem omdat het zorgt voor de input van organisch materiaal in het ecosysteem via de fotosynthese en opname van nutriënten. De primaire productie bepaalt zo in belangrijke mate de grenzen van de draagkracht. Veel primaire productie kan leiden tot zowel 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 zuurstof tekorten 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 & Maris, 2008).



Figuur 6.2.1 *Overzicht van de belangrijkste stofstromen (→) in het voedselweb rond het Fytoplankton en het Microfytobenthos, en de belangrijkste factoren (in rood) met invloed op of beïnvloed door de factoren Fytoplankton en Microfytobenthos.*

Aan de basis van het voedselweb staan de primaire producenten: het fytoplankton en microfytobenthos (beiden zullen in de evaluatiemethodiek Primaire Productie worden geëvalueerd). Diatomeeën (ook wel kiezelwieren) kunnen in zowel pelagische als benthische vorm in het estuarium worden aangetroffen (en dus deel uitmaken van het fytoplankton en het microfytobenthos). Zoals weergegeven in figuur 6.2.1, spelen diatomeeën een belangrijke rol in de nutriënten opname in het voedselweb en de fixatie van nutriënten uit de waterkolom naar het sediment. Hiermee bufferen zij in feite het systeem voor potentiële fytoplankton (probleemalgen) bloeien ten gevolge van verrijking van het systeem. De competitie tussen diatomeeën en bloeialgen wordt voornamelijk bepaald door het silicium (DSi) aanbod (zie tevens de hoofdstukken 4.3. Nutriënten en organische belasting en 6.3. Macrofyten). De potentiële probleem algen (of plaagalgen) maken uiteraard ook deel uit van de primaire productie in de waterkolom. Een soort die met name aan het einde van het voorjaar het mariene deel van de Westerschelde

volledig kan domineren, is de haptofyt *Phaeocystis* sp.. De primaire productie van deze soort kan dan 50% van de totale primaire productie bedragen. Sommige algensoorten kunnen zelfs toxisch zijn voor hogere trofische niveaus (zoals dinoflagellaten of cyanobacteriën). Veranderingen in samenstelling en abundantie bij primaire producenten kunnen zich daarom vertalen in verschuivingen in het gehele voedselweb. Anderzijds bepaald de primaire productie in hoge mate de draagkracht van het systeem voor de hogere trofische niveaus. Het zoöplanktonzoöplankton 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). Verder zijn er een aantal factoren die de productie en sterfte processen met betrekking tot het fytoplankton en het microfytobenthos bepalen. Zo zijn de soorten van het fytoplankton en microfytobenthos 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, waardoor massale sterfte op treed. Anderzijds 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 zuurstof condities, die juist sterk kunnen worden beïnvloed door de sterfte van algen.

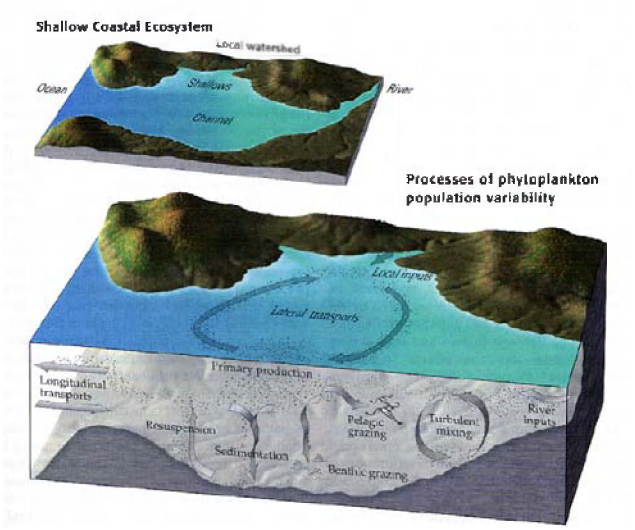


Figuur 6.2.2 *Schematisch pelagisch voedselweb met 'microbial loop' (links) en de meer klassieke voedselketen (rechts), afkomstig uit Barber & Hiscock (2006). In deze evaluatie nemen we de klassieke voedselketen als uitgangspunt (zie figuur 6.2.1), er van uit gaande dat wanneer het klassieke voedselweb compleet is, het microbiële voedselweb ook goed zal draaien.*

Fytoplankton:

Wanneer we meer inzoomen op de rol van het fytoplankton in het systeem, dan kunnen we stellen dat de samenstelling van het voedselweb afhankelijk is van zowel bottom-up-factoren als van top-down-factoren. 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 (Fig. 6.2.2). 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 &

Goering 1967; Dugdale & Wilkerson 1986; Dugdale et al., 1990; Underwood & Kromkamp, 1999). In systemen gekenmerkt door upwelling, 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 nutriënt situaties 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 fytoplankton gemeenschap 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 microbiele 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, troebelheid, toxische stoffen), hydrodynamica (verblijftijden) en 'global change' (zie o.a. de hoofdstukken 3.2. Hydrodynamiek, 4.3. Nutriënten en organische belasting, 4.4. Lichtklimaat, 4.5. Temperatuur, en 4.7. Toxische stoffen).



Figuur 6.2.3 Een overzicht van de verschillende krachten in een estuarium. Afkomstig uit Cloern (1996).

Figuur 6.2.3 schets de rol van de verschillende krachten die een invloed uitoefenen op de beschikbaarheid van nutriënten en lichtinval (via turbulente menging en SPM en mogelijke stratificatie) beschikbaar voor de primaire producenten en de andere trofische niveaus. Monitoring voor ecologisch functioneren kan dus niet los gezien worden van monitoring van algemene fysico-chemie van water en bodem. Hierbij moet ook bedacht worden dat microverontreinigingen en zware metalen direct en indirect de effecten van eu- en oligotrofiëring kunnen beïnvloeden. Enerzijds kunnen deze stoffen de primaire producenten rechtstreeks remmen in hun groei, anderzijds kunnen de toxische stoffen de grazers van de algen benadelen (zie hoofdstukken 6.4. Zoöplankton en 6.6. Macrozoöbenthos) waardoor de graasdruk kan wegvallen en de algenbiomassa groter kan worden.

Een belangrijk aspect van het fytoplankton is de soortensamenstelling (functionele groepen). De vetzuursamenstelling van algen lijkt grote invloed te hebben op hun

voedingswaarde voor hoger trofische niveaus. Vooral de aanwezigheid van de langere onverzadigde vetzuren eicosapentaeenzuur (EPA, 20:5,n-3) en docosahexaeenzuur (DHA, 22:6,n-3) lijken hierbij van belang. Vooral diatomeeën en haptofyten lijken over de goede vetzuren te beschikken, terwijl groenwieren en cyanobacteriën een minder goede vetzuursamenstelling (kortere vetzuren) lijken te hebben (Dijkman & Kromkamp, 2006; Dijkman et al., 2009). Figuur 6.2.4 geeft een mooi voorbeeld van het belang van de samenstelling van het fytoplankton in relatie tot de productiviteit van het zoöplankton. De relatie tussen de groei van het zoöplankton en de vetzuursamenstelling (EPA) blijkt veel sterker te zijn dan de relatie tussen groei en de kwantiteit aan C, N of P (Brett & Muller-Navarra, 1997). Het is hierom van belang inzicht te hebben in de samenstelling van het fytoplankton op basis van de functionele groepen. Om die reden is bij de indicatoren aandacht besteed aan de analyse van markerpigmenten: m.b.v. deze markerpigmenten kan de functionele groepsamenstelling worden bepaald. Deze analyse is eenvoudig uit te voeren (een verfijning van de HPLC-chlorofyl analyse) omdat m.b.v de extractie al deze markerpigmenten tegelijkertijd worden geëxtraheerd en kunnen worden geanalyseerd

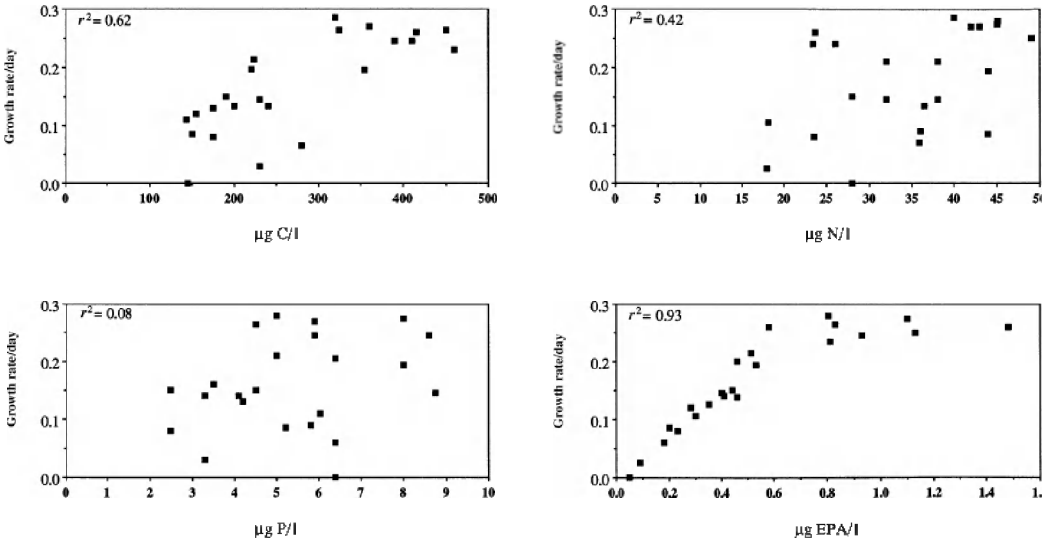


Fig. 2 The relationship between seston C, N, P and highly unsaturated fatty acids (HUFA) content and *Daphnia* growth in Schöhsee, Germany (from Müller-Navarra, 1995b). All seston was passed through a 30-µm screen prior to adding to the flow-through system. Each observation represents one experiment lasting 6 days.

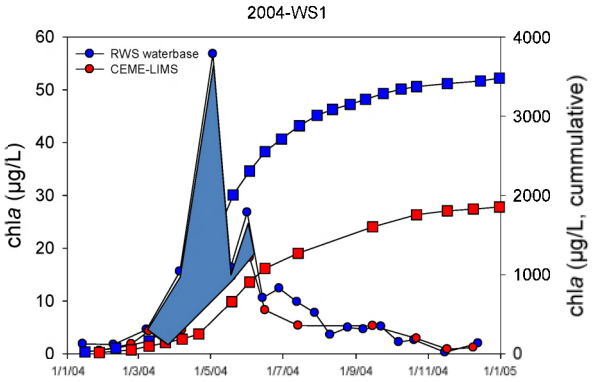
met hetzelfde systeem.

Figuur 6.2.4 *Relatie tussen de groei van zoöplankton en de hoeveelheid aan seston C, N, P en EPA. Afkomstig uit Brett & Muller-Navarra (1997).*

Fytoplanktonbiomassa in relatie tot de primaire productie:

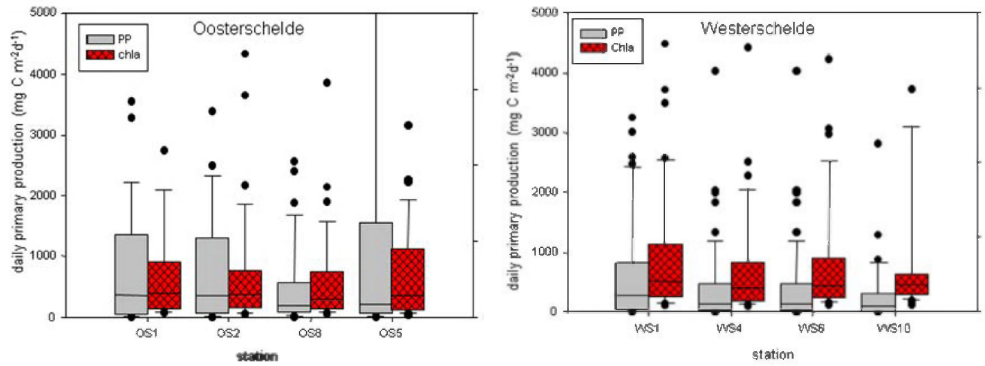
Ongeveer de helft van de primaire productie op Aarde wordt door het fytoplankton voor zijn rekening genomen (Field et al., 1998). Fytoplankton maakt echter ongeveer 1% van de totale biomassa aan levend koolstof uit. De consequentie hiervan is dat de turnovertijd van fytoplankton heel hoog is in vergelijking met de turnovertijd van de terrestrische primaire producenten. Zoals ook al uit figuur 6.2.2 is af te leiden, is de fytoplanktonbiomassa te beschouwen als een fluxvariabele; het resultaat van groei of primaire productie en verliesprocessen. De turnovertijd 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. Zoals blijkt uit figuur 6.2.5 waar 2 parallel lopende monsterprogamma's met verschillende monster intensiteit worden vergeleken, heeft dit consequenties voor het gewenste monitoringsprogramma, omdat bij 'undersampling' de

gemiddelde chlorofyl-concentratie veel lager kan uitpakken dan dat die in werkelijkheid is. Idealiter dient er dus een monitoringspramma te worden opgezet dat gebruikt maakt van continu metingen (zie kader over fluorometrie elders in dit hoofdstuk).



Figuur 6.2.5 Dynamiek in chlorofyl a biomassa (circels) gemeten door RWS (blauw) en CEME (rood). De vierkantjes geven de cumulatieve chl-getallen. Doordat het CEME minder frequent monsterde miste het de piek in de fytoplankton bloei, en als gevolg hiervan is het (gewogen) jaargemiddelde berekend m.b.v. CEME waarden 50% van die van de RWS waarde. Het door het CEME gemiste deel is blauw ingekleurd. Afkomstig uit Kromkamp & Van Engeland (2010).

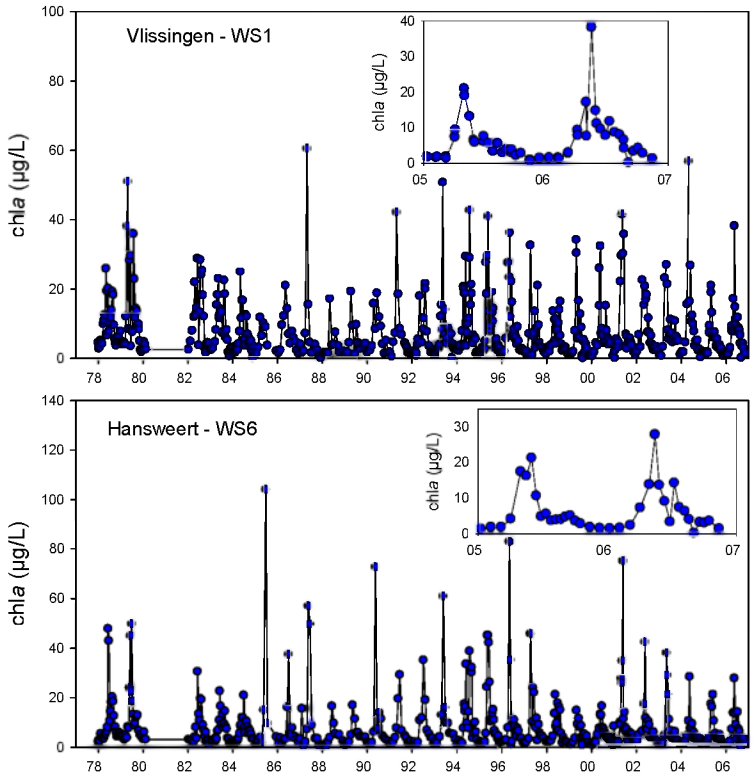
Omdat de fytoplanktonbiomassa door zowel bottom-up-factoren (nutriënt- of lichtlimitatie en temperatuur) als door top-down-factoren (begrazing, virusinfecties, lysis, etc) wordt beïnvloed, kan de hoeveelheid primaire productie per gemeten biomassa aan fytoplankton sterk verschillen. Figuur 6.2.6 laat 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.



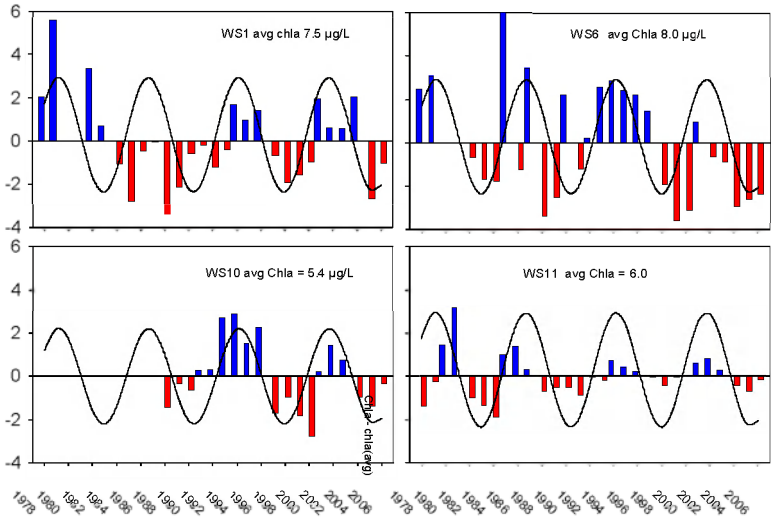
Figuur 6.2.6 Primaire productie (PP) met bijbehorende fytoplankton biomassa (chl-a) voor stations in de Oosterschelde en de Westerschelde. Hoewel de chlorofyl concentraties in beide estuaria nauwelijks van elkaar lijken te verschillen, is de primaire productie in de Oosterschelde duidelijk hoger. Hieruit blijkt dat de fytoplanktonbiomassa niet zomaar als proxy voor de primaire productie kan worden gebruikt zonder inzicht in de relaties tussen primaire productie en fytoplankton biomassa.

Vanwege de grote locale invloeden vertonen kustecosystemen grote variatie in de fenologie van de algenbloei. Sommige systemen vertonen een regelmatige patroon zoals de jaarlijks terugkerende voorjaarsbloei (bijv. de Westerschelde), terwijl sommige patronen een door “events” gedreven patroon vertonen, zoals Tampa bay waar grote stormen/hurricanes het dominerende element in de tijdsreeksen van fytoplankton biomassa vormen. Figuur 6.2.7 laat als voorbeeld het verloop in chl-*a* zien bij Vlissingen

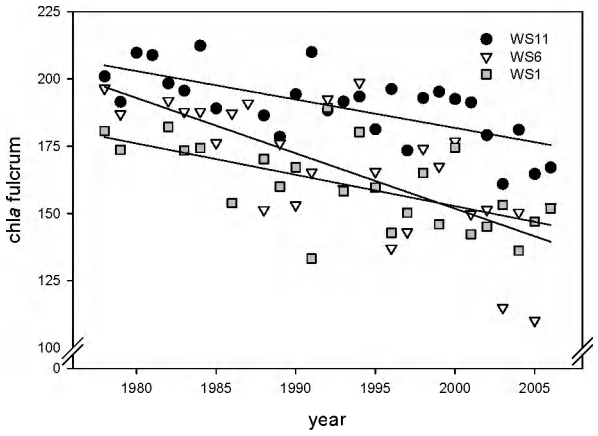
en Hansweert in de Westerschelde. Duidelijk is het regelmatige patroon te zien van de jaarlijks terugkerende voorjaarsbloei te zien, die stroomopwaarts langzaam in een zomerbloei verandert. Ondanks dit regelmatige patroon is ook de zien het maximum van de bloei van jaar tot jaar varieert. Om die reden is nader gekeken naar de variatie van jaar tot jaar, gebruik makend van jaargemiddelde chl-*a* concentraties. Als de anomalieën (positieve of negatieve afwijkingen van het langjarig gemiddelde worden berekend dan lijkt er een duidelijke periodiciteit aanwezig in de jaargemiddelde fytoplankton biomassa. Spectraal analyse en 'wavelet'-analyse bevestigen beiden deze periodiciteit met een periode van ongeveer 7 jaar (Figuur 6.2.8). De oorzaak van deze periodiciteit lijkt gekoppeld aan periodiciteit in rivierafvoer. Ondanks deze periodiciteit vertoont het langjarig-gemiddelde geen significante toe- of afname, afgezien van het station WS11 op de Vlaams-Nederlandse grens (wat een afname te zien gaf, waarschijnlijk een gevolg van een toename in begrazing veroorzaakt door een toename in copepoden, die op hun beurt weer profiteerden van de verbeterde zuurstof omstandigheden).



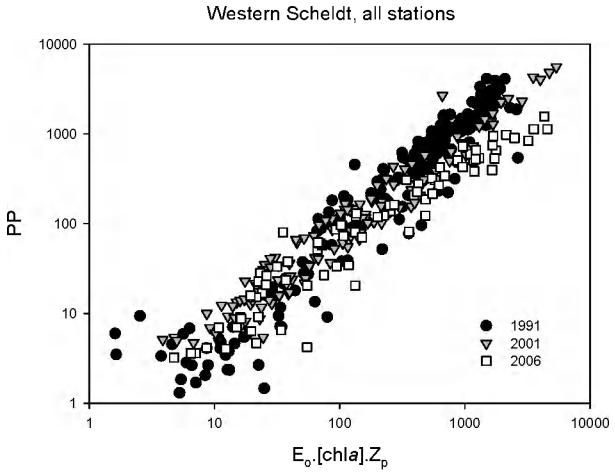
Figuur 6.2.7 *Chlorofyl a tijdreeksen voor 2 monsterlocaties in de Westerschelde. Afkomstig uit Kromkamp & Van Engeland (2010).*



Figuur 6.2.8 *Tijdserie in chla anomaliën. Jaren waarbij het jaargemiddelde groter is dan het langjarig gemiddelde zijn blauw, terwijl jaren met minder dan het gemiddelde rood zijn gekleurd. De sinus geeft de periodiciteit weer. Uit Kromkamp & Van Engeland (2010).*



Figuur 6.2.9 *Analyse van de dag waarop het cumulatief chl-a gehalte 50% van het totaal bereikt, overeenkomend met die dag waarbij het gemiddelde voor en na die dag hetzelfde is. Uit Kromkamp & Van Engeland (2010).*



Figuur 6.2.10 *Relatie tussen de 'Cole & Cloern' parameter (het product van de dagelijkse instraling, de chl-a concentratie en de fotische diepte, en de gemeten primaire productie. Vooral in 2006 is de regressiecoefficient a in de vergelijking flink afgenomen t.o.v. eerdere jaren.*

Door het cumulatief verloop van de chl-*a*-concentratie te berekenen kan met een eenvoudige sigmoïdale fit de dag berekend worden waarop het fytoplankton 50% ("D50") van zijn jaarlijkse biomassa bereikt. Een analyse van deze gegevens voor de stations Vlissingen (WS1), Hansweert (WS6) en Doel/grens (WS11) over de periode 1978-2006 laat zien dat in alle stations deze dag naar voren schuift in de tijd: met ongeveer 1.1 dag/jaar voor WS1 en WS11, en met 2 dagen/jaar voor WS6: dit komt overeen met een vervroeging van de bloei van 1-2 maanden in de geanalyseerde periode van bijna 30 jaar. Een vergelijkbare analyse werd gedaan op het begin en het einde van de bloei. Dat leverde een complex beeld op: in Vlissingen vindt de verschuiving van D50 vooral plaats door een eerder einde aan de bloei waardoor de bloeiperiode afneemt van 130 naar 100 dagen. In Hansweert vervroegen zowel de start als het eind van de bloei en aan de grens start de bloei eerder maar verandert het eind van de fytoplanktonbloei niet, waardoor de bloeiperiode toeneemt van 100 naar 140 dagen.
De vraag is of deze grote veranderingen in de fenologie van de bloei gevolgen hebben voor de mogelijke primaire productie. Veel primaire productie metingen zijn er niet van de Westerschelde maar Kromkamp & Peene (2005) vergeleken de productie in 1992 en 2001 en concludeerde dat die niet wezenlijk verandert was. In dit en een eerder artikel (Kromkamp et al., 1995) werd ook aangetoond dat de primaire productie (PP) redelijk kon worden geschat m.b.v. een simpel empirisch model volgens Cole and Cloern (1987):

$$PP = a * E_a * (chla) * \frac{4.6}{k_d} + b$$

, waarbij a en b empirische 'fit' constanten zijn en $4.6/k_d$ gelijk is aan de fotische diepte (1% lichtdiepte).

"Actieve Fluorometrie":

De fotosynthese activiteit is ook te meten m.b.v. actieve fluorescentietechnieken. Een klein deel van het door algen (1-5%) geabsorbeerde licht wordt weer uitgezonden in de vorm van fluorescentie. Van dit principe maken eenvoudige fluorometers gebruik (bijvoorbeeld die op een CTD) om de hoeveelheid algen te kwantificeren. Echter, de kwantum efficiëntie van de fluorescentie is niet constant, maar hangt af van de fotosyntheseactiviteit. Na een donker adaptatie zijn de fotosynthese reactiecentra open en is de fluorescentie (per eenheid chla, eigenlijk per fotosysteem II (PSII) minimaal (F_o). Als alle PSII reactiecentra worden gesloten is de fluorescentie maximaal (F_m). Dus, in het donker is de fluorescentie gedoofd (gequenched), en dit komt vooral omdat de geoxideerde vorm van Q_A, de 1ste stabiele electronen acceptor in PSII de fluorescentie quenched. Als Q_A wordt gereduceerd in het licht neemt de quenching af en de fluorescentie dus toe. Slimme fluorometers (zoals de PAM of the FastTracka (een Fast Repetition Rate Fluorometer) geven een korte puls met een zeer hoge lichtintensiteit (een aantal malen de intensiteit van zonlicht) om Fm te meten. Uit F_o en F_m kan de maximale quantum efficientie van PSII gemeten worden (F_v/F_m):

$$F_v/F_m = (F_m - F_o)/F_m$$

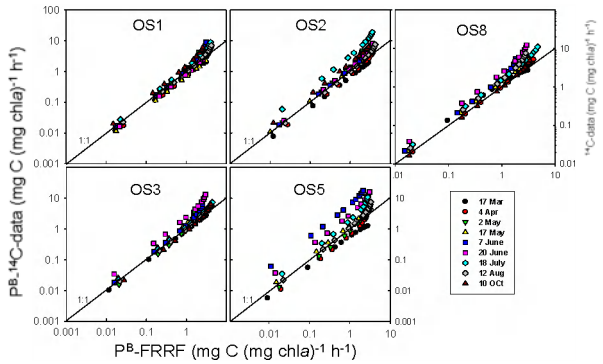
Op dezelfde manier kan de effectieve quantumefficiëntie gemeten worden:

$$\Delta F/F_m' = (F_m' - F_s)/F_m'$$

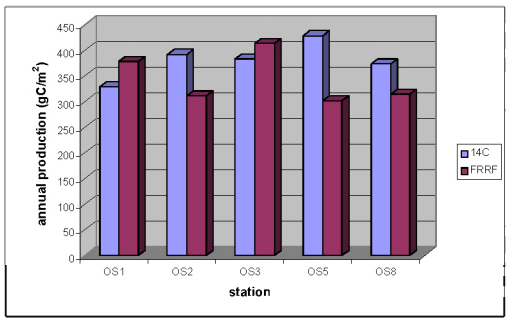
waarbij F_m' de maximale fluorescentie is in de lichtgeactiveerde toestand en F_s de "steady state" fluorescentie in het licht. Door $\Delta F/F_m'$ te vermenigvuldigen berekent men de relatieve snelheid van het fotosynthetisch electronen transport. Het is relatief omdat het gebaseerd is op invallend licht en niet op geabsorbeerd licht. M.b.v. de FastTracka kan de functionele absorptiedoorsnede σ_{PS2} gemeten worden. Dit is een maat voor de hoeveelheid licht die wordt geabsorbeerd EN gebruikt voor fotosynthetisch electronen transport. M.b.v. deze parameters kan de CO_2 fixatie als volgt gemeten worden:

$$P^B(mgC(mg\ chla)^{-1}h^{-1}) = E \bullet \frac{\Delta F}{F_M'} \bullet \sigma_{PS2} \bullet n_{PS2} \bullet \Phi_e$$

Hierbij is E de lichtintensiteit, n_{PS2} het aantal PSII eenheden per mg chlorofyl *a* (er wordt meestal aangenomen dat er 1 PSII per 500 mol chl-*a* is, dus n_{PS2}=0.002), en Φ_e de electron yield voor C-fixatie (mol CO_2/mol electrons)). Vergelijking 6.2.3 is toegepast om uit de FRRF metingen om de C-fixatie te schatten. De data in Fig. 6.2.11 zijn in 2005 bepaald voor de in de Oosterschelde, waarbij aan boord fotosynthese lichtcurves m.b.v. een geautomatiseerde FRRF opstelling zijn gemeten. Zoals te zien in Fig. 6.2.11 liggen de meeste data iets boven de 1:1 lijn, hetgeen betekent dat de 14C-data schattingen iets hoger zijn dan de FRRF schattingen. Verder valt op dat het verband vrijwel seizoensonafhankelijk is (m.u.v. OS5) en dat de stations erg op elkaar lijken. Uit de regressiecoëfficiënten is 1 gemiddelde regressiecoëfficiënt bepaalt. Deze regressiecoëfficiënt is op te vatten als een correctiefactor op de aannames voor de waarden van de parameters n_{ps2} en Φ_e. M.b.v. deze gemiddelde correctiefactor werd vervolgens opnieuw de jaarproductie geschat (gC/m^2) geschat. De gemiddelde verschillen zijn < 10%, m.u.v. station OS5 (in de Noordelijke tak bij de Keeten Krabbenkreek), waarbij een aantal uitschieters waren veroorzaakt door een aantal foutieve C14 metingen en een aantal metingen met de FRRF in een oppervlaktelaag van de zoetwater-cyanobacterie *Microcystis*, die kennelijk door de sluizen in de Philipsdam de noordelijke tak waren ingedreven. Uit dit resultaat mag blijken dat de door het CEME ontwikkelde geautomatiseerde FRRF opstelling een veelbelovende manier lijkt om de primaire productie te monitoren. Op basis van deze resultaten is een FP7-EU project gehonoreerd waarin het CEME o.l.v. J.C. Kromkamp probeert een geautomatiseerd en autonoom platform te ontwikkelen wat kan worden ingezet op "ships of opportunity", het liefst in combinatie met een ferrybox. Meer info kan worden gevonden op www.protool-project.eu.



Figuur 6.2.11 Relatie tussen C-fixatie gemeten m.b.v de FRRF (X-as) en de met de C14-methode gemeten C-fixatie (Y-as) voor 5 stations in de Oosterschelde in verschillende perioden van het jaar 2005. Data Kromkamp (unpublished).



Figuur 6.2.12 Vergelijking jaarproductie gemeten m.b.v. de C14-techniek en de FRRF (dezelfde correctiefactor voor alle stations). Data Kromkamp (unpublished).

Zoals aangegeven is het zeer waardevol om wanneer beschikbaar continu metingen te gaan gebruiken voor de evaluatie van primaire productie. Vooralsnog is de methodiek echter nog niet voldoende uitgewerkt, en wordt er nog niet standaard op deze manier gemonitoord. In het ideale geval kan de PROTOOL methodiek in de Westerschelde (verder) worden ontwikkeld naast het toepassen van de monitoring via de gebruikelijke C14-methode. Wanneer gereed zou dan tzt de C14 methode kunnen worden vervangen door de PROTOOL methodiek. Voor als nog gaat deze evaluatie uit van de bestaande methodiek en het bestaande monitoring programma; maar er zal worden aangegeven waar de evaluatie in de toekomst kan worden verbeterd (daar een volwaardige evaluatie primaire productie op dit moment eigenlijk niet mogelijk is).

M.b.v. deze relaties (verkregen via J.C. Komkamp) heeft RWS in het verleden ook de primaire productie geschat voor de MOVE-rapportage. De vraag is echter hoe geldig dit model is. Sinds 2006 wordt de primaire productie in de Westerschelde weer bepaald door het CEME, gebruikmakend van de klassieke C14-methode en m.b.v. een actieve fluorescentietechniek (zie kader). De resultaten laten zien dat de P:B-ratio vooral russen 2001 en 2006 flink is verandert. De regressie-coefficient a in vergelijking is afgenomen van 1.3 in 1991 via 1.0 in 2001 naar 0.3 in 2006. Dit betekent dat de primaire productie sinds 2001 slechts 30% van die in 2001 bedraagt: dit is een enorme afname in de primaire productie en dus een enorme afname in de draagkracht. Was 2006 een afzonderlijk jaar of is er sprake van een trend? Alleen PP-monitoring kan deze vraag beantwoorden omdat er geen enkele manier is die de veranderingen in de regressiecoëfficiënten van vergelijking kan voorspellen.

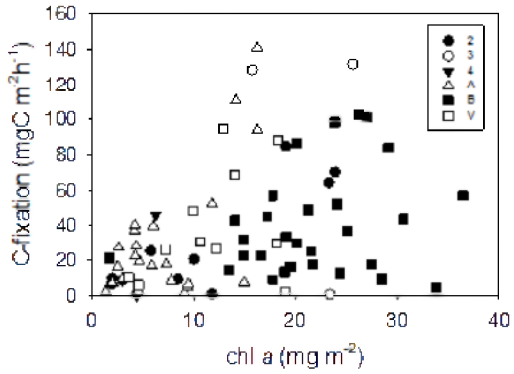
Microfytobenthos:

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 & 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 stabilizeren ze het sediment (Paterson, 1989; Underwood & Kromkamp, 1999; Underwood & Paterson, 2003). Behalve stabilisatie van het sediment vangt het EPS ook fijn sediment in, waardoor het lichtklimaat in de waterkolom verbeterd.

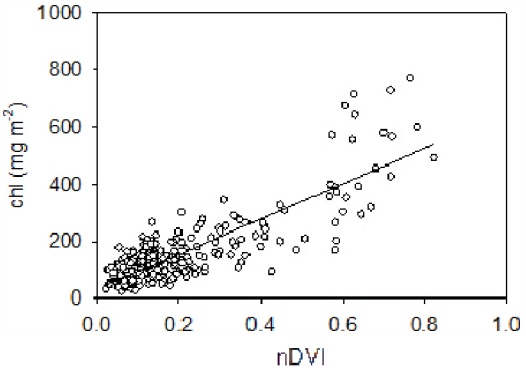
Meten van MPB primaire productie

Er zijn verschillende technieken beschikbaar zijn om primaire productie van MPB 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.

Metingen door middel van de 14C-methodiek in overeenstemming met de fytoplanktonmetingen zijn voor een aantal locaties in het Schelde estuarium beschikbaar. Hierbij wordt de bovenste laag van een aantal cores gepooled, verdund m.b.v. gefiltreerd sitewater (slurry) en vervolgens geïncubeerd in een fotosynthetron (Barranguet & Kromkamp, 2000). Met behulp van de fotosyntheseparameters en aannames voor de verticale verdeling van het microfytobenthos en de lichtverzwakkingscoëfficiënt van het sediment kan vervolgens de dagelijkse primaire productie worden berekend. Een complicerende factor hierbij is echter dat rekening gehouden moet worden met het getij. In de meeste gevallen zal bij hoogwater de productie van het MPB nihil zijn, gezien de troebelheid van het water. Een andere methode is het gebruik van zuurstof microelectrodes die zeer gevoelig zijn voor patchiness op kleine schaal. Het meten van zuurstofmicroprofielen bij verschillende lichtintensiteiten neemt veel tijd in beslag, en vervolgens moeten bij het fitten ook aannames gemaakt worden over de porositeit van het sediment. Dan is er nog de light-dark shift techniek (Revsbech & Jørgensen, 1983) die wellicht beter werkt, maar zeer tijdrovend is en ook niet geschikt voor routine monitoring. RWS baseert schattingen van MPB primaire productie op de biomassa en de instraling. Zoals te zien in figuur 6.2.13 is de relatie tussen MPB biomassa (chl-*a*) en de primaire productie (gemeten als C-fixatie in een slurry) niet zo goed.



Figuur 6.2.13 Relatie tussen MPB biomassa (chl-a) en gemeten C-fixatie. Data Barranguet & Kromkamp (2000).

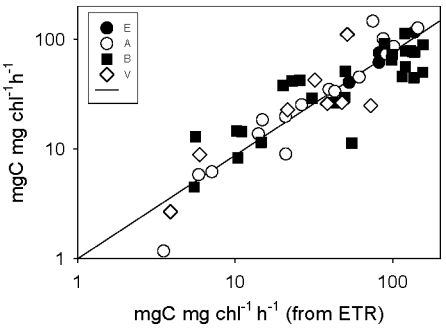


Figuur 6.2.14 Relatie tussen de nDVI en het chlorofyl in een aantal Europese estuaria (Kromkamp et al., 2006):

$$nDVI = \frac{R750 - R675}{R750 + R675}$$

Alternatieve methodieken voor het meten van MPB-biomassa zijn gebaseerd op optische technieken m.b.v. fluorometrie (bijv. m.b.v. een PAM (F_o)) of door toepassing van spectrale reflectie. De laatste techniek heeft de voorkeur omdat die onderhevig is aan veranderingen in de fluorescentie-efficiëntie. In een vergelijk van MPB populaties in verschillende Europese estuaria bleek dat de hoeveelheid chl-*a*, gemeten m.b.v. de contact-core-techniek, goed geschat kon worden m.b.v. van de normalised difference vegetation-index (nDVI). Er was geen significant verschil in de relatie tussen de nDVI en het chl*a*-gehalte van het sediment van de verschillende estuaria.

De relatie verklaarde 71% van de variatie. Latere toepassing in de Westerschelde (Kromkamp & Forster, unpublished) liet zien dat de r^2 van de relatie kon worden verbeterd naar 0.84, waardoor m.b.v. deze techniek een goede schatting van de MPB-biomassa mogelijk lijkt. Uiteraard zal de relatie op ieder nieuw systeem opnieuw moeten worden gecalibreerd omdat niet a priori kan worden aangenomen dat voor ieder estuarium hetzelfde verband geld.
Net als voor het fytoplankton is het ook mogelijk om de primaire productie van het MPB te schatten m.b.v. actieve fluorescentietechnieken (Kromkamp & Forster, 2006). Figuur 6.2.15 laat het verband zien tussen de geschatte en gemeten C-fixatie m.b.v. de slurry-techniek (Barranguet & Kromkamp, 2000).
De C-fixatie gemeten met de PAM is als volgt berekend: $P^B = EE \times \Delta F/F_m' \times E$, waarbij E de lichtinstraling is, $\Delta F/F_m'$ de fotosynthese efficientie gemeten met de PAM en EE een empirische conversiefactor (die voor alle 4 getoonde stations (zowel uit Oosterschelde als Westerschelde) gelijk was (Barranguet & Kromkamp 2000). Deze resultaten laten zien dat een snelle bepaling van de primaire productie in principe mogelijk is m.b.v. een PAM-meting. Berekening van de totale primaire productie vereist kennis van de horizontale en verticale verspreidingspatronen en overstromingsduur. Deze relatie kan worden verbeterd door gebruik te maken van F_o als indicator voor de biomassa in de fotische diepte (Serodio 2003; Forster & Kromkamp 2004). De realatie wordt dan:
$P^B = F_o \times EE \times \Delta F/F_m' \times E$



Figuur 6.2.15 Relatie tussen gemeten en geschatte C-fixatie via ETR metingen m.b.v. een PAM (Barranguet & Kromkamp, 2000). De symbolen zijn voor verschillende stations in zowel de Westerschelde als de Oosterschelde.

Momenteel wordt gebruik gemaakt van de C14-fixatie volgens de slurry techniek, op een aantal stations. Ook voor de evaluatie van de primaire productie van het MPB zijn we aangewezen op de beschikbare gegevens en de momenteel uitgevoerde monitoring. Echter ook in het geval van MPB zou het zeer waardevol zijn om de monitoring uit te breiden met een andere techniek; in dit geval met PAM-metingen (rapid light curves).
Verder is een op remote sensing gebaseerde techniek momenteel in ontwikkeling die het voordeel zal hebben dat die eenvoudig gebiedsdekkend kan worden ingezet. Deze techniek vereist nog calibratie m.b.v. reflectiespectra en contact cores volgens Van der Wal et al. (2010), waarbij idealiter ook een vergelijking kan worden gemaakt met C14- en PAM-metingen, zodat eventueel zou kunnen worden besloten om voor de monitoring over te stappen op een andere methodiek, en een latere evaluatie op basis van remote sensing gegevens uit te voeren.

Er zijn drie vormen MPB:

- epipsammon, MPB (vnl kleine pennate diatomeeën < 10 µm), die zich stevig aan zandkorrels hechten. Dit type MPB vindt men vooral in de gebieden met een grotere getijde-energie.
- epipelon. Dit bestaat vooral uit pennate diatomeeën, vaak groter dan 10 µm. Deze pennate diatomeeën vertonen verticale migratie. Die 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 het oppervlakte als het laagwater overdag valt. Epipelon vindt met vooral op het zachtere sediment wat een hoog silt/fijn zand gehalte heeft.
- Tychoplanktonisch MPB: Deze algen hebben zowel een bentische als pelagische levenswijze.

Het belang van MPB in estuaria is dus voor een deel afhankelijk van het oppervlak aan intergetijdengebied. Daarnaast is het type sediment belangrijk: Epipelon is meestal in hogere concentraties aanwezig dan epipsammon en epipelische diatomeeën dragen een eigen, deels benthisch voedselweb (slakken als *Hydrobia* sp., garnaaltjes als *Corophium* sp., en predatoren als zagers (*Nereis* sp.)). In zandigere sedimenten vind men vooral borstelwormen als *Arenicola* sp. en soorten met filtrerende voedingswijze waaronder vele schelpdiersoorten. De organismen van zandigere sedimenten zijn vooral afhankelijk van het fytoplankton.
Door het verschijnsel van verticale migratie en variabele sedimentsamenstelling is het moeilijk om de microfytobenthos biomassa op de schaal van een getijdeplaat te meten. Vroeger had RWS voor de gehele Westerschelde een intensief programma met vele raaien dat maandelijks werd bemonsterd. Nu wordt naar verluid nog 4x per jaar het MPB bepaald op dezelfde locaties als voorheen. In Vlaanderen wordt het MPB intensiever bemonsterd. Een intensieve monitoring van het MPB is ook 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 MPB niet gemeten, en in de (Zee)schelde en haar zijrivieren wordt daar binnenkort mee begonnen. In het verleden heeft het CEME wel productie gemeten, maar niet systematisch.

6.2.2 Indicatoren

De evaluatiemethodiek Primaire Productie is opgebouwd rond de twee van elkaar te scheiden onderdelen op basis van de situering in het systeem; fytoplankton en microfytobenthos. Voor beide onderdelen worden 3 indicatoren onderscheiden, namelijk chlorofyl a concentratie (Chl-a_{fp} & Chl-a_{MPB}), markerpigment concentraties ((chl*b*, chl*c*, FX, PD, AX, Zea, Can)$_{fb, MPB}$) en primaire productie (PP_{fp} & PP_{MPB}), met daar aan toegevoegd voor het fytoplankton de *Phaeocystis sp* en *Noctiluca scintillans* cellen dichtheden (Phaeo & Nocti). In totaal wordt er dus gebruik gemaakt van 8 indicatoren (of wanneer alle geevalueerde pigmenten afzonderlijk worden meegerekend 20 (sub)indicatoren).

Chlorofyl-a-concentratie (Chl-a_{fp} & Chl-a_{MPB}):

De chlorofyl-a-concentratie in µg/l voor het fytoplankton en in mg/m^2 voor het microfytobenthos wordt bepaald als indicator voor de fytoplanktonbiomassa. Voor de microfytobenthosbiomassa wordt zowel de gemiddelde jaarconcentratie als het tijdstip met een piekconcentratie, en het segment met een piekconcentratie geëvalueerd.

Markerpigment concentraties (chl*b*, chl*c*, FX, PD, AX, Zea, Can)$_{fb, MPB}$:

De markerpigment concentratie in µg/l voor het fytoplankton en in mg/m^2 voor het microfytobenthos wordt bepaald als indicator voor de biomassa van de verschillende functionele groepen. Voor de microfytobenthos biomassa wordt zowel de gemiddelde jaarconcentratie als het tijdstip met een piekconcentratie, en het segment met een piekconcentratie geëvalueerd.

Primaire productie (PP_{fp} & PP_{fb}):

De Primaire productie van zowel het fytoplankton als het microfytobenthos wordt bepaald per locatie en berekend als gemiddelde hoeveelheid geïntegreerde koolstof per jaar in g C $L^{-1}y^{-1}$ of g C $m^{-2}y^{-1}$ vanuit de bepaalde producties per uur.

Phaeocystis sp cellendichtheid (Phaeo):

Het aantal cellen van *Phaeocystis sp* wordt bepaald per liter. Naast de jaargemiddelden worden de perioden en de segmenten met meer dan 10^6 cellen/l bepaald.

Noctiluca scintillans cellendichtheid (Nocti):

Het aantal cellen van *Noctiluca scintillans* wordt bepaald per liter. Naast de jaargemiddelden worden de perioden en de segmenten met meer dan 10^4 cellen/l bepaald.

6.2.3 Spatieel en temporeel bereik

De evaluatie van zowel fytoplankton als microfytobenthos zal plaats vinden op niveau 3, waarbij dus voor ieder segment ten minste één meetstation benodigd is. Alle indicatoren worden hierbij maandelijks bepaald, waarvoor een maandelijkse meting, en gedurende de zomermaanden (Maart – Augustus) twee maal per maand een meting, benodigd is. Voor alle indicatoren wordt de ontwikkeling van de jaargemiddelden geëvalueerd per segment niveau 3 (voor andere evaluaties zal ook het gemiddelde voor de chlorofyl a en fucoxanthine concentratie per segment op niveau 2 en niveau 1 benodigd zijn; zie de hoofdstukken 6.3. Macrofyten, 6.4. Zoöplankton en 6.6. Macrozoöbenthos). Ontwikkelingen in de tijd zijn van belang voor Chl-a, de markerpigmenten, Phaeo en Nocti, waarbij de locatie en het moment van de piek, en de duur van overschrijding (Phaeo en Nocti) wordt geëvalueerd. Op T_0 zullen voor zover mogelijk de indicatoren worden vergeleken met een referentiesituatie, of in ieder geval met de waarden voor een voorafgaande periode. Vervolgens kunnen voor de T_0 en daarop volgende evaluaties trend en trendbreuk analyses worden uitgevoerd.
Als input voor het ecosysteemmodel (zie evaluatiemethodiek Fysico-chemie; Hoofdstuk 4) is voor de chlorofyl-a-concentratie bepalingen wellicht een uitgebreider netwerk van meetpunten noodzakelijk, met ten minste één meetlocatie per segment niveau 4. Er dient te worden nagegaan in hoeverre dit wordt gehaald, en of er problemen ontstaan bij de huidige meetintensiteit. Zoals aangegeven is het in de zomermaanden van belang dat er ten minste twee maal per maand wordt gemeten om piek concentraties niet te missen. Zoals eerder beschreven is het aan te bevelen om het overstappen naar een continu meetnet te overwegen, en geleidelijk van methodiek te gaan veranderen (met tijdelijk een parallel spoor voor de metingen).

6.2.4 Benodigdheden

De fytoplanktonmonitoring wordt grotendeels reeds in het kader van MONEOS uitgevoerd. Voor de microfytobenthosmonitoring zal het bestaande meetpuntennetwerk wellicht dienen te worden uitgebreid. Verder worden er nog verschillende meetmethodieken gehanteerd, in Vlaanderen en Nederland. Idealiter wordt er aan de Nederlandse kant aangesloten bij het meetprogramma voor Vlaanderen, en wordt er een parallel spoor ingezet om in de toekomst mogelijk te kunnen overgaan naar in situ-metingen, PAM-methodiek, en het gebruik van remote sensing-opnamen voor de gebiedsdekkende inventarisatie van pigmenten voor het microfytobenthos. Chlorofyl a en Fucoxanthine worden momenteel al reeds bepaald door middel van reflectie opnamen, waarbij het gehele spectrum zou kunnen worden geëvalueerd. De huidige methodiek beveelt aan om meerdere functionele groepen te gaan onderscheiden, en ontwikkelingen in pigment verhoudingen te analyseren met behulp van daarvoor ontwikkelde programmatuur (matrix-cluster-algoritmen) zoals Chemtax.
De indicatoren Primaire productie, zullen worden geëvalueerd in combinatie met retentietijd (hoofdstuk 3.2.), temperatuur (hoofdstuk 4.5. Temperatuur), saliniteit (hoofdstuk 4.6. Saliniteit), doorzicht (hoofdstuk 4.4. Lichtklimaat), nutriënten en nutriëntverhoudingen (hoofdstuk 4.3. Nutriënten en organische belasting), areaal aan intertidaal gebied (hoofdstuk 5.2. Habitatareaalverdeling en dynamiek) en begrazingsdruk (hoofdstukken 6.4. Zoöplankton en 6.6. Macrozoöbenthos). Uiteindelijk wordt de fytoplanktonbiomassa een belangrijke input parameter in het ecosysteemmodel

(modellering is beschreven in hoofdstuk 4), zodat alle factoren geïntegreerd geanalyseerd kunnen worden en er scenarioberekeningen kunnen worden uitgevoerd.

6.2.5 Beoordeling

Primaire productie (PP_{fp} & PP_{fb}):

De primaire productie in het systeem voor zowel het fytoplankton als het microfytobenthos kan een toename laten zien doordat het doorzicht in het systeem in toegenomen. Eigenlijk hangt dit dan samen met de fotosyntheseparameters die ook afzonderlijk kunnen worden bepaald/berekend. De fotosyntheseparameters (dit zijn de parameters die de fotosynthese-lichtcurve beschrijven en een goede indicator zijn voor veranderingen en essentieel voor modellering), kunnen zowel worden gekarakteriseerd op basis van rechtstreekse C14-metingen als op basis van FRRF-metingen volgens de PROTOOL-methodiek, en zijn achtereenvolgens: P^B_{max} (de maximale fotosynthesesnelheid (mg C (mg chl*a*)$^{-1}$ h^{-1})); α^B (de fotosynthese-efficiëntie (mg C (mg chl*a*)$^{-1}$ h^{-1})(µmol photons m^{-2} s^{-1})$^{-1}$)); E_k (de lichtintensiteit (µmol photons m^{-2} s^{-1}) waarbij de fotosynthese overgaat van lichtgelimiteerde in maximale fotosynthese; een maat voor aanpassing aan de lichtbeschikbaarheid van de waterkolom ($E_k = P^B_{max}/\alpha^B$). Verder is de primaire productie afhankelijk van het nutriëntenaanbod in de waterkolom; een toename van PP bij een toename van N of P, of een toename van de N/Si- of P/Si-verhouding, waarmee kan worden geconcludeerd dat ook een Si (DSi) afname kan zorgen voor een toename in de PP. Ook de temperatuur kan nog van invloed zijn; een toename in PP bij een toename van de temperatuur. Verder hangt de primaire productie samen met de productiviteitszone, of de optimum- en getolereerde saliniteit voor het spectrum aan fytoplankton- en microfytobenthos-soorten, wat weer samenhangt met de waterretentie in het systeem. Zo zou een afname van de waterretentie een toename van de productiviteit kunnen bewerkstelligen, zij het dat hiermee het doorzicht van het systeem ook wordt beïnvloed. Verder is gebleken uit de eerste ecosysteemmodelberekeningen dat het fytoplankton minder snel uitspoelt dan dat men op basis van de waterretentie zou verwachten (T. Maris persoonlijke mededeling). Momenteel wordt hier nog gezocht naar een verklaring.

Chlorofyl-a-concentratie (Chl-a_{fp} & Chl-a_{fb}):

De primaire productie hangt nauw samen met het chlorofyl-a-gehalte. Beide worden dan ook veelal gezamenlijk geëvalueerd. Het chlorofyl-a-gehalte kan een toename laten zien wanneer de begrazingsdruk afneemt. Hierbij gaat het dan vooral om het zoöplankton en het filtrerende macrozoöbenthos (vooral de schelpdieren). Door verhoogde afvoer of afname van de waterretentie kan er in toenemende mate fytoplankton en microfytobenthos sterfte optreden waardoor de biomassa kan afnemen. In feiten is dit een verschuiving of inkrimping van de productiviteitszone die samenhangt met de saliniteit, en een mogelijke verschuiving van de begrenzing van de saliniteitszones. Specifiek het microfytobenthos kan nog afnemen wanneer het intertidale areaal afneemt.

Er zijn geen normen voor primaire productie. De primaire productie kan bij gelijkblijvende nutriëntenbelasting, retentietijd en fysich/meteorologische condities toch verschillen omdat de morfologie van een watersysteem grote invloed heeft op de primaire productie. Ondiepe, gemengde systemen zullen sneller een hogere primaire productie hebben dan diepe delen omdat het contact met de bodem in ondiepe systemen voor een snellere regeneratie van nutrienten zorgt en een snellere input in de photische zone dan in diepe systemen waar organisch materiaal tot onder de thermocline/spronglaag kan zakken. Macrotidale systemen zullen minder primaire productie vertonen dan microtidale systemen omdat de eerste veel troebeler zijn vanwege meer resuspensie van bodemmateriaal door een hogere getijenergie. Het interpreteren van primaire productie zal dus veelal plaatsvinden in relatie tot veranderingen. Een teveel aan primaire productie kan leiden tot zuurstofproblemen, zoals maar al te duidelijk is in de zeer eutrofe zoetwatersystemen gedomineerd door cyanobacteriën (blauwalgen). Een beperkte

toename in primaire productie kan echter gunstige effecten hebben en leiden tot meer biomassa van de hogere trofische niveaus (bijv. meer vis). Zo kan een afname in primaire productie leiden tot een afname van (gewenste) hogere trofische niveaus (afname in schelpdieren of visbestanden). In principe is een toename in de primaire productie gewenst, tenzij dit er voor zorgt dat fytoplankton bloei en/of probleemalgen voor problemen zorgen (waarbij die indicatoren dan echter direct negatief zullen scoren). Momenteel is de primaire productie in de Zeeschelde vooral DSi-gelimiteerd; er wordt gestreefd naar P-, of nog beter N-gelimiteerde primaire productie. In de Westerschelde is de primaire productie vooral lichtgelimiteerd, alhoewel een korte periode van P-limitatie in de monding niet meer kan worden uitgesloten. Een toename van de microfytobenthos Chl-a-concentratie kan als positief worden beoordeeld wanneer dit het gevolg is van een toename van het areaal aan intertidaal, met de habitatverdeling volgens de MEP (zie o.a. hoofdstuk 6.6. Macrozoöbenthos) als streven.

Markerpigmenten (chl*b*, chl*c*, FX, PD, AX, Zea, Can)$_{fb, MPB}$
Op basis van hun pigmentsamenstelling kunnen een aantal functionele groepen fytoplankton en microfytobenthos worden onderscheiden:

- Chlorofyl *b* (chl*b*): markerpigment voor groenalgen
- Chlorofyl *c* (chl*c*) biomarker voor Haptofyta, dinoflagellaten en Cryptofyten
- Fucoxanthine (FX): biomarker voor diatomeeën
- Peridine (PD): biomarker voor dinoflagellaten
- Alloxantine: biomaker voor cryptofyten
- Zeaxanthine (Zea) en Cantaxanthine (Can): biomarker voor coccoide en filamenteuze cyanobacteriën (Zea kan ook aanwezig zijn in groenalgen)

M.b.v. de markerpigmentconcentraties kan men kijken of schadelijke cyanobacteriepopulaties zich ontwikkelen (gevaar voor Zeeschelde, alhoewel nu nog niet van belang). Het geeft inzicht in de aanwezigheid van diatomeeën, en andere belangrijke groepen zoals dinoflagellaten. Die laatste groep bevat een aantal toxische soorten (o.a. *Dinophysis* sp, de veroorzaker van schelpdiervergiftiging.) De resultaten zijn ook bruikbaar bij het achterhalen van veranderingen als gevolg van veranderingen in beheer: leidt dit tot een andere samenstelling van de algen. Dit heeft mogelijke repercussies voor het voedselweb omdat het zowel invloed kan hebben op de grote (en dus op de intensiteit van de microbial foodweb in relatie tot de totale foodweb, zie 6.2.2) als op de voedselkwaliteit van het fytoplankton (groenwieren en cyanobacterien bevatten niet de noodzakelijke lange en onverzadigde vetzuren EPA en DHA, terwijl diatomeeën en haptofyten die wel bezitten, zie 6.2.1 De kwantitatieve samenstelling van de functionele groepen zal worden berekend met een speciaal programma (CHEMTAX of daaraan analoog programma).

Phaeocystis sp en *Noctiluca scintillans*:

Beiden soorten potentiële plaagalgen kunnen toenemen onder invloed van een toename in de watertemperatuur, een toename van de nutriëntgehalten aan P en N, een afname van de DSi-concentratie, af een toename van de P/DSi- of N/DSi-verhoudingen. Ook kunnen beiden algen toenemen wanneer het zoute gedeelte van het estuarium verder landinwaarts verschuift.

Bloei van *Phaeocystis sp* of *Noctiluca scintillans* is ongewenst. Een reductie van de frequentie van voorkomen van bloei of verkorting van de gemiddelde bloeiperiode wordt positief beoordeeld.

6.2.6 Conclusie

De primaire productie vormt de basis van het voedselweb, bepaald de potentiële productie en diversiteit van de hogere niveaus, en bepaald in grote mate de efficiëntie van koolstoftransport door het voedselweb. Met betrekking tot de potentiële plaagalgen en toxische algen worden er duidelijke grenzen gehanteerd in zowel internationaal

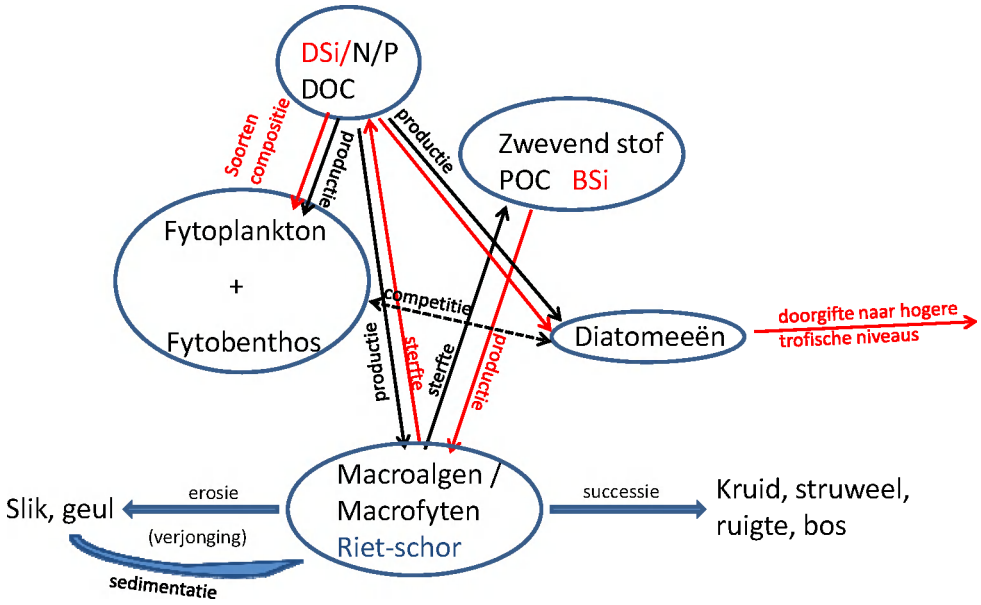
verband (OSPAR Commission, 2008) als door de nationale overheden via de Kaderrichtlijn Water-invullingen (o.a. Breys et al., 2005; Altenburg et al., 2007; Speybroek et al., 2008; VMM, 2008). Deze worden in de evaluatie Primaire Productie overgenomen. De KRW-beoordeling van de chlorofyl-concentraties verschilt tussen Vlaanderen en Nederland, maar beiden kunnen eenvoudig worden afgeleid vanuit de voor deze evaluatie berekende indicator chlorofyl-a. De huidige evaluatie verschilt van de KRW-invulling daar deze evaluatie geen bovengrenzen stelt aan de chlorofyl-a-concentratie, en een toename in chlorofyl-a niet per definitie een verslechtering van de systeemkwaliteit geeft. Afwijkend is dan ook dat we in deze evaluatie rekening houden met de primaire productie. Dit betekent echter wel dat er extra metingen en methodieken nodig zijn die nog niet volledig zijn geintegreerd in het monitoring meetnet. Veel belovende methodieken zijn zelfs nog in ontwikkeling. Deze evaluatie poogt informatie te geven over de huidige ontwikkelingen en de toekomstige mogelijkheden. Met de dekking van het aantal stations in het huidige meetnet, en hier en daar een uitbreiding van het aantal locaties of de meetfrequentie, kan de evaluatie worden uitgevoerd. Parallel hieraan ontwikkelen en ijken van de nieuwe technieken is echter aanbevelingswaardig, zodat in de toekomst op een wellicht minder bewerkelijke manier, meer informatie verkregen kan worden waar de evaluatie en vooral de systeemmodellering van kan profiteren. Door de verwevenheid van Primaire Productie zal deze factor ook onderdeel uitmaken van de geïntegreerde evaluaties zoals de beoordeling van Macrozoöbenthos (hoofdstuk 6.6) op basis van Primaire Productie volgens de geïntegreerde BEQI-methodiek (Van Hoey et al., 2007) en het ecosysteemmodel waar in de toekomst scenarioberekeningen mee kunnen worden uitgevoerd (hoofdstuk 4). Van belang is verder op te merken dat primaire productie wel een rol gaat spelen in de Kaderrichtlijn Marien.

Relatief weinig aandacht binnen MONEOS en de bijbehorende meetprogramma's is er tot op heden geweest voor het microfytobenthos. Dit compartiment in de beoordeling achterwegen laten zou betekenen dat belangrijke processen niet kunnen worden begrepen of worden geevalueerd. Met name in de relatie tot het 'goed' functioneren van het systeem ondank een hoge nutriëntbelasting speelt het microfytobenthos een belangrijke rol. Ook hier zal de ontwikkeling van technieken wellicht in de toekomst uitkomst kunnen bieden wanneer vrij eenvoudig via remote sensing het fytobenthische compartiment kan worden gemonitord en worden geëvalueerd.

6.3 Macrofyten

6.3.1 Achtergrond

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 ecosyteem. 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 factoren worden reeds geëvalueerd in het thema Diversiteit habitats (hoofdstuk 5.2 & 5.3). Voor de evaluatie van de macrofyten als groep ligt de klemtoon op de soortenrijkdom, sleutelsoorten en de beoordeling van habitatrichtlijnsoorten (indicatoren soortdiversiteit). De rol van macrofyten, en schorvegetaties in het bijzonder, in de siliciumrecyclage wordt uitgewerkt als indicator van het ecologische functioneren. De rol van schorren in de siliciumrecyclage en daarmee dus het totale schoraanbod, heeft grote invloed op de samenstelling van het voedselweb. De macrofytenevaluatie neemt hierdoor een bijzondere plaats in binnen de uitwerking van het thema Ecologisch Functioneren. Waar kan worden gesteld dat de overige evaluaties binnen ecologisch functioneren duidelijk gerelateerd zijn aan de doorgifte van koolstof in het voedselweb van het estuarium, ligt voor de macrofyten, een belangrijke rol weggelegd in de siliciumrecyclage met belangrijke consequenties voor het systeemfunctioneren.



Figuur 6.3.1 *Overzicht van de belangrijkste koolstofstromen (→) en silicium doorgifte (→) in het voedselweb rond de Macrofyten en Macroalgen en de belangrijkste processen (in rood) met betrekking tot de factor Macrofyten en Macroalgen.*

Sprekende over de rol van macrofyten in het systeem, zou men daarbij ook meteen de macroalgen moeten betrekken. Macroalgen spelen echter, 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

vooral samen met het momenteel niet meenemen van de hardsubstraatecotopen in de evaluatie; een ecotooptype wat toch in toenemende mate van belang kan zijn voor het verklaren van het functioneren van het Schelde-systeem (zie ook opmerkingen in hoofdstuk 5). Evenals de macroalgen zouden ook de zeegrassen onderdeel van deze evaluatie uit kunnen uitmaken, wanneer het om een evaluatie van een random estuarium zou gaan. Momenteel vinden we nauwelijks zeegrassen in het Schelde-estuarium, dus spelen ze ook geen rol in het ecologisch functioneren. Het belang van zeegrassen en dus het evalueren van hun aan- dan wel afwezigheid is onderdeel van het Thema Diversiteit habitats (hoofdstuk 5).

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 voorname 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 schorecotopen onderbouwing, 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 factoren waterstanden en saliniteit zijn indicatoren in het thema hydromorfodynamiek en bepalen mede de uitkomst van de ecotopenkaart. Naast de dominante en sturende invloed van beide factoren zijn er eveneens verschillende andere factoren die de kwaliteit van de schorren en floristische samenstelling en diversiteit beïnvloeden. Deze werden door Brys et al., (2005) geïnventariseerd en worden behandeld in het thema habitatdiversiteit. Het gaat over de oppervlakte en breedte van de schorren en een reliëfindex.

Typische soorten voor schorren kunnen de ken- of differentiërende soorten zijn voor de definiëring van vegetatietypen zonder dat deze per definitie een relatie hebben met de kwaliteit van het habitat. Om een onderscheid te maken hanteren we de term sleutelsoort voor de soorten die als kwaliteitsindicator bruikbaar zijn voor de vegetaties. Een sleutelsoort kan dus ook een ken- of differentiërende soort zijn. Ze dienen om te 'sleutelen' tussen de gunstige en ongunstige staat van instandhouding voor de habitatkwaliteitsbeoordeling (Hoofdstuk 5; beoordelingsmatrices T'Jollyn et al., 2009). De profieltabellen (Leeswijzer profielendocumenten; LNV, 2008) hanteren wel de term 'typische soort' maar definiëren deze op gelijkaardige wijze en selecteren als typische soorten de exclusieve soorten (100% van de waarnemingen in habitat), karakteristieke soorten (> 50% van de waarnemingen in habitat) en constante soorten met indicatie voor de habitatkwaliteit.

De criteria voor de selectie van sleutelsoorten zijn (T'Jollyn et al., 2009):

- De soorten indicateren een goede habitatkwaliteit, ze zijn gevoelig voor een goed beheer en voor gunstige abiotiek. Het zijn indicatoren voor positieve invloeden (i.e. de exclusieve, karakteristieke en constante soorten volgens profieltabellen; LNV, 2008)

- De soorten voldoen bij voorkeur aan voorgaande eisen én ze zijn voor hun levenscyclus en voortbestaan afhankelijk van het habitattype (i.e. de karakteristiek en exclusieve soort).

- De soorten zijn niet regionaal zeldzaam (ze worden regelmatig gevonden)(uitzondering hierop zijn de zeer zeldzame habitattypes waarvoor vaak zeer zeldzame soorten als sleutelsoort bruikbaar zijn) (vaak zijn de exclusieve

soorten zeer zeldzaam waardoor ze vaak niet weerhouden zijn als sleutelsoort in de Vlaamse lijst)

- De soorten zijn niet algemeen en voorkomend in een brede waaier van habitattypen

Deze criteria zijn gelijklopend aan deze van de Nederlandse profieltabellen met uitzondering van de derde bullet. De typische soorten gehanteerd in de profieltabellen bevatten ook exclusieve of karakteristieke soorten die zeer zeldzaam kunnen zijn. De kans dat deze soorten met een random steekproef gevonden worden zal klein zijn.

De sleutelsoortenlijst voor de schorren wordt onderverdeeld volgens de ecozone-typologie die genest zit in de ruimtelijke indeling van de evaluatiemethodiek van het estuarium. De onderscheiden schortypes zijn 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 habitattype 1330. De typische zoetwaterschorren worden enkel als hoogschor in de climaxtoestand gerekend tot een natura2000 habitattype 91E0 (subtype wilgenvloedbos).

De geselecteerde sleutelsoorten voor de evaluatiemethodiek zijn (T'jollyn et al., 2009; LNV, 2008 profieldocumenten):

(1310) Voor buitendijkse zilte pioniersbegroeiingen (zeekraal): klein schorrenkruid, kortarige zeekraal en langarige zeekraal;

(1320) Voor de slijkgrasvegetaties: klein slijkgras, Engels slijkgras;

(1330) Voor de schorren en zilte graslanden (buitendijks): blauw kweldergras, bleek kweldergras, dunstaart, Engels gras, gerande schijnspurrie, gesteelde zoutmelde, gewone zoutmelde, gewoon kweldergras, knolvossenstaart, kwelderzegge, lamsoor, lepelblad, melkkruid, rode bies, schorrenzoutgras, stekende bies, stomp kweldergras, zeealsem, zeegerst, zeerus, zeeweegbree, zilte rus, zilte schijnspurrie en zulte hierbij worden deze soorten per schorecotoop verder opgesplitst door T'jollyn et al. (2009) in hoog schor- en laag schor-sleutelsoorten.

Soorten voorkomend op het hoge en lage schor: gerande schijnspurrie, klein schorrenkruid, melkkruid, schorrenzoutgras, zeeweegbree, zilte schijnspurrie.

Soorten voorkomend op het lage schor: gewoon kweldergras, Heen, lamsoor, en zulte

Soorten voorkomend op het hoge schor: rood zwenkgras (*Festuca rubra* subsp. l*itoralis*), gewone zoutmelde, kwelderzegge, lepelblad, zeealsem, zilte rus, spiesmelde, stomp kweldergras, strandkweek.

(3270) Pionier zoetwatergetijden – rivieren met slikoevers : spiesmelde, knikkend tandzaad, smal tandzaad, zwart tandzaad, veerdelig tandzaad, zwarte mosterd, kleine leeuwenbek, stippelganzenvoet, zeegroene ganzenvoet, rode ganzenvoet, korrelganzevoet, riempjes, bruin cypergras, naaldwaterbies, rijstgras, slijkgroen, watertorkruid, goudzuring, moeraszuring, blauwe en rode watereprijs. Voor de Schelde werden aanvullend soorten toegevoegd (T'Jollyn et al., 2009) gevleugeld sterrenkroos, waterpeper, ridderzuring en nopjeswieren (Vaucheria sp.).

(6430) Voedselrijke zoomvormende ruigten – subtype harig wilgenroosje: groot hoefblad, gevleugeld helmkruid, moeraskruiskruid, zomerklokje, moerasmelkdistel, groot warkruid

en aanvullende soorten voor beoordeling ook: harig wilgenroosje, moerasandoorn, geoord helmkruid, grote kattenstaart, gewoon barbarakruid, goudgele honingklaver, riet en bitterzoet.
(91E0) wilgenvloedbos (zoetwatergetijdensysteem) : in boom/struiklaag – Duitse dot, amandelwilg x katwilg, amandelwilg, kruidlaag: - spindotterbloem, bittere veldkers, moesdistel. Aanvullende soorten boom/struiklaag schietwilg, kraakwilg, bindwilg, katwilg en gewone vlier. Aanvullende soorten kruidlaag: haagwinde, hop, zomerklokje, wolfspoot, bitterzoet, ruw beemdgras, ridderzuring, waterpeper, fluitenkruid, gewone smeerwortel, grote kattenstaart, gewone engelwortel, gele lis.

Er is slechts 1 Bijlage II-plantensoort van Richtlijn 92/43/EEG die voorkomt binnen de grenzen van de habitatrichtlijn: de groenknolorchis (*Liparis loeseli*). De soort komt echter niet in het estuarium voor en is hierdoor niet indicatief voor de toestand van het estuarium in de strikte zin (buitendijks). Voor de volledigheid wordt de indicator mee opgenomen. In Vlaanderen is deze soort recent gevonden met een relatief omvangrijke populatie in het Antwerpse havengebied (Haasop, Habitatrichtlijngebied BE2300006 'Schelde en Durme-estuarium' (niet aangemeld hiervoor) en in Nederland in een vochtige duinvallei (Inlaag Hoofdplaat, Habitattype 2190, Habitatrichtlijngebied 'Westerschelde en Saeftinghe' (aangemeld)). Beide standplaatsen zijn kalkrijke vochtige zandbiotopen, binnendijks. De instandhouding van de soort hangt in het studiegebied nauw samen met het behoud in omvang en kwaliteit van het biotoop (2190 – subtype kalkminnende vegetaties).

Zoals aangegeven richten we ons in de evaluatie van het ecologisch functioneren op de rol van schorren in de recyclage van silicium, en daarmee de grote rol van deze ecotopen in het bepalen van de stofstromen in de rest van het voedselweb (Meire & Maris, 2008). Figuur 6.3.1 geeft een overzicht van de belangrijkste macrofyt/schor-vegetatie-gerelateerde interacties in het estuariene voedselweb. Het is bekend dat het Schelde estuarium, zoals vele estuaria in dichtbevolkte gebieden, te maken heeft met een overmatige nutriënten (N en P) input (zie tevens hoofdstuk 4.3. Nutriënten en organische belasting). Uiteraard kan eutrofiëring leiden tot dermate hoge producties van met name het fytoplankton dat er allerlei problemen optreden (zie onder andere hoofdstuk 6.2. Primaire Productie), zoals problemen met zuurstofcondities (zie ook hoofdstuk 4.2. Zuurstof), en toxische algen bloeien, waarvan *Phaeocystis* bloeien in het Scheldesysteem het meest algemeen zijn. Nutriënten kunnen echter ook het voedselweb in gaan via de route van de diatomeeën. Voor de opbouw van deze route in de stofstroom speelt opgelost silicium (DSi) een cruciale rol. Via de route der diatomeeën worden nutriënten uit de waterfase vastgelegd waardoor problematische algenbloeien, ondanks de hoge nutriënten input, uit kunnen blijven (Meire & Maris, 2008). Diatomeeën hebben echter opgelost silicium nodig, wat al gauw zou betekenen dat DSi in de waterfase uitput. De productie zou dan weer doorslaan naar het fytoplankton en mogelijk de plaagalgen. Voor een voldoende hoge concentratie aan DSi blijkt de aanwezigheid van schorren belangrijk te zijn. Er is namelijk volop biogeen silicium (BSi) aanwezig in het systeem, te meer daar het door diatomeeën opgenomen DSi wordt vastgelegd als BSi in het sediment. In schorren wordt BSi weer omgezet in DSi wat vervolgens weer wordt afgegeven aan de waterfase (Struyf, 2005; Struyf et al., 2006; Struyf & Conley, 2009). Rietschor blijkt het meest efficiënte schortype te zijn met betrekking tot de siliciumrecyclage (de soort kent de hoogste BSi-concentraties onder de meest courante schorplanten; Jacobs, 2009; Bakker et al., 1999). Schorren en schorvegetaties zijn belangrijke schakels in het opnieuw beschikbaar maken (via afbraakprocessen) van het amorf silicium (ASi). Er vindt echter ook omzetting plaats in het sediment. Door de hoge massa aan sediment in verhouding tot de vegetatie voor ieder schortype, is het schortype voor de siliciumrecyclage relatief minder belangrijk Schorvegetaties zorgen uiteraard wel voor een bepaalde stabiliteit van het inter- en supratidale gebied, en hebben grote waarde met betrekking tot de diversiteit van flora en fauna. Schorren (in het algemeen) kunnen er voor zorgen dat een hoge nutriënten-input bovenstrooms, toch voor weinig problemen zorgt in het verloop van het estuarium. Enerzijds door de bioreactorfunctie die

schorren hebben (door plant nutriëntopname, begraven van sediment met nutriënten (sink) of door biochemische processen die plaats vinden op de schorren). Anderzijds door de afgifte van stoffen waarbij specifiek DSi van belang is voor de verhouding van diatomeeën versus groenwieren, Het schor heeft hiermee een zeer belangrijke bufferende werking.

Zoals aangegeven bestaan er verschillen in de potentiële bijdrage aan de siliciumrecyclage tussen schortypes. Uiteraard is het aanbod aan bepaalde types schor onderhevig aan de gebruikelijke erosie – sedimentatie-processen. Dit kan er voor zorgen dat het areaal aan types schor vegetatie toe- dan wel afnemen. Er zal onder natuurlijke omstandigheden sprake zijn van successie in de schorontwikkeling van getijdenplaat, via (riet)schor naar meer terrestrische vegetatietypes tot het proces wordt teruggezet door afslag/wegspoelen tijdens bijvoorbeeld extreme hoogwaters of stormen. Er dient ook rekening mee te worden gehouden dat schorvegetatietypes gebonden zijn aan saliniteitszones. Zo wordt bijvoorbeeld het voorkomen van riet(schor) door de saliniteit begrensd (komt alleen voor in zoet- en brakwaterzones; Craeymeersch et al., 2008). Verder zal de relatieve bijdrage van het schor en de effecten op het systeem afhangen van de positionering van het schor langs de saliniteitgradiënt. In de toekomst wanneer er meer duidelijkheid is over de potentiële bijdrage van verschillende schortypes en hun positionering, kan hier rekening mee worden gehouden door middel van het bepalen van een totale schor-buffercapaciteit voor het gehele systeem. Voorlopig wordt ieder schortype gelijk ingeschaald, en wordt er in deze evaluatie slechts gekeken naar het totale aanbod aan schor per zone. Daar er bij de bepaling van de GEP ten behoeve van de KRW (zie hoofdstuk 5.2 Diversiteit habitats; Habitatoppervlakte en dynamiek) reeds rekening is gehouden met de bufferende werking van schorren, evalueren we het schoroppervlak in deze evaluatie ten opzichte van de daar voorgestelde oppervlakte.

6.3.2 Indicatoren

De evaluatie Macrofyten bestaat uit een algemene indicator voor soortdiversiteit namelijk soortenrijkdom, een specifiekere indicatorgroep voor de sleutelsoorten/typische soorten voor het estuarium en een indicatorgroep voor de bijlage soorten van de HRL (groenknolorchis). Voor het ecologisch functioneren wordt voor de macrofyten één indicator uitgewerkt; het schorareaal, wat een maat is voor de bufferende capaciteit van het systeem. Zoals eerder gesteld wordt de vegetatiestructuur en kwaliteit beoordeeld in het hoofdstuk Habitatdiversiteit.

Soortenrijkdom

Deze indicator is een eenvoudige maat voor de floristische samenstelling per segment op niveau 3. 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.(datafiche VL P-DS-V-001a toont alle proefvlakken; 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 proefvlakken moet geëvalueerd worden in VL). Door het gebruik van vegetatie-opnames kan in Vlaanderen ook de soortdiversiteit (bv. shannon-diversiteitsmaat) 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 T0.

Sleutelsoorten (typische soorten)

Aan- of afwezigheid van sleutelsoorten (typische soorten). Deze indicator is als factor nodig voor de habitatkwaliteitsbeoordeling (LSVI Natura2000). Hiervoor volstaat de monitoring van de aan- of afwezigheid van de sleutelsoorten. Voor de habitatkwaliteitsbeoordeling is echter ook bedekkingsinformatie nodig van sommige soorten waardoor opnames beter geschikt zijn. De random stratified opname opzet

voor de habitats moet hierom afgestemd worden (genest) met de ecotoopopzet. Het aantal sleutelsoorten/typsiche soorten per habitattype is een indicatie voor de macrofytendiversiteit en een goede kwaliteitsmaat.
Bedekkingspercentage van de sleutelsoorten (typische soorten). Een achteruitgang van het bedekkingspercentage van de sleutelsoorten/typische soorten is ongewenst

Groenknolorchis (*Liparis loeseli*)

De populatiegrootte van de groeiplaatsen wordt opgevolgd, alsook de kwaliteit van de habitatvlek wordt beoordeeld aan de hand van de beoordelingstabellen opgemaakt voor de LSVI (Adriaens et al., 2010).

Schorareaal:

Voor de bepaling van het schorareaal, of wel een indicator die de relatieve bufferende capaciteit van aanwezig schor met betrekking tot de nutriënteninput weergeeft, dient het totale schorareaal te worden bepaald per segment niveau 3. In de toekomst kan mogelijk gebruik worden gemaakt van de berekening van een soort van schor-buffercapaciteit-indicator waarin de relatieve belangrijkheid per schor(vegetatie)type kan worden meegewogen. Hierin dient dan echter ook de positionering in het Scheldesysteem langs de saliniteitgradiënt te worden meegewogen.

Het streven voor het areaal aan schor is conform de GEP (Dijkema et al., 2005; De Jong, 2007; hoofdstuk 5.2 Habitatoppervlakte en dynamiek), en bedraagt 2300 ha schor voor de Westerschelde, waarvan ten minste 500 ha is gelegen is in het segment ten westen van Hansweert, en 2392 ha voor Vlaanderen. Voor Vlaanderen wordt dit onderverdeeld in respectievelijk 500, 440, 287, 458, 185, 206 en 316 ha voor de segmenten Zeeschelde IV, Zeeschelde III en Rupel, Zeeschelde II, Zeeschelde I, Getijdedurme, Dijle en Zenne, en Getijdenetes.

De ontwikkeling van het areaal aan schor wordt op T_0 geëvalueerd in combinatie met de huidige nutriëntvrachten en de verwachte toekomstige ontwikkelingen hierin (kan worden aangepast naar gelang de berekeningen van het systeem model; o.a. hoofdstuk 4.3. Nutriënten en organische belasting), en dient in overeenstemming dient te zien zijn met de gewenste habitat oppervlakteverdeling (hoofdstuk 5.2. Habitatoppervlakte en Dynamiek).

6.3.3 Ruimtelijk en temporeel bereik

De soortenrijkdom en de sleutelsoorten van de schorren wordt bepaald op niveau 3. De Bijlage II soort (Groenknolorchis) wordt lokaal opgevolgd (groeiplaatsen). De monitoring van deze soort valt niet binnen het bestek van MONEOS (Meire & Maris, 2008). Het schorareaal zal op niveau 1, dus voor het Schelde-estuarium als geheel, en op niveau 3 worden geëvalueerd, waarbij wordt aangesloten bij de gewenste arealen per segment volgens de GEP (zie hoofdstuk 5.2 Habitatoppervlakte en Dynamiek).

Daar voor de evaluatie van het schorareaal een gebiedsdekkende ecotopenkaart benodigd is, zal deze indicator parallel met de ecotopeninventarisaties eens in de 6 jaar plaats vinden in Westerschelde, BovenZeeschelde en Bovenlopen. In de Beneden Zeeschelde is evaluatie eens in de 3 jaar mogelijk.

Daar voor de volledige Zeeschelde de toestand van het overgangswater recentelijk als ‘ongunstig’ werd gerapporteerd is er momenteel sprake van een operationele monitoring met 3-jaarlijks opvolging voor het volledige gebied. Dus voor Vlaanderen is momenteel 3-jaarlijkse evaluatie mogelijk tot op moment dat er wordt teruggekeerd naar de gebruikelijke systeemmonitoring (dan weer 6-jaarlijkse evaluatie).

6.3.4 Benodigdheden

In principe zijn voor de evaluatie van het ecologisch functioneren slechts de ecotopenkaarten met bijbehorende oppervlakte aan schor nodig.
Om inzicht te krijgen in het hoe en waarom van eventuele veranderingen dient in principe een analyse te worden gemaakt van arealen verloren gegaan en/of ontstaan schor. Hierbij is het van belang te evalueren in welke richting ecotoopovergangen hebben plaatsgevonden. Zo kan worden geëvalueerd of er spraken is van successie, dan wel winst of achteruitgang ten gevolgen van natuurlijke processen (inclusief extreme omstandigheden) of menselijke activiteiten en/of ingrepen. Dit onderdeel zal echter binnen het thema Diversiteit habitats worden geëvalueerd.

De soortenrijkdom en de sleutelsoorten zullen worden geëvalueerd per segment op niveau 3 in combinatie met de factoren afkomstig uit het thema habitatdiversiteit. De schor-ecotoopoppervlakten, reliëf-index, schor-connectiviteit, de maatlat voor de vegetatiezone-diversiteit en de vegetatiediversiteit

De indicator schorareaal zal worden geëvalueerd in combinatie met de gemiddelde concentratie DSi (hoofdstuk 4.3. Nutriënten en organische belasting) en de gemiddelde en maximale concentratie aan fucoxanthine (diatomeeënbiomassa; hoofdstuk 6.2. Primaire Productie) per segment op niveau 3. Met beide factoren kunnen we inzicht krijgen waar in het systeem eventuele veranderingen gewenst zijn of waar voornamelijk winst kan worden geboekt. Tevens zijn deze gegevens nodig om meer inzicht te verkrijgen, en te zijner tijd eventueel een indicator voor schor-buffercapaciteit te ontwikkelen.

6.3.5 Beoordeling

Soortenrijkdom

Een toename van het aantal soorten is gewenst. 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/habitattype.
Daarnaast weerspiegelt de soortrijkdom ook de schorkwaliteit en een afname in het aantal soorten kan veroorzaakt worden door uniformisering (vegetatiediversiteit neemt af door successie, door bv. rminder reliëfverschillen). Soortentoename ten gevolge exoten wordt hierbij niet in rekening gebracht, dit geeft immers een ander proces weer. De sterk sturende factoren als saliniteitsveranderingen of waterstandsveranderingen spelen ook een bepalende rol in de soortrijkdom patronen.

Er wordt voorgesteld om de beoordeling niet te doen op kleinere schorgebieden maar in schorgebieden waar de minimale breedte 75m is. Binnen deze grotere schorgebieden wordt stratified random bemonsterd. De tussenliggende gebieden worden wel meegenomen in de beoordeling van de vegetatiezone-index (hoofdstuk 5. Habitatdiversiteit).

De soortenrijkdom weerspiegelt de schorkwaliteit en een afname in het aantal soorten per schor staat in relatie tot een afname van de habitatdiversiteit (met bijbehorende variatie in abiotische parameters als droogvalduur en saliniteit; hoofdstukken 3.2, 4.6 en 5.2), een lage of juist zeer hoge habitatdynamiek (hoofdstuk 5.2), of een verrijking van het systeem met N en/of P (4.3 en 5.2) (factoor Fysico-chemie).

Voor de beoordeling van de macrofyten voor de KRW in Vlaanderen (Brys et al., 2005; Speybroeck, et al., 2008) wordt ook de Floristische Kwaliteitsindex (FQI) gerapporteerd. Deze kan met de lopende monitoring gerapporteerd worden voor Vlaanderen maar wordt binnen deze evaluatiemethodiek voor het gehele estuarium niet weerhouden omdat de

huidige index specifiek op Vlaamse criteria berust (de zeldzaamheidscoëfficient wordt ontleend aan de kilometerhokfrequentieklasse). De index is hierdoor ook eerder signaal voor de zeldzaamheid van de vegetatie op regionaal/landelijk niveau. De index is bovendien afhankelijk van de actualisatie van de Rode Lijsten. Rode lijsten of afgeleide maten worden hierdoor als minder geschikt bevonden voor de evaluatie op een ecosysteemniveau (Craeymeersch et al., 2008).

Sleutelsoorten

Een afname van het aantal en de bedekking van de sleutelsoorten per habitattype is ongewenst. Voor de sleutelsoorten gelden dezelfde analyses en opmerkingen als bij soortenrijkdom.

Groenknolorchis *(Liparis loeseli*)

Adriaens et al. (2010) beschrijft een lokale staat van instandhouding voor de groenknolorchis volgens de beoordelingsmethodiek van Tabel 6.3.1.

Criterium	Indicator	Gunstig		Ongunstig
		A - goed	*B - voldoende*	*C - gedegradeerd*
Toestand populatie				
	Ruimtelijke metapopulatie-structuur	Populatie verspreid over verschillende groeiplaatsen of verschillende populaties binnen gebied	Metapopulatie bestaat uit minstens 3 populaties	Metapopulatie bestaat uit minder dan 3 populaties
	Metapopulatie-grootte	> 1000 bloeiende adulten per populatie	Totaal aantal bloeiende adulten in metapopulatie >600	< 600 bloeiende adulten per metapopulatie
	Populatie-structuur	Vrijwel elk jaar vele reproductieve adulten, kiemplanten en juvenielen aanwezig	Vrijwel elk jaar vele reproductieve adulten, kiemplanten en juvenielen aanwezig; aantallen kunnen sterk schommelen	Onregelmatige reproductie, geen kiemplanten of juvenielen
Habitatkwaliteit				
	Groeiplaats	Vochtige duinpannen of kalkrijk laagveen	Vochtige duinpannen, kalkrijk laagveen of veranderde, nog gunstige groeicondities	Veranderde, ongunstige groeicondities
	Pioniers-condities (enkel duinhabitat)	Hoge winddynamiek (actieve stuifduinen en regelmatig ontstaan van jonge duinpannen)	Minstens beperkt voorkomen van recent uitgestoven duinpannen(1)	Afwezig, duinen gefixeerd
	Grondwater-stand	Intact	Intacte tot licht verstoorde hydrologie in omgeving, zonder negatieve invloed	Verstoorde hydrologie in omgeving, met negatieve invloed (bv. daling grondwatertafel, wegvallen kalkrijke kwel)
	Vegetatie-structuur	Lage hoogte én geen strooiselophoping	Open tot matig dichte vegetatie met geen tot geringe strooiselophoping	dichte vegetatie met sterke strooiselophoping
(	Lichtregime	Volle zon	Volle zon tot gedeeltelijk beschaduwd	Matig tot sterk beschaduwd
	Successie	Geen	Geen; aanwezigheid jongwas van houtige soorten met bedekking ≤30%	Sterke verstruweling (duin) of abundantie van riet en grote zegges (laagveen) (bedekking >30%)
	Eutrofiëring en/of verzuring	tot 10% van het aantal groeiplaatsen met verruigings- en/of verzuringsindicatoren(3)	Maximaal 25% van het aantal populaties met verruigings- en/of verzuringsindicatoren(3)	> 25% van het aantal groeiplaatsen met verruigings- en/of verzuringsindicatoren(3)

[1]of secundair habitat met karakteristieken van primair habitat maar zonder de inherente dynamiek, bv. terreinen opgespoten met kalkhoudend zand.

Tabel 6.3.1 Beoordeling Groenknolorchis (tabel Augustus 2010). Voor achtergrond informatie zie Adriaens et al. (2010).

Schorareaal:

Het schorareaal, en daarmee de potentiële buffercapaciteit, kan op het beoordelingsniveau (niveau 1; gehele Schelde systeem) een toename of een afname laten zien. Veranderingen kunnen het gevolg zijn van natuurlijke processen of van menselijke activiteiten. In een natuurlijk systeem in evenwicht valt te verwachten dat successie en verjongingsprocessen op de lange termijn met elkaar in evenwicht zijn. Dat dit ook in het Scheldesysteem het geval zal zijn, valt te betwijfelen (gezien de trend van het ingraven van het systeem waarbij 'voormalig' schorhabitat steeds hoger komt te liggen, schorranden afkalven, en de gemiddelde diepte van het systeem lijkt toe te nemen). Dit zal worden geëvalueerd binnen het thema Habitatdiversiteit; zie hoofdstuk 5.2. Habitatoppervlakte en dynamiek). In de evaluatie Macrofyten wordt slechts geëvalueerd of ontwikkelingen met betrekking tot potentiële problemen met nutriënten en eventuele bloeien van probleemalgen de gewenste kant op gaan, er van uit gaande dat er geen drastische veranderingen in de huidige nutriëntniveaus te verwachten zijn (hoofdstuk 4.3. Nutriënten en organische belasting).

Een toename in het schorareaal is gewenst, waarbij wordt gestreefd naar totale oppervlaktes aan schor per segment volgens de GEP (zie hoofdstuk 5.2. Habitatoppervlakte en dynamiek).

6.3.6 Conclusie

Soortrijkdom van de macrofyten is een duidelijke indicator voor de kwaliteit van de schorgebieden naast de kwaliteitsmaten die als factor gelden uit het thema diversiteit van Habitats.

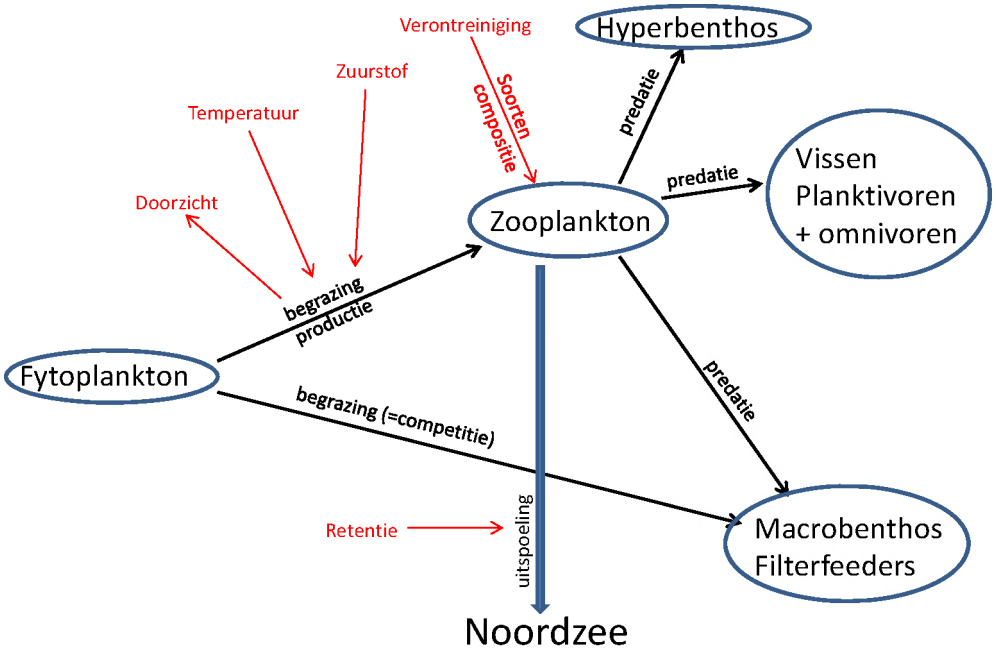
Een belang van schorren en hun bufferende werking om potentiële problemen met hoge nutriëntenbelastingen tegen te gaan, behoort tot de recente inzichten (Struyf et al., 2006). Het schorareaal blijken de draagkracht van het systeem ten opzichte van verrijking substantieel te kunnen vergroten. Het is dan ook een goed streven, om het schorrenareaal daar waar mogelijk uit te breiden, of schorvorming te stimuleren, niet om het minste omdat hiervan ook de habitat- en de soortendiversiteit zal meeprofiteren.

De in deze evaluatie voorgestelde indicator (schorareaal) is eenvoudig vanuit de ecotopenkaart af te leiden en loopt parallel aan de evaluatie van Diversiteit Habitats waar uit wordt gegaan van de GEP. Het zou een goed streven zijn om in de toekomst een meer gespecificeerde indicator te ontwikkelen (schor-buffercapacteit) waarin de verschillen in potentiële bufferende werking tussen schortypes en de positionering van schorren langs de saliniteitgradiënt worden meegewogen.

6.4 Zoöplankton

6.4.1 Achtergrond

Een belangrijke plaats binnen het estuariene voedselweb wordt ingenomen door zoöplankton, als zijnde de schakel tussen de primaire productie en de hogere trofische niveaus. Het zoöplankton, in feite de pelagische secundaire productie, kan worden opgesplitst in de componenten micro- en mezo-zoöplankton. Het microzoöplankton bestaat voornamelijk uit rotiferen, ciliaten en flagellaten die vooral zijn aangewezen op detritus en dus zodoende zorgen voor de opname van vast organisch materiaal in de voedselketen. Het mesozoöplankton begraast voornamelijk het fytoplankton en wordt gedomineerd door copepoden en cladoceren (Meire & Maris, 2008).



Figuur 6.4.1 *Overzicht van de belangrijkste stofstromen (→) in het voedselweb rond het Zoöplankton en de belangrijkste factoren (in rood) met invloed op of beïnvloed door de factor Zoöplankton.*

Figuur 6.4.1 geeft een overzicht van de belangrijkste zoöplankton gerelateerde interacties in het estuariene voedselweb. De zoöplanktonkwantiteit (dichtheden en biomassa) wordt bepaald door het voedselaanbod; afhankelijk van het type zoöplankton (micro- dan wel mesozoöplankton), voornamelijk bestaande uit fytoplankton of detritus. De verhouding tussen zwevende stof en fytoplankton heeft dan ook grote invloed op de zoöplankton samenstelling. Enerzijds is dus het fytoplanktonaanbod van belang (zie hoofdstuk 6.2. Primaire productie voor de parameters met invloed op deze indicator). Anderzijds bepaald de hoeveelheid detritus in de waterkolom de samenstelling van het zoöplankton (OSPAR Commission, 2008). Hiervoor zijn met name hydrologische aspecten belangrijk (zie hoofdstuk 3.2. Hydrodynamiek;Zwevende stofgehalte of 4.4. Lichtklimaat). Naast het voedselaanbod voor zoöplankton is de zoöplanktonpredatie van belang voor met name de waar te nemen kwantiteit en eventueel ook de samenstelling. Belangrijkste consumenten van het zoöplankton zijn hyperbenthische organismen als garnaalachtigen (Fockedey & Mees, 1999; zie tevens hoofdstuk 6.5), planktivore en omnivore vissen (Maes et al., 2005; Breine et al., 2007; zie tevens hoofdstuk 6.7) en de

filtreerders onder het macrozoöbenthos (Maar et al., 2007; Nielsen & Maar, 2007; Craeymeersch et al., 2008; zie tevens hoofdstuk 6.6). Mogelijk dat ook voor een aantal watervogels op den duur het zoöplankton een belangrijke voedselbron kan gaan vormen, zoals bijvoorbeeld voor de slobeend *Anas clypeata* (LNV, 2008). Hiermee bepaald het zoöplankton ook voor een deel de draagkracht van het systeem voor de hogere trofische niveaus. Het filtrerende macrozoöbenthos is overigens ook een voedselconcurrent van met name het mesozoöplankton door de op fytoplankton gerichte voedingswijze.

Verder hebben een aantal fysisch-chemische en hydrologische parameters een grote invloed op de aanwezigheid en samenstelling van het zoöplankton. Zo kan een verandering in (jaargemiddelde) temperatuur zorgen voor een verandering in de lengte van het groeiseizoen, verschuiving van de aanvang van het groeiseizoen en het tijdstip met maximumkwantiteit, en een verandering van de soortensamenstelling. Zo kent één van de dominante soorten van het oligo-mesohalien *Eurytemora affinis* een optimum temperatuur voor ei-productie rond de 15 °C (Gasparini et al., 1999). Bij opwarming van het systeem kan zodoende de zoöplankton piek naar vroeger in het jaar verschuiven. Ook het zuurstofgehalte kan grote invloed hebben op de aanwezigheid van zoöplankton. Zo is er pas weer recentelijk sprake van zoöplanktonproductie in het zoete gedeelte van het Schelde-estuarium, wat waarschijnlijk kan worden toegeschreven aan de verbeterde zuurstofcondities daar (Cox et al., 2009). Sautour & Castel (1995) laten zien dat gedurende de jaren 90 het optimum in de aantallen van *E. affinis* en een andere zeer algemene soort (*Acartia bifilosa*) in de Westerschelde duidelijk naar het zoutere gedeelte waren en mogelijk nog steeds zijn verschoven ten opzichte van vergelijkbare estuaria als de Gironde en de Ems. De optima bleken respectievelijk in de Gironde, Ems en Schelde bij een saliniteit van 0, 6 en 9 (*E. affinis*) dan wel 9, 15 en 18 (*A. bifilosa*) te liggen, grotendeels ten gevolgen van de heersende zuurstofcondities. Appeltans et al. (2003) laat overigens zien dat de tolerantie van zoöplankton soorten voor lagere zuurstofconcentraties mede wordt bepaald door de temperatuur en het zoutgehalte, waarbij *E. affinis* gevoeliger is bij hogere temperaturen of lagere saliniteit. Zoals vermeld kan ook de kwaliteit van het voedsel, verhouding zwevende stof ten opzichte van fytoplanktonconcentraties, de soortencompositie en het verspreidingsgebied van zoöplankton soorten worden beïnvloeden (Satour & Castel, 1995; Gasparini et al., 1999). Waar zwevende stof uiteraard het doorzicht zal beïnvloeden, zal begrazing van zoöplankton op de fytoplanktonpopulaties ook weer een effect op het doorzicht hebben. De invloed van verontreinigingen op de zoöplanktongemeenschappen is moeilijk aan te geven daar deze verschilt per contaminant, maar het valt te verwachten dat met name de soortensamenstelling (rijkdom en diversiteit) zal worden beïnvloed daar er verschil in gevoeligheid tussen de soorten zal bestaan. Verder is de verblijftijd van de ontwikkelende relatief immobiele zoöplanktonpopulaties binnen de voor de soorten geschikte saliniteitzones van belang. Zoöplankton zal zich tot op zekere hoogte weten te handhaven in bepaalde zones door de hoogte in de waterkolom aan te passen en zo gebruik te maken van inkomende en uitgaande stromingen (Heip et al., 1995). Zoet- en brakwater soorten zullen echter na verloop van tijd in zones terecht komen waar de saliniteit de populatiegroei belemmert of waar mortaliteit zal optreden. Dit fenomeen is afhankelijk van het debiet of de verblijftijd van het water in het Schelde systeem en in de saliniteitszones in het bijzonder. Uiteraard kan ook een verschuiving in de zoutindringing (wat samenhangt met debiet) effect hebben op de verblijftijd van water en relatief immobiele organismen in bepaalde saliniteitzones omdat hiermee de grootte van die zones verandert. Voor relatief zouttolerante soorten gaat het niet noodzakelijkerwijs om sterfte, maar kunnen de organismen ook het Schelde-systeem verlaten door overschrijding van de binnen deze methodiek vastgestelde gebiedsgrens tussen de Vlakte van Raan en de rest van de Voordelta/Noordzee.

Zoöplanktonindicatoren zijn dus waardevol voor het Schelde-estuarium, daar zoöplankton enerzijds de draagkracht van het systeem bepaalt voor gewaardeerde soorten onder de vissen en vogels. Dit inclusief rode lijst soorten en soorten met instandhoudingsdoelen zoals de fint *Alosa fallax*, de rivierprik *Lampetra planeri* en een

aantal grondeleenden soorten (LNV, 2006). Ook bepaalt het zoöplankton de draagkracht voor commercieel belangrijke soorten van het hyperbenthos (bv de grijze garnaal *Crangon crangon*) en commercieel belangrijke vissoorten (bv haring *Clupea harengus*, sprot *Sprattus sprattus*, zandspiering *Atherina presbyter* en juveniele platvis soorten als tong *Solea solea* en bot *Platichthys flesus*; Fockedey & Mees, 1999; Maes et al., 2005; Breine, 2009). Anderzijds kan het zoöplankton een belangrijke rol spelen in de controle van de fytoplanktonbiomassa (Escaravage & Soetaert, 1995). Het is te verwachten dat dit meer en meer het geval zal worden bij een verbetering van de zuurstofcondities en een afname van de ammoniumconcentraties in de zoetwaterzone van het Schelde-estuarium (Cox et al., 2009). Voor het gehele estuarium geldt dat de zoöplanktongemeenschappen een belangrijke bijdrage kunnen leveren aan een verbetering van het doorzicht. Verder is het zoöplankton een goede indicator voor veranderingen in zuurstofcondities, temperatuur, saliniteit, zwevende stof en waterretentie.

6.4.2 Indicatoren

De evaluatiemethodiek Zoöplankton is opgebouwd rond 5 indicatoren die zullen worden aangeduid als biomassa (ADW_{zp}), biomassa *E. affinis* (ADW_{Ea}), conditie *E. affinis* (fit_{Ea}), soortenrijkdom (d_{zp}) en soortendiversiteit (H'_{zp}). Omwille van de werkbaarheid wordt enkel het mesozoöplankton geëvalueerd. Het bemonsteren en met name het determineren van microzoöplankton is erg specialistisch en tijdrovend werk, wat overigens momenteel ook niet structureel in een monitoringprogramma wordt uitgevoerd. De verhouding mesozoöplankton/microzoöplankton zou een goede indicator kunnen zijn voor veranderingen in de fytoplankton/detritus-verhouding (Sautour & Castel, 1995). Er wordt echter verwacht dat de biomassa aan mesozoöplankton in combinatie met primaire productie, doorzicht en ontwikkelingen in de begrazingsdruk, dezelfde inzichten kan geven.

Biomassa (ADW_{zp}):

Voor bepaling van de (totale) biomassa aan zoöplankton worden de dichtheden per soort per m^3 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 totale mesozoöplanktonbiomassa (inclusief *E. affinis*) per m^3 wordt berekend per monitortijdstip.

E. affinis (ADW_{Ea}):

Zoals hierboven aangegeven wordt voor *E. affinis*, tevens één van de dominante soorten, de totale biomassa bepaald door vermenigvuldiging van de aantallen per m^3 met het gewogen soortelijke gewicht (mg ADW/individu).

E. affinis (fit_{Ea}):

Voor bepaling van de conditie van *E. affinis* wordt van een random 100 individuen het ontwikkelingsstadium genoteerd, waarna alle individuen na drogen als één batch worden gewogen. Door het gewicht te delen door 100 wordt het soortelijke gewicht in mg ADW/individu verkregen. Zodoende kan er een beeld worden gevormd van de populatie-ontwikkelingen door het jaar heen, en de eventuele ontwikkelingen in individuele groei en conditie van jaar tot jaar.

Soortenrijkdom (d_{zp}):

De soortenrijkdom van het mesozoöplankton (d_{zp}) wordt bepaald volgens Margalef als:

$$d_{zp} = \frac{(S-1)}{\ln(n)}$$

waarin S = het aantal soorten, en n = het aantal individuen per standaardmonster van 50 liter volgens de standaardbemonstering (50 µm net).

Soortendiversiteit (H'_{zp}):

De soortendiversiteit van het mesozoöplankton (H'_{zp}) wordt bepaald volgens Shannon als:

$$H'_{zp} = -\sum_{i=1}^{n} p_i * \ln(p_i)$$

waarin p_i = het aandeel van de i-de soort op het totaal aantal individuen per standaardmonster van 50 liter volgens de standaardbemonstering (50 µm net).

Chitobiase-concentratie
Veelbelovend is de bepaling van de secundaire productie op basis van de chitobiase-concentraties in de waterkolom. Het enzym wat vrijkomt bij de vervelling van Crustaceeën, waar het zorgt voor de afbraak van het exoskelet bij de overgang naar het volgende ontwikkelings-/groeistadium geeft dus een indicatie van het Crustaceeën aantal en de Crustaceeën groei (Oosterhuis et al., 2000). De chitobiase-concentraties zullen in de praktijk voornamelijk worden bepaald door aanwezige copepoden, garnalen en kleine krab- en kreeftachtigen. De methode bleek in de Noordzee zeer waardevol te zijn (Baars & Oosterhuis, 2006). Er dient echter nog te worden onderzocht in hoeverre de methodiek bruikbaar blijkt te zijn als evaluatietool in estuaria, waar men te maken heeft met verschillende saliniteiten en een zeegaande waterkolom. Verder is enigszins complicerend dat organismen uit verschillende te evalueren groepen (Zoöplankton, Hyperbenthos, Macrozoöbenthos) aan de index bijdragen en verschillende concentraties op verschillende diepten kunnen worden verwacht. Wellicht dat de methodiek nog verder kan worden getest en uitgewerkt en in de toekomst een rol kan gaan spelen in de evaluatie.

6.4.3 Spatieel en temporeel bereik

Voor de evaluatie is ten minste één representatief station per segment volgens de niveau 3 indeling noodzakelijk. Er kan worden overwogen om meerdere stations per segment te gebruiken en die te middelen wanneer dit naar verwachting een representatief beeld geeft. Evaluatie van het zoöplankton zal plaats vinden volgens de spatiële onderverdeling van niveau 3 (zie hoofdstuk 2). Voor andere indicatoren zullen later ook de gegevens uitgewerkt op niveau 2 nodig zijn, het geen kan worden bereikt door gemiddelden en standaarddeviaties per segment (Vlakte van Raan, Westerschelde, Zeeschelde, Zijrivieren) te berekenen.

Bemonstering van de zoöplanktongemeenschappen wordt maandelijks uitgevoerd, met maandelijks een extra bemonstering (dus 2x per maand) gedurende de zomermaanden (Maart t/m Augustus). Voor ieder tijdstip en segment wordt de totale zoöplanktonbiomassa, de soortenrijkdom en de soortendiversiteit berekend, en de biomassa, het soortelijk gewicht en de populatie-opbouw van *E. affinis*. De soortenrijkdom en soortendiversiteit worden voor de zomermaanden gemiddeld en vervolgens vanuit de maandgegevens berekend als gemiddelden ± standaarddeviatie per segment per jaar. De T_0 zal voor zover mogelijk een beeld geven van de historische ontwikkeling in soortenrijkdom en soortendiversiteit per jaar eindigend met de huidige situatie. De daarop volgende evaluaties (om de 6 jaar) zullen de nieuwe jaar tot jaar ontwikkelingen analyseren. Daarbij wordt er gericht op afwijkende jaar x segment combinaties, en worden door middel van trend analyse mogelijk ontstane trends of trendbreuken gedetecteerd. De totale zoöplanktonbiomassa wordt uitgezet tegen de tijd voor een ieder van de segmenten. Vervolgens kan het tijdstip van piekbiomassa per segment, en het segment met de hoogste biomassa worden gedetecteerd, het geen wordt vergeleken met de T_0 situatie. Tevens zal voor de segmenten op niveau 2 de zoöplanktonbiomassa gedurende het jaar worden berekend evenals de jaargemiddelde zoöplanktonbiomassa en piekbiomassa zoöplankton, om het voedselaanbod voor hogere trofische niveaus te bepalen (zie hoofdstukken 6.5. Hyperbenthos; 6.6. Macrozoöbenthos; 6.7. Vissen). Voor *E. affinis* wordt conform de totale biomassa, de biomassa per segment uitgezet tegen de tijd om de piekbiomassa per segment in de tijd

en de piekbiomassa in de ruimte te bepalen en te vergelijken met de T_0 situatie. Tevens zal de range van voorkomen (aantal segmenten met *E. affinis*) worden geëvalueerd. Ten slotte zal het gemiddelde gewicht van *E. affinis* in tijd (voor ieder van de tijdstippen) en ruimte (voor ieder van de segmenten) worden geëvalueerd. Hierbij wordt het gemiddelde gewicht van de populatie vergeleken met de T_0-situatie, en worden eventuele verschuivingen in de populatie opbouw (ontwikkelingsstadia) door het jaar heen vergeleken met T_0. Indien voldoende gegevens aanwezig, anders voor het eerst op het moment van evaluatie na 6 jaar, kan een trendanalyse volgen om de richting van eventuele ontwikkelingen te bepalen.

6.4.4 Benodigdheden

Of zoöplanktonmonitoring zal plaats vinden in het kader van MONEOS dan wel via andere wegen waarbij er mogelijk wel data verkrijgbaar zullen zijn, is op het moment van de ontwikkeling van de evaluatiemethodiek MONEOS nog onduidelijk. In Vlaanderen vindt momenteel wel monitoring van het zoöplankton plaats, parallel aan de fytoplankton bemonsteringen met stations in het grootste gedeelte van de segmenten volgens de niveau 4 indeling (OMES-segmenten). Dit zal dus wellicht ruimschoots voldoende zijn met in ieder segment op niveau 3 ten minste één meetstation. Mogelijk dat wel de monitorfrequentie (in de zomermaanden) nog zal moeten worden verhoogd. In Nederland wordt tot op heden geen monitoring van de zoöplanktongemeenschappen uitgevoerd. Hier zou dit dus moeten worden ingevoerd met representatieve stations op ten minste 4 locaties conform de niveau 3 indeling (Vlakte van Raan, het polyhaliene segment en de twee mesohaliene segmenten van de Westerschelde), die uiteraard het beste parallel aan de fytoplankton-bemonsteringsstations kunnen worden gekozen.

De zoöplanktonindicatoren zullen worden geëvalueerd in combinatie met de factoren jaargemiddeld zwevende stof(detritus)gehalte en maand- en jaargemiddelde waterretentie (hoofdstuk 3. 2), jaargemiddelde temperatuur, datum waarop de watertemperatuur voor het eerst de 12 °C haalt, en lengte periode met temperatuur boven de 12 °C (hoofdstuk 4.5. Temperatuur), maand en jaargemiddelde saliniteit en gemiddelde areaal zoet, oligohalien, mesohalien, polyhalien, euhalien (begrenzingen respectievelijk bij saliniteit van 0.5, 5, 18 en 30) per maand en jaar (hoofdstuk 4.6. Saliniteit), jaargemiddelde zuurstofconcentratie en minimum zuurstofconcentratie (hoofdstuk 4.2. Zuurstof), jaargemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in waterkolom (hoofdstuk 4.7. Toxische stoffen), jaargemiddelde primaire productie waterkolom en jaargemiddelde chlorofyl-a-gehalte waterkolom (hoofdstuk 6.2. Primaire productie), piekbiomassa hyperbenthos en jaargemiddelde biomassa hyperbenthos (hoofdstuk 6.5. Hyperbenthos), najaarsbiomassa filtrerend macrozoöbenthos (schelpdieren Westerschelde; hoofdstuk 6.6. Macrozoöbenthos), voorjaarsaantallen planktivore en omnivore vissen (hoofdstuk 6.7. Vissen). Voor alle factoren zal de met zoöplankton gecombineerde evaluatie plaats vinden op schaalniveau 3, met uitzondering van waterretentie, macrozoöbenthos en vissen, waar voor evaluatie op schaalniveau 2 zal plaats vinden.

De zoöplanktonfactoren piekbiomassa en jaargemiddelde biomassa zoöplankton zullen overigens op hun beurt weer worden gebruikt in de evaluatie van hyperbenthos, macrozoöbenthos en vissen per segment op de niveaus 3 en 2.

De factor zoöplankton vertoont dus diverse interacties met andere factoren binnen alle thema's. Het zoöplankton speelt met name een belangrijke rol in het verklaren van ontwikkelingen die te maken hebben met de interacties in het voedselweb, waarbij zoöplankton optreed als voedselbron of juist als belangrijke grazer. Interacties buiten het thema ecologisch functioneren zijn met name van belang daar de factor zoöplankton in combinatie met andere factoren onderscheidend kan zijn in het vinden van de oorzaak van veranderingen of optredende fenomenen. Zoöplankton is echter niet bepalend voor het vaststellen van bepaalde beoordelingen of criteria voor factoren, daar er meestal

sprake is van gevoeligere indicatoren. Zo kunnen ontwikkelingen in het zoöplankton duiden op bepaalde zuurstofcondities, (ontbreken van zoöplankton in zoete deel estuarium kan duiden op slechte zuurstofcondities) maar wordt de beoordeling of het criterium voor zuurstof bepaald voor de gevoeligste indicator zijnde de diadrome vissen (het zoöplankton zal eerder terug keren dan de diadrome vissen wanneer het om een zuurstofprobleem voor een groot trajectdeel gaat).

6.4.5 Beoordeling

Biomassa (ADW_{zp}):

De jaargemiddelde totale zoöplanktonbiomassa (ADW_{zp}) kan een toe- of afname laten zien in de te beoordelen segmenten (niveau 2; hoofdstuk 4.2). Een toename in ADW_{zp} kan het gevolg zijn van een toename in het voedselaanbod dus een toename van de primaire productie in de waterkolom (fytoplankton productie), een toename van de voedselkwaliteit (toename in de chlorofyl-a/detritus-verhouding), of een toename van de gemiddelde en/of de minimum zuurstofconcentratie. Verder kan het een gevolg zijn van een toename van de gemiddelde jaartemperatuur of een verlenging van het groeiseizoen (periode met temperatuur boven de 12 °C), een vergroting van de productiviteitszone (verschuiving van de saliniteitsbegrenzingen, berekend afhankelijk van de zone/gemeenschap als areaal zoet, oligohalien, mesohalien, polyhalien, euhalien) of het bereiken van een optimalere saliniteit. Een optimale saliniteit kan zichtbaar zijn in de gemiddelde saliniteit passende bij de aanwezige gemeenschap of een saliniteit waarbij grotere productie kan worden verwacht. De optimale saliniteit voor productie is eveneens grofweg in te delen in de hierboven genoemde saliniteitszones, met wellicht hogere productie in zoete en zoute delen dan in brakke delen, hetgeen echter moeilijk aantoonbaar is. Verder kan een toename in ADW_{zp} ook het gevolg zijn van een vergroting van de verblijftijd van het water en de daarin aanwezige gemeenschap (toename retentie). Een andere mogelijkheid is dat er een afname in de predatiedruk heeft plaatsgevonden, wat een afname in de biomassa aan hyperbenthos en/of afname in biomassa filtrerend macrozoöbenthos (schelpdieren) en/of afname in aantallen planktivore en omnivore vissen. Uiteraard werkt bovengenoemde ook in de andere richting, waarbij een afname in ADW_{zp} het gevolg kan zijn van een toename van één of enkele bovengenoemde factoren vanuit de thema's Hydro- en morfodynamica en Fysico-chemie en/of een toename van één of enkele bovengenoemde factoren vanuit het thema Ecologisch functioneren en diversiteit soorten. Uiteraard dient eerst te worden nagegaan of er spraken is van een significante verandering in ADW_{zp}. Dit wordt op twee manieren getest; door de situatie van het te evalueren tijdstip te vergelijken met een referentie situatie (bij T_0 evaluatie) of de T_0 situatie (latere evaluaties); of door een trendanalyse uit te voeren waarbij een significante trend of trendbreuk kan worden waargenomen. Bij significante verandering van ADW_{zp} zullen bovengenoemde factoren worden getest conform ADW_{zp}, waarbij niet significant of tegengesteld dan verwacht veranderende factoren af vallen als de mogelijke oorzaak van de observaties.

Een significante toename in ADW_{zp} zal in principe als positief worden beoordeeld tenzij deze wordt veroorzaakt door een afname in de predatiedruk (afname biomassa hyperbenthos, afname biomassa filtrerend macrozoöbenthos, afname aantallen planktivore en omnivore vissen). Een toename in ADW_{zp} wordt ook als positief beoordeeld bij een onveranderde of niet toenemende primaire productie. Bij een significante toename van de primaire productie zou een toename van het ADW_{zp} in theorie achter kunnen blijven waardoor de evaluatie niet noodzakelijkerwijs positief hoeft uit te pakken. Dit zal dan mogelijk ook tot uiting komen in andere evaluatiemethodieken als bijvoorbeeld zuurstof (hoofdstuk 4.2) en vissen (hoofdstuk 6.7). Men zal dan ook een negatieve beoordeling van een andere indicator binnen de evaluatiemethodiek zoöplankton verwachten, waarbij de plussen en de minnen tegen elkaar dienen te worden afgewogen, maar de minnen over het algemeen zwaarder zullen wegen. Een

toename van het ADW_{zp} ten gevolgen van een toename in de chlorofyl-a/detritus-ratio is in principe gewenst; te meer wanneer ook het doorzicht toe neemt en/of het zwevende stofgehalte afneemt. Laatst genoemden maken echter onderdeel uit van de indicatoren lichtklimaat (hoofdstuk 4.4) en hydrodymamiek (hoofdstuk 3.2. Hydrodynamiek: zwevende stof). Een afname in ADW_{zp} door een afname van de waterretentie of een afname van de productiviteitszone in het zoete en het oligohalien is ongewenst.

Aansluitend bij de totale zoöplanktonbiomassa zal ook het tijdstip waarop de piekbiomassa aan zoöplankton wordt bereikt, en het segment op niveau 3 (hoofdstuk 4.2) waarin de piekbiomassa wordt bereikt, worden geëvalueerd. Het laatste is een indicatie voor veranderende Fysico-chemische dan wel Hydro-morfologische omstandigheden waarbij niet op voorhand valt aan te geven of de veranderingen positief dan wel negatief zijn. Het zal echter functioneren als een signaal dat er iets gaande is, en dat de indicator ADW_{zp} zoals hierboven beschreven ook op niveau 3 dient te worden geëvalueerd. Significante verschuiving van het tijdstip waarop de piekbiomassa aan zoöplankton wordt bereikt kan te maken hebben met een verschuiving van het tijdstip waarop de piekbiomassa in fytoplankton plaats vindt. In dat geval moet de oorzaak worden gezocht in lichtklimaat en/of nutriëntenaanbod/-verhouding het geen voor de evaluatiemethodiek Primaire productie (hoofdstuk 6.2) zal worden geëvalueerd. De oorzaak kan ook liggen in een verandering in de watertemperatuur, waarvoor dient te worden geanalyseerd of het tijdstip waarop de watertemperatuur boven de 12 °C komt, is komen te liggen, of dat de gemiddelde jaartemperatuur is veranderd.

Een vervroeging van de zoöplanktonpiek ten gevolgen van een vervroeging van de opwarming van het waterlichaam dan wel een verhoging van de gemiddelde jaartemperatuur is ongewenst. Binnen de evaluatiemethodiek Temperatuur (hoofdstuk 4.5) zal dan worden geëvalueerd of de temperatuurverandering een locale of een globale oorzaak heeft en moet dan blijken of de evaluatie op dit punt als negatief wordt beoordeeld. In principe kunnen ook de overige factoren die invloed hebben op ADW_{zp}, het tijdstip van de piekbiomassa beïnvloeden. Er wordt echter verwacht dat de evaluatie van ADW_{zp} in de praktijk op die punten voldoende inzicht zal geven zodat er voor het tijdstip van de piekbiomassa in combinatie met die reeks parameters geen extra evaluatie nodig is.

E. affinis (ADW_{Ea}) en *E. affinis* (fit_{Ea}):

Naast dat de biomassa aan *E. affinis* (ADW_{Ea}) een indicatie kan zijn voor soortgelijke patronen als de totale zoöplanktonbiomassa (ADW_{zp}) en dus op dezelfde manier wordt geëvalueerd (overigens voor een door saliniteit iets wat ingeperkte trajectrange), is deze parameter tevens aan de evaluatie toegevoegd omdat in tegenstelling tot ADW_{zp} er voor ADW_{Ea} met direct bepaalde gewichten wordt gewerkt in plaats van standaard afgeleidde gewichten. Dit heeft als voordeel dat er informatie wordt verkregen over de conditie van de zoöplanktongemeenschap dan wel over de populatieopbouw van de zoöplanktongemeenschap (beiden worden bepaald). De conditie van *E. affinis* (fit_{Ea}) zal voornamelijk worden bepaald door de voedselkwaliteit die kan worden omschreven als de chlorofyl-a/detritus-ratio, of het zich ophouden van de populaties onder optimale dan wel suboptimale condities (hoogst waarschijnlijk voornamelijk terug te brengen tot een verandering in gemiddelde saliniteit). De populatie-opbouw zal weer eerder worden bepaald door factoren als temperatuur (een verandering van de gemiddelde jaartemperatuur of een verandering van de aanvang van het groeiseizoen gerelateerd aan een temperatuur boven de 12 °C) en voedselaanbod (verandering van de primaire productie in de waterkolom). Voor evaluatie van de conditie zal eerst de populatie-opbouw moeten worden bepaald. Bij een onveranderde populatie-opbouw maar een afname van de conditie (afname fit_{Ea}), kan dit het gevolg zijn van een afname in de chlorofyl-a/detritus-ratio, of een verandering (in dit geval wellicht een verhoging) van de gemiddelde saliniteit. Wanneer een afname in gewicht (fit_{Ea}) wordt geconstateerd die niet terug te brengen is tot verandering in conditie, maar tot de aanwezigheid van een hoger

percentage aan dieren in de laagste ontwikkelingsstadia, kan dit te maken hebben met een verlaging van de gemiddelde jaartemperatuur of een verlating van de aanvang van het groeiseizoen. Ook een afname van de primaire productie bij monitoring in de zomer, of verhoging van de gemiddelde jaartemperatuur of vervroeging van de aanvang van het groeiseizoen of toename van de primaire productie bij monitoring in het voorjaar kan de basis van de afname van de indicator vormen.

De beoordeling van de biomassa aan *E. affinis* is met name belangrijk voor de zoete en oligohaliene zone. Een verschuiving van de piekbiomassa stroomopwaarts is gewenst wanneer dit een toename in biomassa in de stroomopwaarts gelegen segmenten inhoud en niet alleen een afname in de stroomafwaarts gelegen segmenten. Een beoordeling van een verandering in de populatie-opbouw voor *E. affinis* is afhankelijk van het tijdstip van monitoring. Daardoor zal deze indicator slechts worden gebruikt als signaal, en betekent dit dat er moet worden gekeken naar de evaluatie van de factor Temperatuur (hoofdstuk 4.5) dan wel de evaluatiemethodiek Primaire productie (hoofdstuk 6.2) wanneer daar veranderingen in worden geconstateerd. De populatie opbouw van *E. affinis* is dus niet leidend voor de beoordeling. Wel is deze indicator noodzakelijk voor de bepaling van de conditie van de populatie. Een afname van fit_{Ea} door een achteruitgang van de conditie onder invloed van een afname van de chlorofyl-*a*/detritus-ratio zal negatief worden beoordeeld, en vice versa. Wanneer de oorzaak van de afname in conditie lijkt te liggen in een verhoging van de gemiddelde saliniteit dan is dit in principe ongewenst, maar zal de beoordeling voor andere indicatoren (Macrozoöbenthos & Vissen; hoofdstukken 6.6 & 6.7) en evaluatiemethodieken (Saliniteit; hoofdstuk 4.6) maatgevend zijn.

Soortenrijkdom (d_{zp}) en -diversiteit (H'_{zp}):

De soortenrijkdom en soortendiversiteit (respectievelijk d_{zp} en H'_{zp}) zijn enigszins vergelijkbare indicatoren in de zin dat veranderingen in de indicatoren het gevolg kunnen zijn van dezelfde set aan factoren. Echter daar zowel d_{zp} als H'_{zp} behoorlijk wat jaar tot jaar variatie kunnen vertonen, zullen er niet direct significante verschillen en/of trends waar te nemen zijn. Door beide indicatoren te evalueren wordt de kans op het detecteren van veranderingen vergroot. Evaluatie van d_{zp} en H'_{zp} vindt plaats op niveau 3 (hoofdstuk 2), waarbij een toename in de soortenrijkdom of de –diversiteit een gevolg kan zijn van een toename in het zuurstofgehalte (gemiddelde jaar concentratie en minimum concentratie), een afname in de primaire productie of een afname van de concentraties aan toxische stoffen in de waterkolom. Uiteraard kan ook het tegenovergestelde aan de hand zijn; een afname in soortenrijkdom en –diversiteit ten gevolgen van een afname in zuurstof of een toename in primaire productie of een toename in toxische stoffen.

In principe is een toename in zowel zoöplankton soortenrijkdom als –diversiteit gewenst, en een afname ongewenst, onafhankelijk welke factor hieraan ten grondslag ligt. Zuurstof en primaire productie komen in de evaluatie van diverse indicatoren en evaluatiemethodieken naar voren, wat een compleet beeld moet opleveren. Wanneer de oorzaak moet worden gezocht in de toxische stoffen (met name wanneer zuurstof en primaire productie geen verandering laten zien) wordt het gecompliceerd, omdat dit een hele lijst aan stoffen omvat die ook nog eens gecombineerd aanwezig zijn. Bij nieuwe normoverschrijdingen zouden die de basis kunnen vormen van achteruitgang in soortenrijkdom en –diversiteit; echter deze stoffen zullen in ieder geval in hoofdstuk 4.7 (Toxische stoffen) als negatief worden beoordeeld. Sterke concentratieveranderingen voor toxische stoffen kunnen het probleem zijn, maar zullen altijd vragen om nader onderzoek. Vergelijking van de verschillende segmenten en jaren moet hierbij behulpzaam zijn. Er wordt voorgesteld om toxische stoffen pas in de Zoöplanktonevaluatie te betrekken wanneer patronen niet vanuit andere factoren kunnen worden verklaard. Men dient er rekening mee te houden, en dit geldt in principe voor alle indicatoren, dat veranderingen in indicatoren het gevolg kunnen zijn van veranderingen in meerdere factoren. Zo kan de waarde van de ene factor de tolerantie van organismen ten

opzichte van andere factoren beïnvloeden, zoals bijvoorbeeld geïllustreerd in de studie van Kinne uit 1964.

6.4.6 Conclusie

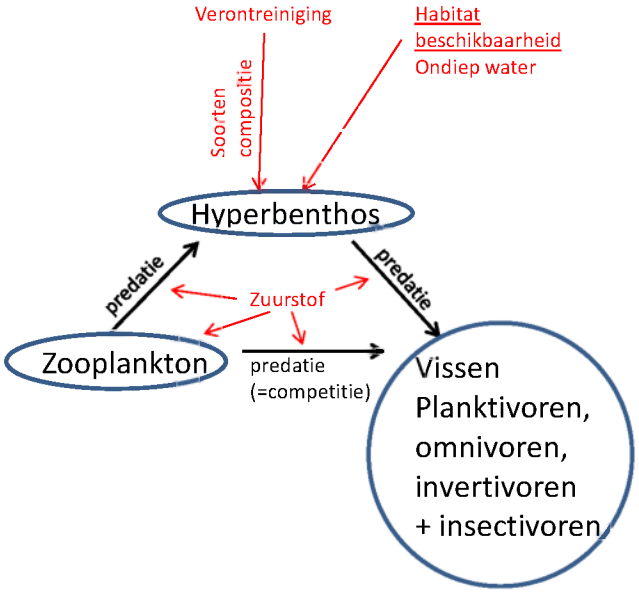
Vooralsnog zijn er geen normen voor zoöplankton opgesteld. De belangrijke rol in het voedselweb wordt echter wel in internationaal verband onderkend (OSPAR Commission, 2008). Verder beveelt het Milieu- en Natuurplanbureau aan om zoöplankton als graadmeter voor de natuurwaarde van de Westerschelde op te nemen; een aanbeveling die ook in de rapportage aangaande 'gezondheidsindicatoren voor het Schelde-estuarium' (Craeymeersch et al., 2008) is overgenomen. Duidelijk mogen zijn dat het zoöplankton in het zoute deel van het Schelde estuarium een belangrijke rol speelt in de draagkracht van het systeem voor organismen van hogere trofische niveaus. Het grotendeels (tot zeer recentelijk) ontbreken van zoöplanktongemeenschappen in het zoete deel van het Schelde-estuarium (Tackx et al., 2005) moet grote gevolgen hebben gehad voor de diversiteit in dit deel van de Schelde. Uiteraard lagen andere factoren ten grondslag aan het ontbreken van zoöplankton en soorten van hogere trofische niveaus. Maar eerst zal herstel van zoöplanktongemeenschappen noodzakelijk zijn alvorens soorten van hogere trofische niveau's succesvol kunnen terugkeren, ondanks mogelijk reeds verbeterde (fysisch-chemische) condities. Niet alleen is zoöplankton belangrijk voor de hogere trofische niveau's, maar kan het een belangrijke factor zijn in de regulatie van het fytoplankton en mogelijke algenbloeien (Escaravage & Soetaert, 1995) onder de huidige (en wellicht ook tot ver in de toekomst) eutrofe condities. Daarbovenop kan de evaluatie van zoöplankton, onderscheidend zijn voor de toestand en veranderingen in het systeem.

Problematisch is natuurlijk dat vooralsnog geen zoöplanktonmonitoring is voorzien voor het gehele Schelde-systeem. Voor het Belgische deel lijkt juist zoöplankton dé indicator te zijn om duidelijk te maken dat het met het systeem de goede kant op gaat. Voor het Nederlandse deel kan een kleine extra inspanning (4 monitorlocaties) duidelijk meer inzicht geven in de oorzaken van het mogelijk wel of niet voorkomen, of trends in soorten van hogere trofische niveaus. Waar zoöplankton belangrijke informatie geeft over de gezondheidstoestand van het systeem, kan dat juist de benodigde informatie zijn om onderscheid te maken tussen het ecologisch functioneren op zich, en externe invloeden of meer menselijke ingrepen in het gebied als exploitatie, verstoring, effecten van gebruikers functies of activiteiten die consequenties kunnen hebben voor dezelfde soorten.

6.5 Epi- en hyperbenthos

6.5.1 Achtergrond

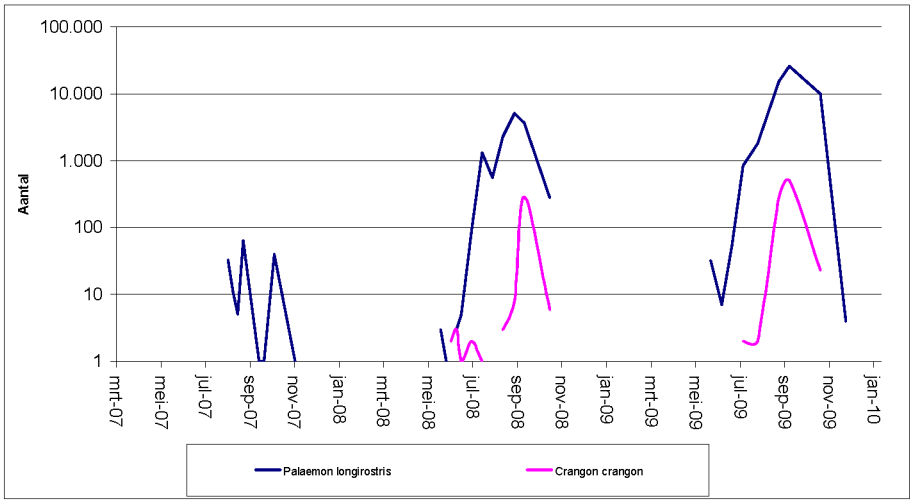
Epi- en hyperbenthische macroïnvertebraten vormen een organismengroep waaraan traditioneel minder aandacht werd besteed en die ook niet in de wettelijke en beleidskaders genoemd worden. De hier behandelde groep omvat niet enkel hyperbenthos, maar ook epibenthos, respectievelijk de fauna die boven en op de bodem leeft. Samen met het macrozoöbenthos en meiozoöbenthos (samen de infauna) vormen zij het benthos. Nochtans omvat het epi- en hyperbenthos commercieel belangrijke soorten zoals de grijze garnaal (*Crangon crangon*) en larven van vissen en krabben. Ze bepalen in belangrijke mate de draagkracht van het systeem (zie figuur 6.5.1) voor een groot aantal commerciële vissoorten (Redant & Polet, 2003, Hostens, 2005), en wellicht ook voor een aantal vogelsoorten (Meire & Maris, 2008). De Westerschelde is zeer belangrijk als kraamkamer voor de grijze garnaal (en ook voor andere dominante epi- en hyperbenthische soorten), en dan met name de ondiepe subtidale en aangrenzende intertidale gebieden. Zo wordt een sterke terugloop in de garnaalvisserij in de Nederlandse en Belgische kustwateren, gerelateerd aan een sterke reductie van de kweekgebieden voor de garnaal in de Westerschelde sinds de jaren '50 (Redant & Polet, 2003).



Figuur 6.5.1 *Overzicht van de belangrijkste stofstromen (→) in het voedselweb rond het epi- en hyperbenthos en de belangrijkste factoren (in rood) met invloed op of beïnvloed door de factor Epi- en Hyperbenthos.*

In de Zeeschelde werd tot voor kort nauwelijks epi- en hyperbenthos waargenomen in de lagere saliniteitszones door de lage zuurstofconcentraties die er heersten. Tegenwoordig worden voornamelijk de langneussteurgarnaal (*Palaemon longisrostris*), de aasgarnaal *Neomysis integer* en de grijze garnaal in toenemende aantallen waargenomen tot in de zoete zone (Van den Neucker et al., 2009, figuur 6.5.2). Het lijkt er dan ook op dat deze groep, net zoals het zoöplankton, profiteert van de waterkwaliteitsverbetering aldaar. Het epi- en hyperbenthos lijkt gevoelig te zijn voor slechte zuurstofcondities. Anderzijds is het voor de voedselvoorziening in grote mate afhankelijk van het zoöplankton (Fockedey & Mees, 1999; Hostens & Mees, 2003), een groep die tot voor kort eveneens grotendeels ontbrak in de lagere saliniteitszones. Naast het feit dat lage zuurstofconcentraties een

groot effect zullen hebben op de aan te treffen epi- en hyperbenthosbiomassa, zullen verontreinigingen soortspecifiek op de populaties ingrijpen.
Momenteel wordt monitoring van grijze garnalen en steurgarnalen zowel in Vlaanderen als in Nederland gecombineerd met vismonitoring. In Vlaanderen worden de aantallen in de fuikvangsten geregistreerd (aantallen per soort en totale biomassa). In de Westerschelde worden de grijze garnaal- en steurgarnaalvangsten geregistreerd tijdens de Demersal Fishing Survey DFS campagnes. Nadeel is dat kleinere soorten van het hyperbenthos, zoals de aasgarnaal *Neomysis integer* door het gebruiken van een te grote maaswijdte niet kunnen worden gekwantificeerd. Nochtans is deze kleine soort een belangrijke en abundante voedselbron voor de echte garnaalsoorten en voor opgroeiende vissoorten en aldus belangrijk voor het vervullen van de kinderkamerfunctie van het estuarium. Een goede evaluatie van de kraamkamerfunctie van de Schelde vereist dus eveneens een kwantificering van de kleinere hyperbenthossoorten. Om hier invulling aan te geven zou best bemonsterd worden met een hyperbenthische slede, in te zetten vanop een schip of boot of intertidaal voort te slepen met mankracht. Deze slede vangt alle dieren in de onderste waterlaag met netten met een maaswijdte van 1 mm. Een bijkomend voordeel is dat tevens zicht kan worden gekregen op het voorkomen van larven en postlarven van garnalen en vissen, waardoor een nog beter beeld van de kramerkamerfunctie kan worden verkregen.



Figuur 6.5.2 *Evolutie van de aantallen garnalen als bijvangst in de visfuiken te Weert, zoetwaterzone in de Zeeschelde (data Tom Van den Neucker).*

6.5.2 Indicatoren

Voor de epi- en hyperbenthosevaluatie zal gebruik worden gemaakt van het bestaande vissenmonitorprogramma (zie hoofdstuk 6.7. Vissen), waarbij onderdelen van het hyperbenthos worden meegeteld (wat momenteel al grotendeels wordt uitgevoerd) uitgebreid met extra bemonsteringen met een hyperbenthische slede. De evaluatie zal dan ook gebruik maken van aantallen en versgewichten die vrij snel bepaald kunnen worden.

Biomassa (FW_{hb}):

Voor bepaling van de (totale) biomassa aan grijze garnalen en steurgarnalen wordt de biomassa (mg versgewicht (FW)) per soort per standaard schietfuikmonster of per ha (boomkorbemonstering) bepaald. Voor de aasgarnalen wordt dit bepaald per ha aan de hand van hyperbenthische slede opnames. Voor de totale hyperbenthosbiomassa worden de gewichten per soort bij elkaar opgeteld.

Soortenrijkdom (d_{hb}):

De soortenrijkdom van het epi- en hyperbenthos (d_{hb}) wordt bepaald volgens Margalef als:

$$d_{hb} = \frac{(S-1)}{\ln(n)}$$

waarin S = het aantal soorten, en n = het aantal individuen per standaard fuikmonster of per ha.

Soortendiversiteit (H'_{hb}):

De soortendiversiteit van het hyperbenthos (H'_{hb}) wordt bepaald volgens Shannon als:

$$H'_{hb} = -\sum_{i=1}^{n} p_i * \ln(p_i)$$

waarin p_i = het aandeel van de i-de soort op het totaal aantal getelde individuen per standaard fuikmonster of per ha.

6.5.3 Ruimtelijk en temporeel bereik

De epi- en hyperbenthosevaluatie zal worden uitgevoerd per segment op niveau 3, met in ieder segment ten minste één monitorlocatie. In Vlaanderen wordt een voor- en najaarsevaluatie uitgevoerd. Elk tijdstip heeft een indicatieve waarde maar de gegevens van biomassa en soortencompositie zijn moeilijk te combineren tot een gemiddelde per jaar, omdat er grote seizoensvariatie wordt verwacht. In Nederland kan de epi- en hyperbenthosevaluatie worden gekoppeld aan de bentische vismonitoring (DFS) opnames met behulp van de boomkor (zie hoofdstuk 8.7), de grijze garnalen en steurgarnalen worden als bijvangst sinds 1970 bijgehouden. Echter voor zowel Vlaanderen als Nederland is uitbreiding van de bemonstering met opnames met de hyperbenthische slede gewenst om ook aasgarnalen te kunnen evalueren en zicht te krijgen op de efficientie van de beide andere monstertechnieken voor grijze garnalen en steurgarnalen. Welke variabelen gemeten worden moet nog uitgeklaard worden (niet in datafiches NL). De boomkorbemonstering vindt één maal per jaar plaats in het najaar. Daarom zou een uitbreiding van het schietfuiknetwerk naar de Westerschelde zeer waardevol zijn ter vergelijking. Enerzijds om voor- en najaarsaantallen te kunnen vergelijken, anderzijds om de schietfuikvangsten te kunnen relateren aan aantallen per hectare. Zoals opgemerkt bij de vismonitoring zou moeten worden bekeken of de DFS-bemonsteringsintensiteit voor de Vlakte van Raan voldoet.

Het monitoringsprogramma levert voor iedere indicator jaarlijks twee waarden op per segment in de Zeeschelde en één waarde in de Westerschelde. Hiermee kan de situatie ten tijde van de evaluatie (op basis van de voorafgaande 6 jaar) worden vergeleken met een referentie of kan de T_x worden vergeleken met de $T_{0,}$ voor zowel het voor- als het najaar. Tevens kan er een trendanalyse worden uitgevoerd op T_x, aangevuld met een trendbreukanalyse indien indicaties aanwezig zijn.

6.5.4 Benodigdheden

Zoals gezegd is tenminste één monsterlocatie (dubbele schietfuik) per segment op niveau 3 gevraagd, waar in het voor- en het najaar wordt bemonsterd. Voor het Nederlandse deel kan voorlopig worden gewerkt met het meenemen van hyperbenthos tijden de boomkoropnames (waarbij dan wel de voorjaarsopname wordt gemist) en waar

zal moeten worden bekeken of er voldoende representatieve opnames voor de Vlakte van Raan zijn.
Het epi- en hyperbenthos zal worden geëvalueerd in combinatie met de volgende factoren: gemiddelde en minimale zuurstofconcentratie (hoofdstuk 4.2. Zuurstof), gemiddelde en maximale concentraties toxische stoffen in de waterkolom (hoofdstuk 4.7. Toxische stoffen), areaal aan ondiep subtidaal habitat (hoofdstuk 5.2. Habitatareaalverdeling en dynamiek), jaargemiddelde en piek zoöplanktonbiomassa (hoofdstuk 6.4. Zoöplankton), jaargemiddelde aantallen voor de combinatie van planktivore, omnivore, invertivore en/of insectivore vissen (hoofdstuk 6.7. Vissen) en aantal ton uit de Westerschelde opgeviste/gelande garnalen (visserijgegevens). De evaluatie zal plaats vinden op niveau 3, met uitzondering van de gecombineerde evaluatie met habitataanbod, het aantal vissen en de visserijgegevens, wat op niveau 2 zal worden uitgevoerd.

Het is onduidelijk of de garnalenvisserij gegevens momenteel beschikbaar zijn voor de Westerschelde afzonderlijk. Verder zal moeten blijken of er reeds voldoende gegevens beschikbaar zijn voor het opstellen van een referentie. Er dient te worden nagegaan of er voldoende gedetailleerde historische epi- en hyperbenthosgegevens beschikbaar zijn. Voor Vlaanderen weten we dat hyperbenthos grotendeels voor velen jaren heeft ontbroken. Voor Vlaanderen dient wellicht een referentie te worden opgesteld voor een situatie met goede ecologische kwaliteit gebaseerd op andere estuaria waarbij de studie beschreven in Mees et al. (1995) wellicht kan helpen. De gewenste richting waarin de indicatoren dienen te ontwikkelen is duidelijk, maar bij welke waarde het systeem als in goede conditie kan worden beoordeeld, dient nog te worden bepaald.

6.5.5 Beoordeling

Per indicator krijgen we uiteindelijk twee waarden per jaar (een voor- en een najaarswaarde) die op dezelfde manier zullen worden geëvalueerd. Daarbij is het dus mogelijk dat één of beide waarden een indicatie geven, waarmee de gevoeligheid van de hyperbenthosevaluatie wordt vergroot.

Biomassa (FW_{hb}):

Een toename van de biomassa kan het gevolg zijn van een toename in het voedselaanbod, weerspiegeld door de jaargemiddelde en piekzoöplanktonbiomassa. Anderzijds kan een verbetering in de zuurstofcondities (toename in de gemiddelde dan wel de minimale concentratie) zorgen voor een toename in de hyperbenthosbiomassa. Een verbetering van de zuurstofcondities heeft echter ook een positief effect op de vispopulaties, die enerzijds voor een toename van de predatiedruk op het hyperbenthos kunnen zorgen en anderzijds in competitie gaan voor het belangrijkste voedsel van het hyperbenthos: het zoöplankton. Afname van de predatiedruk (een afname van het gecombineerde aantal planktivore, omnivore, invertivore en/of insectivore vissen) kan toename van de hyperbenthosbiomassa veroorzaken. Uiteraard is het ook mogelijk dat er substantieel minder op garnalen is gevist. Verder kan de hyperbenthosbiomassa mogelijk profiteren van een toename van het areaal aan geschikt kinderkamerhabitat, weergegeven als het areaal ondiep subtidaal. Een verbetering van de verontreinigingstoestand (afname concentraties verontreinigingen in de waterkolom) kan ook ten grondslag liggen aan de verbetering van deze indicator.

Een toename van de hyperbenthosbiomassa in voor- en/of najaar wordt als positief beoordeeld, tenzij veroorzaakt door een afname van de predatiedruk (visaantallen). Een afname is ongewenst.

Soortenrijkdom en soortendiversiteit:

De indicatoren soortenrijkdom en –diversiteit reageren grotendeels op dezelfde veranderingen in het systeem, maar in de ene situatie is d_{hb} gevoeliger, in de andere situatie H'_{hb}. De analyse van beide indicatoren en analyse van zowel voor- als najaarsgegevens, vergroot de indicatorwaarde van hyperbenthosgegevens. De twee factoren die wellicht direct aanwijsbare effecten kunnen hebben op beide indicatoren, zijn de zuurstofcondities en de verontreinigingstoestand. Een toename van één of beide indicatoren kan het gevolg zijn van een toename van de gemiddelde of minimale zuurstofconcentratie in het te evalueren segment of een afname in de gemiddelde of maximale concentratie aan verontreinigingen.

Een toename van één of beide indicatoren wordt als positief beoordeeld.

6.5.6 Conclusie

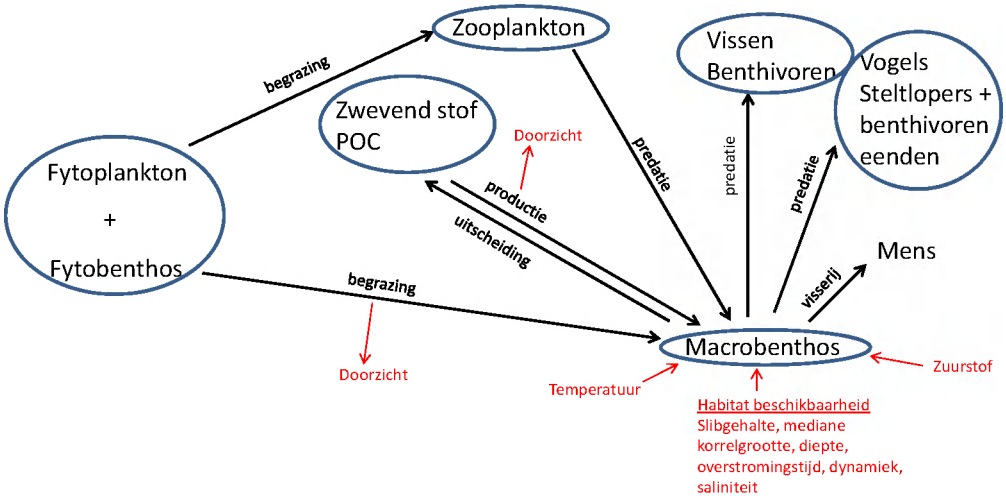
Mits een kleine bijkomende inspanning kan het huidige monitoringnet geschikt worden gemaakt voor de evaluatie van grotere epi en hyperbenthossoorten. Deze kunnen namelijk vrij eenvoudig mee worden bemonsterd met de vissen met behulp van zowel schietfuiken als boomkorren. Evenals voor de vissen (hoofdstuk 6.7. Vissen) zal ook de hyperbenthosevaluatie kunnen profiteren van een kleine uitbreiding van het aantal bemonsteringslocaties zodat de Nederlandse en de Vlaamse evaluatiemethoden kunnen afgestemd worden op elkaar. Of er voldoende gegevens beschikbaar zijn voor het opstellen van een referentiesituatie met goede kwaliteit is de vraag, zeker in de Zeeschelde waar hyperbenthos lange tijd ontbrak. Daar zal vooralsnog een toename van één der indicatoren als een verbetering van het systeemfunctioneren worden beschouwd.

Wel is het mogelijk dat exotische hyperbenthossoorten zoals *Palaemon macrodactylus* en de Chinese wolhandkrab (*Eriocheir sinensis*) zullen profiteren van verbeterende omstandigheden en een open niche. ,Of een dergelijke trend uiteindelijk als positief of negatief dient te worden beschouwd is voorlopig nog onbeantwoord en wellicht soortafhankelijk. Er is weinig aandacht voor hyperbenthos in beleidsdocumenten, maar met het oog op de huidige ontwikkeling van populaties in het bovenstroomse gedeelte nadat deze daar lange tijd hebben ontbroken en de waarde van deze groep als voedselbron voor grote aantallen vissen en wellicht ook vogels, maakt het zinvol om deze groep in de evaluatiemethodiek MONEOS mee te nemen. Vooralsnog is er geen monitoring voorzien waarbij de aasgarnalen éénvoudig kunnen worden meebemonsterd. Het zou goed zijn om hier in de toekomst toch aandacht aan te besteden.

6.6 Macrozoöbenthos

6.6.1 Achtergrond

Met het macrozoöbenthos worden de bodemdieren (infauna + op het sediment aanwezige evertebraten) 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. Sistermans 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.



Figuur 6.6.1 Overzicht van de belangrijkste stofstromen (→) in het voedselweb rond het Macrozoöbenthos en de belangrijkste factoren (in rood) met invloed op of beïnvloed door de factor Macrozoöbenthos.

Het macrozoöbenthos vormt een belangrijke schakel in het estuariene voedselweb, en heeft zeer diverse levensstrategieën en voedingswijzes. Dit betekent ook dat de relaties met andere groepen in het voedselweb sterk zullen verschillen tussen de macrozoöbenthos-types. Zacht substraat domineert van nature het Schelde-estuarium. Bij de actuele monitoring van het macrozoöbenthos wordt grotendeels voorbij gegaan aan de organismen van het (vaak artificiële) harde substraat. Hard substraat treft men aan op de vooroevers, maar ook op allerlei bouwwerken en tuigen in het water. Schelpdieraggregaties kunnen op den duur ook een soort hard substraat vormen, waarbij men spreekt van banken. Tenslotte kunnen ook natuurlijke harde lagen (zoals schelpgruis, grint en stenen) aan het oppervlak verschijnen en hard substraat vormen. De overgang tussen hard en zacht substraat is daardoor vaak moeilijk te bepalen. In de praktijk wordt alles wat nog enigszins te bemonsteren is met de gebruikelijke middelen (corers en grijpers) meegerekend bij inventarisaties van zacht substraat. In deze evaluatie zullen schelpbanken nog wel tot het macrozoöbenthos worden gerekend, maar het leven op de artificiële substraten van bijvoorbeeld de vooroevers, kribben en bedijkingen wordt in deze evaluatie buiten beschouwing gelaten. Zo wordt wellicht een in aantallen, biomassa en soorten groeiende groep organismen buiten beschouwing gehouden.

Figuur 6.6.1 geeft een overzicht van de belangrijkste macrozoöbenthos gerelateerde interacties in het estuariene voedselweb. 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 (Ascidiacea) 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 (zie de hoofdstukken 3.2. Hydrodynamiek en 4.4. Lichtklimaat (ook voor het zwevende stof gehalte) en 8.2. Primaire productie). 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 uigescheiden 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 6.6.1 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 zooplankton (zie hoofdstuk 6.4), 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 zooplankton 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; zie hoofdstuk 6.2. Primaire productie). 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 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 *Lampetra planeri* (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 schar *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. Enerzijds 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 (Rappoldt & Ens, 2007), maar is ook bekend dat scholeksters ook foerageren in de brakke zones waar kokkels ontbreken (Rappoldt & Ens, 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 slobeend (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 & 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*) gevist 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 gevist (Kesteloo et al., 2009).

Naast het voedselaanbod voor macrozoöbenthos en de predatiedruk op het benthos, wordt zowel de kwantiteit als de samenstelling van de macrozoöbenthos gemeenschappen voornamelijk bepaald door fysico-chemische en morfo- en hydrologische aspecten. Een aantal van die parameters begrenzende eenheden binnen het ecotopenstelsel, zijnde de feitelijke ecotopen die worden gekenmerkt door een karakteristieke gemeenschap. Het gaat daarbij niet uitsluitend om de macrobenthische gemeenschap, maar zij tonen vaak wel de sterkste relatie met een ecotoop. In de praktijk blijkt het even wel om meerdere redenen moeilijk te zijn om ecotopen te onderscheiden uitsluitend op basis van de macrobenthische gemeenschappen (Wijnhoven et al., 2006; Van Wesenbeeck et al., 2010). Dit is ondermeer het gevolg van het feit dat er vrijwel nooit sprake is van scherpe begrenzingen maar eerder van geleidelijke overgangen in parameters en daarmee ook in gemeenschappen (Wijnhoven et al., 2007). Het aangeven van scherpe begrenzingen suggereert ook dat alle parameters heel nauwkeurig bekend zijn, terwijl er in de praktijk grote onzekerheden zijn door meetonnauwkeurigheid. Nog belangrijker, wordt een aantal parameters bepaald door modellering en/of interpolatie daar niet overal alles gemeten kan worden, en een aantal parameters worden bepaald door afgeleide factoren te monitoren. Verder worden de benthische gemeenschappen uiteraard ook beïnvloed door een range van factoren die niet in het ecotopenstelsel worden meegewogen; zoals verstoringen van diverse aard, en de ook in deze evaluatie

meegenomen factoren als temperatuur, zuurstofgehalte, voedselaanbod en predatiedruk. Daar komt nog eens de grote interannuele variatie binnen ecotopen boven op. Voor het Nederlandse deel van het Schelde-estuarium wordt er meestal gesproken over het 'ecotopenstelsel', en is het in kaart brengen van de mozaïek aan ecotopen (middels ecotopenkaarten) ook onderdeel van de monitoring. In Vlaanderen wordt gesproken over 'fysiotopen', maar ook de ontwikkeling daarvan wordt gemonitord, en beiden zijn grofweg opgebouwd uit dezelfde set aan abiotische parameters. De monitoring van ecotopen/fysiotopen verschuivingen is een onderdeel van de evaluatie (zie thema 'Diversiteit habitats'; hoofdstuk 5). De macrozoöbenthossamenstelling wordt sterk bepaald door het substraat, zijnde de ondergrond waarop en waarin soorten zich kunnen vestigen. Dit wordt gekenmerkt door een bepaalde stabiliteit die mogelijk beschermt tegen bepaalde condities van stromingen en anaërobie, maar mogelijk ook een bedreiging vormt bijvoorbeeld door afdekking of schurende werking, of juist datgene is waaruit ze hun voedsel halen. Factoren die de kwaliteit van het substraat beschrijven en onderdeel uit maken van het ecotopenstelsel zijn slibgehalte en mediane korrelgrootte (Bouma et al., 2005). Twee andere belangrijke factoren van zowel het fysiotopen als het ecotopenstelsel met grote invloed op de macrobenthische gemeenschappen zijn diepte en overstromingsduur, die ecologisch relevante natuurlijke gradiënten van lichtklimaat, uitdrogingsrisico's, temperatuur en voedselaanbod induceren. Een belangrijke terugkerende factor in het ecotopenstelsel is de dynamiek. Deze is niet altijd makkelijk te bepalen in het veld, maar is de resultante van stroomsnelheid en orbitaalsnelheid, waarmee een bepaalde fysieke blootstelling wordt aangegeven, maar waardoor ook bijvoorbeeld voedsel- en zuurstofaanbod kunnen worden bepaald. Een eveneens belangrijke factor in een estuarium is saliniteit, zowel gemiddelde als minimum en maximum en saliniteitsvariaties gedurende een etmaal of gedurende een jaar. Voor de bovengenoemde parameters hebben de macrobenthische organismen bepaalde toleranties en kennen ze tolerantiegrenzen, waarbij deze begrenzing vaak ook door het samenspel aan factoren worden bepaald (Ysebaert et al., 2003). Verder kennen organismen optimum condities voor bijvoorbeeld groei en/of voortplanting, en zullen de condities ook de concurrentiepositie van soorten voor voedsel en/of ruimte ten opzichte van andere soorten bepalen.

Twee fysico-chemische factoren die niet rechtstreeks in een ecotopen-/fysiotopenstelsel worden meegewogen zijn temperatuur en zuurstof. Beiden kunnen een grote invloed hebben op de macrobenthische gemeenschappen, zeker wanneer zij onnatuurlijke patronen gaan vertonen, of duidelijk beïnvloed worden van buiten het systeem. Temperatuursveranderingen kunnen veranderingen in productie of lengte van het groeiseizoen, dan wel verschuiving van het groei- en of voortplantingsseizoen geven en kunnen veroorzaken dat de concurrentie positie van soorten verschuift. Lage zuurstofconcentraties kunnen mortaliteit onder bepaalde soorten veroorzaken, en langere perioden van anaërobie kunnen er voor zorgen dat er helemaal geen macrozoöbenthos meer aanwezig is. Aangezien de structuur van de bodem na periodes van anaërobie dusdanig is veranderd (door chemische processen en ontbreken van bioturbatie) dat het de vestiging van organismen bemoeilijkt, zal een toename van het zuurstof gehalte pas na verloop van tijd weer gaan lijden tot een terugkeer van macrobenthische organismen (Van Colen et al., 2008; Wijnhoven et al., 2010). De aan- of afwezigheid van macrozoöbenthos lijkt niet de meest gevoelige indicator voor problemen met het zuurstofgehalte (diadrome vissen zijn wellicht gevoeliger; hoofdstukken 4.2. Zuurstof en 6.7. Vissen), maar veranderingen in de macrozoöbenthos gemeenschappen zouden wel als een aanwijzing kunnen fungeren voor veranderende omstandigheden zoals lokaal optredende lage zuurstof concentraties in de bodem of permanent verbeterde zuurstof condities.

6.6.2 Indicatoren

De evaluatiemethodiek 'macrozoöbenthos' is opgebouwd uit 7 indicatoren die zullen worden aangeduid als dichtheid ($Dens_{mb}$), biomassa (ADW_{mb}), aantal soorten (S_{mb}), gemeenschapssimilariteit (Sim_{zp}), oligochaetenindex (IOBS), schelpdierbiomassa (FW_{biv})

en areaal schelpdieren (A_{biv}). De eerste 4 indicatoren komen overeen met de huidige BEQI-methodologie voor toetsing van kust- en overgangswateren voor de Kaderrichtlijn Water op niveau 3: het evalueren van macrozoöbenthos gemeenschappen binnen habitats (Van Hoey et al., 2007). Deze methodiek is onder andere ontwikkeld (en reeds uitgewerkt) voor het Nederlandse deel van het Schelde-estuarium. Er wordt hier voorgesteld de methodologie in ieder geval voor het Nederlandse deel te hanteren en voor zover mogelijk in te vullen en op termijn uit te werken voor het Vlaamse deel. Er zal ten tijde van de T_0 moeten worden nagegaan of er een geschikte referentie kan worden gevonden en/of opgesteld voor het zoete en oligohaliene deel. Voordeel van een evaluatie op deze manier, is dat de integratie met andere evaluatiemethodieken (Primaire productie en Habitat areaal verdeling en dynamiek; zie tevens hoofdstukken 6.2 en 5.2) eenvoudig volgens de BEQI methodiek (evaluatie op niveau 1 en 2) kan worden uitgevoerd, en conform de Kaderrichtlijn water beoordeling is. De oligochaetenindex (IOBS) wordt momenteel reeds als evaluatiemethodiek in het zoete en oligohaliene deel van het Schelde systeem toegepast in het kader van de Kaderrichtlijn Water (Speybroeck et al., 2008; VMM, 2008). Daar met deze methodiek reeds aardig wat ervaring is opgedaan zowel binnen als buiten het Schelde systeem (AFNOR, 2002), en oligochaeten het overgrote deel van de macrobenthische gemeenschappen uit maken in het zoete en oligohaliene deel van het Schelde-estuarium, is het voor de hand liggend voor dit deel vooralsnog de methodiek te handhaven. Ten tijde van de T_0 en eventueel bij daar op volgende evaluaties zal moeten worden bezien hoe IOBS en BEQI (niveau 3) zich tot elkaar verhouden (of het in ieder geval indicatoren zijn die dezelfde richting op wijzen bij bepaalde ontwikkelingen), en wat de beste werkwijze is voor de toekomst. De twee laatst genoemde indicatoren richten zich specifiek op het schelpdieren aanbod. Enerzijds omdat schelpdieren een goede indicator zijn voor de kwaliteit van het systeem, anderzijds omdat schelpdieren door de hoge biomassa die ze kunnen vertegenwoordigen in een estuarium een grote invloed hebben op het systeem en in belangrijke mate de draagkracht van het systeem bepalen voor organismen op hogere trofische niveaus. Vooralsnog zullen deze twee indicatoren alleen worden berekend voor het Nederlandse deel, omdat schelpdieren (nog) een geringe rol spelen in het zoete en oligohaliene deel van het Schelde estuarium.

Dichtheid ($Dens_{mb}$):

De macrozoöbenthos aantallen worden in eerste instantie per soort bepaald in aantallen individuen per monster. De totale macrozoöbenthos aantallen worden vervolgens berekend voor ieder monster. De gemiddelde totale dichtheid (n/m^2) wordt daarna berekend per ecotoop/fysiotoop per ruimtelijke eenheid die wordt geëvalueerd. De totale dichtheid zal echter altijd worden geëvalueerd in combinatie met het bemonsterde oppervlak waarvoor de dichtheid is bepaald.

Biomassa (ADW_{mb}):

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.
Aantal soorten (S_{mb}):

Het totaal aantal soorten per ecotoop/fysiotoop per spatiële eenheid die wordt geëvalueerd wordt bepaald. Het totale aantal soorten zal echter altijd worden geëvalueerd in combinatie met het bemonsterde oppervlak waarvoor het aantal soorten is bepaald.

Gemeenschapssimilariteit (Sim_{mb}):

De samenstelling van de gemeenschappen wordt vergeleken met de samenstelling van referentiegemeenschappen. De afwijking van een gemeenschap van de referentie komt tot uitdrukking in de gemeenschapssimilariteit, die wordt berekend volgens Bray-Curtis (o.a. Clarke & Warwick, 2001). De Bray-Curtis similariteit na een 4^{de} machtswortel-transformatie wordt berekend ten opzichte van een referentie set, voor een set aan monsters ter evaluatie. De gemeenschapssimilariteit zal echter altijd worden geëvalueerd in combinatie met het bemonsterde oppervlak waarvoor de similariteit is bepaald.

De 4 bovengenoemde indicatoren worden geëvalueerd ten opzichte van een referentieset. Voor de ecotopen van de Westerschelde wordt voorgesteld om een uitgebreide set aan macrozoöbenthos monsters uit de periode 1979 – 1996 als referentie te hanteren (ondanks dat deze situatie zeker niet vrij van menselijke invloeden zal zijn). Voor ieder ecotoop per spatiële eenheid zal de spreiding van de parameters binnen de referentieset worden bepaald. In overeenstemming met de Kaderrichtlijn Water-evaluatie kunnen hieruit de mediaan, de 5^{de} percentiel waarde en de waarden 2/3 en 1/3 van het 5^{de} percentiel voor het aantal soorten en de gemeenschap similariteit, en de 25^{ste} en 75^{ste} percentielwaarde, het 2.5^{de} en 97.5^{de} percentiel, het 2/3 en 4/3 deel van de 2.5^{de} en 97.5^{de} percentielwaardes en het 1/3 en 5/3 deel van de 2.5^{de} en 97.5^{de} percentielwaardes voor dichtheid en biomassa worden bepaald als klassengrenzen tussen hoge, goede, gemiddelde, arme en slechte status van de benthische gemeenschappen. De waarden, en dus klassegrenzen, voor de referentieset zijn afhankelijk van het bemonsterde oppervlak. Hieruit blijkt al dat bovengenoemde indicatoren altijd in combinatie met het bemonsterde oppervlak dienen te worden geëvalueerd (methodiek naar Van Hoey et al., 2007). Met behulp van een power analyse kan uitgaande van de 'natuurlijke' variatie van een indicator in de referentieset worden berekend hoe groot het bemonsterde oppervlak dient te zijn om een verschil van 50 % met de mediane waarde met een zekerheid van 5 % en een power van 75 % aan te tonen. Andersom kan er ook worden berekend hoe groot een nog te detecteren verschil bij een bepaald monsteroppervlak zal zijn (waarover kan worden geoordeeld of dat acceptabel is). Door alle vier de indicatoren te evalueren wordt de kans op het detecteren van verschillen ten opzichte van de referentie uiteraard 4 x zo groot.

Oligochaeten index (IOBS):

Voor evaluatie volgens de oligochaeten index dient voor een random 100 oligochaeten van een representatief monster te worden bepaald tot welke soort zij behoren. Uiteraard worden er bij voorkeur meerdere locaties per fysiotoop en spatiële eenheid beoordeeld. Verder dient te worden aangegeven hoeveel procent de dominante groep (hetzij oligochaeten met -, het zij oligochaeten zonder capillaire haren) uitmaakt op het totaal. Met die waarden kan IOBS worden berekend volgens:

$$IOBS = 10 * S/T \quad ,$$

waarbij S = aantal soorten binnen een random sample van 100 oligochaeten, en T = percentage oligochaeten behorende tot dominante groep. IOBS te berekenen per fysiotoop x spatiële eenheid voor het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium.

Schelpdierbiomassa (FW_{biv}):

In het intertidale gedeelte van het Nederlandse deel van het Schelde-estuarium worden in het voorjaar de schelpdieren aantallen per soort bepaald na zeven over 2 x 2 mm, door monsters te nemen (0.1 m^2) in een grid met een onderlinge afstand van 555 meter (Kesteloo et al., 2009). Tevens wordt het versgewicht (g FW) aan schelpdieren per soort bepaald. Het totale aanbod aan schelpdierenbiomassa wordt bepaald door per monsterpunt de aangetroffen dichtheid en biomassa per soort te vermenigvuldigen met het oppervlak van de bijbehorende gridcellen en dit te berekenen per spatiële eenheid volgens:

$$FW_{spec} = \sum_{i=1}^{n} \left\{ \left(\frac{F_i * FW_i}{0.1} \right) * 308025 \right\} \quad ,$$

waarbij FW_{spec} = biomassa versgewicht (g) voor tweekleppige soort 'spec', f_i = factor waarmee monster i eventueel is opgedeeld tot subsample, FW_i = biomassa versgewicht in monster i (g) (methodiek afgeleid van Kesteloo et al., 2009). De totale biomassa aan schelpdieren kan worden berekend door de biomassa's per soort te sommeren (er kan worden overwogen om hierbij de oesters buiten beschouwing te laten).

Areaal schelpdieren (A_{biv}):

Het areaal schelpdieren wordt gedefinieerd als het areaal met minimaal een bepaald aanbod aan schelpdieren. Voor steltlopers wordt een gebied geschikt bevonden als voedselhabitat wanneer in een intertidaal gebied een naar soort gewogen aantal van:

$$N_{biv} = 0.02 * N_{ced} + 0.0241 * N_{Spi} + 0.00394 * N_{Mba} > 1 \quad ,$$

wordt aangetroffen, waarbij N_{biv} = gewogen aantal schelpdieren per m^2, N_{Ced} = aantal individuen van de gewone kokkel (*Cerastoderma edule*) per m^2, N_{Spl} = aantal individuen van de slijkgaper (*Scrobicularia plana*) per m^2, en N_{Mba} = aantal individuen van het nonnetje (*Macoma balthica*) per m^2. A_{biv} is dan het areaal met N_{biv}>1 in hectaren voor het intertidaal per spatiële eenheid die wordt geëvalueerd.

Voor platvissen wordt een gebied geschikt bevonden als voedselhabitat wanneer in een subtidaal gebied een naar soort gewogen aantal van:

$$N_{biv} = 0.004 * N_{Ced} + 0.0482 * N_{Spi} + 0.000787 * N_{Mba} + 0.125 * N_{Edi} > 1 \quad ,$$

wordt aangetroffen, met dezelfde als hierboven vernoemde parameters, en N_{Edi} = aantal individuen van de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*; die ook als zodanig te determineren zijn, wat betekend een minimale lengte van 6 cm). A_{biv} is dan het areaal met N_{biv}>1 in hectaren voor het subtidaal per spatiële eenheid die wordt geëvalueerd.

6.6.3 Spatieel en temporeel bereik

De evaluatie van de indicatoren $Dens_{mb}$, ADW_{mb}, S_{mb}, Sim_{zp} en IOBS binnen de evaluatiemethodiek Macrozoöbenthos vindt plaats op niveau 3, die van FW_{biv} en A_{biv} op niveau 2 (zie hoofdstuk 4.2). De evaluatie zal echter niet voor alle indicatoren in alle segmenten plaats vinden. De evaluatie van IOBS vindt plaats in de Vlaamse segmenten,

de evaluatie van FW_{biv} en A_{biv} in de Nederlandse segmenten, de overige indicatoren worden bij voorkeur wel in alle segmenten geëvalueerd. Er zal echter moeten blijken of er ook een referentie voor het Vlaamse deel kan worden opgesteld. Men kan eventueel overwegen om voor de Vlaamse segmenten in eerste instantie, of bij het ontbreken van een geschikte referentie, trendanalyses voor de parameters per segment (onafhankelijk van de fysiotopen) uit te voeren in plaats van de evaluatie ten opzichte van een referentieset. Te meer daar ook de volledige BEQI methodologie met integratie van meerdere indicatoren (Van Hoey et al., 2007) vooralsnog niet is uitgewerkt voor de incorporatie van het zoete en oligohaliene gedeelte van het Schelde estuarium. Voor de evaluatie van $Dens_{mb}$, $Biom_{mb}$, S_{mb}, Sim_{mb} en IOBS per fysio-/ecotoop binnen de segmenten is het cruciaal dat er per fysio-/ecotoop ook voldoende monsters worden genomen, om bij de 'natuurlijke' variatie van de indicator waarden ook eventuele verschillen te kunnen aantonen. Het benodigde aantal monsters per fysio-/ecotoop per segment per jaar dient te worden berekend via een power analyse (met $\alpha = 0.05$, $(1-\beta) = 75$ % en het detecteerbare verschil ten minste 50 %).

	Minimum aantal		Benodigd aantal		Optimum aantal	
	Totaal	Per jaar	Totaal	Per jaar	Totaal	Per jaar
Brak						
Hoogdynamisch litoraal	28.5	5	75.5	13	122.5	21
Slibrijk laagdynamisch midden-litoraal	16.6	3	32.5	6	51	9
Zandig laagdynamisch midden-litoraal	24.5	5	45.7	8		
Hoogdynamisch sublitoraal	15.9	3	90.1	15	147	25
Zout						
Hoogdynamisch litoraal	16.6	3	55	10	106	18
Slibrijk laagdynamisch midden-litoraal	15.2	3	43	8	83.4	14
Zandig laagdynamisch midden-litoraal	17.9	3	44.4	8	104	18
Hoogdynamisch sublitoraal	29.1	5	170.2	29	464.2	78
Ondiep laagdynamisch sublitoraal	37.7	7	111.9	19	187.4	32

Totaal = totaal aantal benodigde standaard monsters met een oppervlak van 0.0151 m^2 (Sistermans et al., 2009); Per jaar = het aantal benodigde monsters per jaar bij een evaluatie eens in de 6 jaar (zoals voorgesteld).

Tabel 6.6.1 Indicatie voor het aantal benodigde monsters voor de evaluatie van $Dens_{mb}$, $Biom_{mb}$, S_{mb} en Sim_{mb} per ecotoop voor de Westerschelde afgeleid van Van Hoey et al. (2007).

Tabel 6.6.1 geeft een indicatie van het aantal benodigde monsters per ecotoop berekend volgens Van Hoey et al. (2007). In het rapport worden echter niet alle in de monitoring bemonsterde ecotopen (Datafiches systeemmonitoring, zie bijlagen) geëvalueerd en worden een aantal ecotopen samengevoegd. Ter indicatie: voor 11 van de 14 ecotopen die zullen worden bemonsterd in het brakke en zoute Westerscheldesegment kan men vanuit Van Hoey et al. (2007) een indicatie krijgen van de 'natuurlijke' variatie. Dan kan worden geconcludeerd dat de huidige monitoringsopzet voor 4 ecotopen optimaal is, en voor 7 ecotopen minimaal, bij een evaluatie eens in de 6 jaar.

De evaluatie van IOBS vindt plaats in het Vlaamse deel van het Schelde estuarium waarvan de momenteel geplande 5 of 10 monsters per fysiotoop x segment combinatie (Datafiches systeemmonitoring, zie bijlagen) toereikend en gewenst zijn. Voor de evaluatie van FW_{biv} en A_{biv} kunnen de jaarlijkse kokkelbestandopnames (Kesteloo et al., 2009) worden gebruikt die dan echter moeten worden uitgebreid naar alle bivalven of ten minste *Ensis directus*, *Scrobicularia plana* en *Macoma balthica* zullen moeten omvatten en dienen te worden uitgebreid naar de subtidale delen van de Westerschelde. Het voor de opnames gehanteerde grid (555 meter tussen de monsterpunten) is toereikend. Ten tijde van de T_0 kan de schelpdierbemonstering worden vergeleken met de MWTL-monitoring om te bepalen of de MWTL-monitoring eventueel een voldoende beeld geeft van de verspreiding van schelpdieren met name in de subtidale delen, zodat de afstand tussen de monsterpunten voor schelpdierbemonstering eventueel kan worden vergroot.

Zoals voor andere evaluatiemethodieken/indicatoren zal de monitoring moeten worden uitgebreid naar de Vlakte van Raan. Voor andere indicatoren zullen later ook de gegevens uitgewerkt op niveau 2 nodig zijn, het geen kan worden bereikt door gemiddelden en standaarddeviaties per segment (Vlakte van Raan, Westerschelde, Zeeschelde, zijrivieren) te berekenen.

De standaard macrozoöbenthosmonitoring vindt één maal per jaar plaats in het najaar (september – oktober). Dit is het seizoen waarin met name de piek in biomassa kan worden verwacht. De schelpdiermonitoring vindt ook één maal per jaar plaats, maar wordt standaard in het voorjaar plaats, omdat zodoende ook de jaarlijkse broedval in kaart kan worden gebracht. Er wordt van uit gegaan dat de schelpdiermonitoring uiteraard niet de piek beschikbaarheid van bivalven voor hogere trofische niveaus in beeld kan brengen, maar dat het wel een goede maat zal zijn voor de jaarrond-beschikbaarheid van voedsel en de trend van jaar tot jaar daarin.

Op T_0 zal de huidige situatie (bij voorkeur meetgegevens van de afgelopen 6 jaar) worden vergeleken met een referentie situatie voor de indicatoren $Dens_{mb}$, $Biom_{mb}$, S_{mb}, Sim_{mb}. Bij de daarop volgende evaluaties (om de 6 jaar) zullen steeds de voorafgaande 6 jaren worden vergeleken met dezelfde referentie periode, en kunnen ontwikkelingen ten opzichte van de T_0 worden geëvalueerd. De indicatoren IOBS, FW_{biv} en A_{biv} kunnen door middel van trend- dan wel trendbreukanalyse worden geëvalueerd. De macrozoöbenthosbiomassa en het subtidale bivalven areaal (A_{biv}) berekend op niveau 2 zullen dienen als factor voor de evaluatie van de vissen (hoofdstuk 6.7), en de macrozoöbenthos biomassa en het intertidale bivalven areaal (A_{biv}) en de bivalvenbiomassa op niveau 2 als input voor de evaluatie van de vogels (hoofdstuk 6.8).

6.6.4 Benodigdheden

Zoals reeds aangegeven vindt monitoring van het macrozoöbenthos in het kader van MWTL (Nederland) en uitgezet door de Vlaamse Milieu Maatschappij (Vlaanderen) jaarlijks plaats. De monitoring voor Vlaanderen voldoet momenteel om deze evaluatie uit te voeren. Voor de Nederlandse ecotoop x segment combinaties zal ten tijde van de T_0 met behulp van power analyses moeten worden bepaald of de bemonsteringsintensiteit voor iedere combinatie voldoet. De kokkelbestandopnames zullen moeten worden uitgebreid naar schelpdierbestandopnames en er dient uitbreiding plaats te vinden naar de subtidale delen. De monitoring zoals die reeds in het Nederlandse deel plaats vindt zal moeten worden uitgebreid naar de Vlakte van Raan.

Voor de biomassabepaling als voedsel voor vogels en vissen is mogelijk de voorjaarsbiomassa het meest representatief. Voor oogstbare hoeveelheden aan kokkels voor de visserij wordt er met de piekbiomassa van het najaar gerekend (Kesteloo et al., 2009). Wanneer wordt geconstateerd dat de najaarbiomassa mogelijk een betere indicator is voor voedselaanbod voor hogere trofische niveaus, moet er worden gekeken of door het combineren van de schelpdiermonitoringsgegevens (momenteel verzameld door Wageningen IMARES) en de macrozoöbenthosmonitoringgegevens verzameld in het kader van MWTL (momenteel verzameld door de Monitor Taakgroep van het NIOO-CEME), er een goede schatting kan worden gemaakt van de totale biomassa aan schelpdieren in het najaar. Dit vereist dan mogelijk éénmalig een extra schelpdierenmonitoring in het najaar of zouden oudere voor- en najaarsdata van het NIOO-CEME kunnen worden vergeleken.

Voor de berekening van het schelpdierareaal wordt in deze evaluatiemethodiek voorgesteld, om intertidaal *S. plana* en *M. balthica* en subtidaal ook nog eens *E. directus*, naast *C. edule* mee te nemen in de berekeningen. Het is bekend dat de scholekster, waarvan wordt aangenomen dat die afhankelijk is van het kokkelaanbod, ook foerageert in delen waar de kokkel niet wordt gevonden, maar waar wel andere schelpdieren (zoals

M. balthica) voorradig zijn (Rappoldt & Ens, 2007). Ook is recentelijk aangetoond dat de relatieve nieuwkomer *E. directus* in toenemende mate belangrijk wordt in het voedselpakket van zowel vissen als vogels (Tulp et al., 2010). Voor de in deze evaluatiemethodiek samengestelde formules voor de berekening van N_{biv} ter bepaling van A_{biv}, zijn de in de Westerschelde qua biomassa dominante schelpdiersoorten geselecteerd (de soorten waarvan gemiddeld meer dan 1 g ADW/m^2 kan worden aangetroffen (Tabel 6.6.2).

Species	Gemiddelde biomassa (mg ADW/m^2)	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)
Ensis sp	3701.26	8.01
Macoma balthica	2659.33	659.87
Scrobicularia plana	1377.30	55.79
Cerastoderma edule	1056.60	51.61
Crassostrea sp	251.09	2.62
Mya arenaria	131.84	7.57
Petricola pholadiformis	83.82	0.75
Mytilus edulis	37.69	5.25
Abra sp	17.52	10.73
Barnea candida	2.32	0.06
Acanthocardia echinata	0.92	0.15
Ostrea sp	0.57	0.64
Mysella bidentata	0.21	2.50
Tellinidae	0.08	4.96
Spisula subtruncata	0.02	0.09
Montacuta ferruginosa	0.00	0.03

De 4 eerstgenoemde soorten zijn gedetecteerd als de dominante schelpdiersoorten die kunnen dienen als voedsel in het huidige Westerschelde systeem.
(Let wel: gemiddelden zijn berekend over het totale aanbod MWTL monsters, die echter niet random over de gehele Westerschelde zijn genomen; maar gestratificeerd naar stratum, en in 2009 zijn met name de ecotopen met grote variatie (veelal ook die met hoge biomassa) veelvuldiger bemonsterd dan macrozoöbenthos-arme ecotopen. Hierdoor vallen de gemiddelde waarden iets hoger uit dan de werkelijk gemiddelde waarden voor de Westerschelde.)

Tabel 6.6.2 ***Gemiddelde biomassa (mg ADW/m^2) en dichtheid (n/m^2) aan schelpdieren per soort voor de Westerschelde gebaseerd om de MWTL monitoring voor de periode 2006-2009.***

Daar *E. directus* overwegend subtidaal voorkomt, wordt deze soort alleen daar meegerekend. Vervolgens is uitgegaan van geschikt foerageergebied voor steltlopers bij meer dan 50 kokkels per m^2 volgens Kesteloo et al. (2009), maar is vervolgens via het gemiddelde asvrijdrooggewicht voor de kokkel in de Westerschelde, en de gemiddelde gewichten voor de andere schelpdiersoorten (Tabel 6.6.3), bepaald in welke verhouding de andere soorten of combinaties van soorten aanwezig dienen te zijn om aan het zelfde voedselaanbod op basis van asvrijdrooggewicht te komen. In het subtidale vormen schelpdieren een belangrijke voedselbron voor platvissen. Het zijn hier echter specifiek de sifons waarop de platvissen foerageren. In de huidige evaluatiemethodiek is een aanname gedaan dat de sifon 1/5de deel van het asvrijdrooggewicht van de schelpdieren uitmaakt, en er dus 5x zo veel schelpdieren benodigd zijn om een goed foerageergebied te vormen. Uiteraard zou het goed zijn om een dergelijke relatie te staven met data. Voor het uitvoeren van trend- en trendbreuk-analyses is de exacte omrekenfactor (evenals de benodigde biomassa aan schelpdieren om een geschikt foerageergebied te vormen) niet

eens zo van belang, omdat de parameters als afgeleidde waarden slechts verschuivingen dienen weer te geven. De huidige selectie van dominante schelpdieren als voedselbron is gebaseerd op het gemiddeld voorkomen van schelpdieren gedurende de periode 2006-2009. Er dient om de 6 jaar te worden bekeken of er geen grote verschuivingen in het schelpdieren aanbod hebben plaatsgevonden waardoor andere soorten een belangrijke voedselbron kunnen gaan vormen, of juist minder van belang worden. Zo is het niet ondenkbaar dat een soort als de Japanse oester (*Crassostrea sp*) in de nabije toekomst een groter aandeel in de schelpdierenbiomassa gaat uitmaken, zoals recentelijk met name *E. directus* sterk is opgekomen (Wijnhoven & Hummel, 2009).

Species	Nederlandse naam	Gemiddeld gewicht (mg ADW/ind)	aantal per m^2
Ensis directus	Amerikaanse zwaardschede	641.52	1.6
Macoma balthica	Nonnetje	4.03	254
Scrobicularia plana	Platte Slijkgaper	24.69	41.5
Cerastoderma edule	Gewone kokkel	20.47	50

Het gemiddelde gewicht van 50 kokkels uit de Westerschelde komt overeen met 1023.5 mg ADW.

Tabel 6.6.3 *Gemiddeld gewicht per individu en het aantal dat in gewicht overeen komt met 50 kokkels voor de 4 in biomassa dominante schelpdiersoorten van de Westerschelde als bepaald aan de hand van de MWTL monitoring gegevens van de periode 2006 – 2009.*

De macrozoöbenthos-indicatoren zullen worden geëvalueerd in combinatie met de factoren jaargemiddeld zwevende stof (detritus) gehalte (hoofdstuk 3.2), jaargemiddelde waterretentie (hoofdstuk 3.2), jaargemiddelde temperatuur, datum waarop de watertemperatuur voor het eerst 12 °C haalt, en lengte van de periode met temperatuur boven de 12 °C (hoofdstuk 4.5. Temperatuur), jaargemiddelde saliniteit en saliniteitsvariatie als (4*standaarddeviatie saliniteit)/(gemiddelde saliniteit) (hoofdstuk 4.6. Saliniteit), jaargemiddelde zuurstofconcentratie en minimum zuurstofconcentratie (hoofdstuk 4.2. Zuurstof), jaargemiddelde en maximumconcentraties aan toxische stoffen in waterkolom en sediment (hoofdstuk 4.7. Toxische stoffen), areaal per ecotoop (hoofdstuk 7.2. Habitat areaal verdeling), jaargemiddelde primaire productie waterkolom en microfytobenthos (intertidaal) en jaargemiddelde chlorofyl a-gehalte waterkolom (hoofdstuk 6.2. Primaire productie), jaargemiddelde zooplanktonbiomassa (hoofdstuk 6.4. Zooplankton), voorjaarsaantallen benthivore vissen (hoofdstuk 6.7. Vissen), voorjaarsaantallen steltlopers en benthivore eenden (hoofdstuk 6.8. Vogels), hoeveelheid opgeviste schelpdieren door schelpdiervisserij. Voor alle factoren zal de met dichtheid ($Dens_{mb}$), biomassa (ADW_{mb}), aantal soorten (S_{mb}), gemeenschap similarity (Sim_{zp}) en/of oligochaetenindex (IOBS) gecombineerde evaluatie plaats vinden op schaalniveau 3, waarbij dient te worden opgemerkt dat evaluatie wordt uitgevoerd per eco-/fysiotoop binnen ieder segment. De evaluatie van schelpdier biomassa (FW_{biv}) en areaal schelpdieren (A_{biv}) zal plaats vinden op niveau 2. De geïntegreerde evaluatie van $Dens_{mb}$, ADW_{mb}, S_{mb} en Sim_{zp} in combinatie met habitat aanbod en primaire productie volgens 'BEQI' vind idealiter plaats voor het gehele systeem (niveau 1) maar is vooralsnog alleen realiseerbaar voor de Westerschelde (segment niveau 2).

6.6.5 Beoordeling

Dichtheid ($Dens_{mb}$):

De gemiddelde dichtheid aan macrozoöbenthos in het najaar per segment niveau 3 wordt steeds geëvalueerd per eco-/fysiotoop (met in acht name van de mogelijkheid om eventuele verschillen te detecteren afhankelijk van het bemonsterde oppervlak). In eerste instantie wordt geanalyseerd of de gemiddelde dichtheid voor het gehele segment een

significante verandering laat zien ten opzichte van de referentie, dan wel op T_x of deze verschilt van T_0, waarna wordt bekeken of dit een gevolg kan zijn van een verandering in de habitat areaal verdeling. Vervolgens wordt de ontwikkeling binnen ieder eco-/fysiotoop geanalyseerd op de zelfde wijze. Dit geldt overigens ook voor de indicatoren biomassa (ADW_{mb}), aantal soorten (S_{mb}) en gemeenschapssimilariteit (Sim_{zp}).

De totale gemiddeld dichtheid voor een segment kan een toe- of afname laten zien ten gevolgen van een verandering in habitat areaal verdeling, waarbij deze gewenst is wanneer de habitat areaal verdeling in de richting van het maximale ecologische potentieel (MEP) gaat. Voor de Westerschelde is de MEP weergegeven in Tabel 6.6.4, voor evaluatie van andere segmenten of het systeem als geheel is het voor de hand liggend om aan te sluiten bij de in hoofdstuk 5.2 (Habitat areaal verdeling en dynamiek) voorgestelde ecotopenverdeling volgens de GEP (daar het Schelde-estuarium moet worden gequalificeerd als een sterk verandert waterlichaam; zie tevens Brys et al., 2005).

Habitat type	Areaal verdeling (%)
Schorren (supratidaal)	12
Slibrijke intertidaal	15
Zandig intertidaal	12
Ondiepe subtidale delen	15
Diepe subtidale delen (>5m NAP)	47

Tabel 6.6.4 *Het maximale ecologische potentieel in habitat areaal verdeling voor de Westerschelde naar Van Hoey et al. (2007).*

Een toename in macrozoöbenthosdichtheid onafhankelijk van de habitatareaalverdeling kan het gevolg zijn van een toename van het slibgehalte, een toename van de plaathoogte (of afname van de overstromingsduur), een toename van de saliniteit, een toename van de dynamiek (stroomsnelheid) (Ysebaert & Herman, 2002), een toename van de nutriënten input, of een afname van de begrazingsdruk (door vissen en/of vogels) of afname van de visserij, en vice versa. Dergelijke patronen kunnen uiteraard zowel optreden wanneer er wel of geen veranderingen in habitatareaalverdeling hebben plaats gevonden. Het optreden van dergelijke patronen binnen één of enkele eco-/fysiotopen binnen een segment kunnen een indicatie geven van welke factor ten grondslag ligt aan de veranderingen.

In principe is een toename van $Dens_{mb}$ gewenst, maar dan wel evenredig aan en niet ten koste van de macrozoöbenthos biomassa (zie ADW_{mb}). Een toename van de aantallen en afname van de biomassa wijst op een verworming van het systeem, veelal ten koste van organismen als schelpdieren. Een toename van de dichtheden door verhoogde zout indringing (verlaagde zoetwater afvoer) in brakke en zoute delen en/of afname van de dichtheden door verhoogde zoutindringing in de zoete delen is in principe ongewenst (zie hoofdstuk 6.2. Primaire productie). Een toename van de dichtheden door een afname van de begrazingsdruk in ongewenst.

Biomassa (ADW_{mb}):

Voor de evaluatie van macrozoöbenthos biomassa geldt hetzelfde als voor $Dens_{mb}$ met eerst een evaluatie met betrekking tot bovengenoemde MEP/GEP aan habitatareaalverdeling.

Een toename in ADW_{mb} onafhankelijk van de habitatareaalverdeling kan het gevolg zijn van een toename van de primaire productie, een toename van de chlorofyl a- en/of zooplanktonbiomassa, een toename van de saliniteit, of een afname in mediane korrelgrootte (Ysebaert & Herman, 2002), een afname van de begrazingsdruk (door vissen en/of vogels) of een afname van de visserij, en vice versa. Herman et al. (1999)

geven aan dat voor de Westerschelde de verhouding tussen macrobenthische biomassa en primaire productie in dynamisch evenwicht wordt beschreven door ADW_{mb}=-1.5+0.105*PP. Afwijking 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 filtrerende 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).

In principe is een toename in ADW_{mb} gewenst. Een toename van de biomassa door verhoogde zoutindringing (verlaagde zoetwater afvoer) in brakke en zoute delen en/of afname van de biomassa door verhoogde zoutindringing in de zoete delen is echter in principe ongewenst. Een toename van de biomassa door een afname van de begrazingsdruk is ongewenst. Een toename van de biomassa door een toename van de primaire productie (met eventueel een toename van chlorofyl a en/of zooplankton) wordt beoordeeld als positief. In principe wordt er gestreefd naar een macrobenthische biomassa die zich verhoudt tot de primaire productie volgens de vergelijking: ADW_{mb}=-1.5+0.105*PP voor de Westerschelde en is een ontwikkeling in de richting van deze verhouding gewenst.

$Dens_{mb}$ en ADW_{mb} dienen echter ook gezamenlijk te worden geëvalueerd, waarbij een toename in $Dens_{mb}/ADW_{mb}$-verhouding kan duiden op een toename van het zwevende stofgehalte of een afname in het zuurstof gehalte (komt dan echter ook tot uitdrukking in een afwijking van de gewenste ADW_{mb} – PP relatie), dewelke beide ongewenst zijn.

Aantal soorten (S_{mb}):

Het bereiken van een groot aantal soorten in een systeem is veelal een streven en duidt op goede ecologische condities. Een estuarium, per definitie een dynamisch systeem, is echter met name op lokaal niveau soortenarmer dan een systeem met een stabieler milieu. Het gehele systeem, met vele gradiënten in omgevingsomstandigheden, zal wel eerder soortenrijker zijn dan een stagnant systeem met veel minder gevarieerde omstandigheden. Een toename van de soortenrijkdom kan het gevolg zijn van een verandering in de gemiddelde saliniteit; dit zal dan veelal spelen in het brakke deel waar de saliniteit naar zout dan wel naar zoet verschuift. Ook kan het een gevolg zijn van een afname van de saliniteitsvariatie. Verder kan er een toename in de soortenrijkdom optreden bij een toename in het slibgehalte of een toename van het zuurstofgehalte (Ysebaert et al., 2000). Wederom kunnen de relaties ook omgekeerd optreden.

Een toename van het aantal soorten is in principe gewenst, tenzij dit wordt veroorzaakt door een afname van de variatie in saliniteit of een reductie van de brakwaterzone (vanaf een bepaalde minimumvariatie en minimumafmeting; mogelijk ten opzichte van een referentiesituatie, dan wel bepaald door andere indicatoren).

Gemeenschapssimilariteit (Sim_{mb}):

Een toename van de gemeenschapssimilariteit (ten opzichte van een referentie) is een streven op zich, waarbij het echter altijd de vraag is of een terugkeer naar exact dezelfde soortensamenstelling als onder referentiecondities wel mogelijk is (en of dat goed is). Dit hangt niet alleen af van de condities en kwaliteit van het systeem, maar ook van de bereikbaarheid van het systeem voor soorten die dan zouden moeten terugkeren en van de samenstelling van de reeds aanwezige gemeenschappen. Bijzonder hierbij zijn niches die zijn ingenomen door exoten in tijden dat deze vrij waren, waarbij het niet vanzelf sprekend is dat die niches weer vrij komen wanneer het systeem weer ten goede verandert (zie de korte exotenverhandeling aan het einde van deze paragraaf). In omgekeerde richting, kan wel worden gesteld dat de gemeenschapssimilarititeit zou

kunnen afnemen onder invloed van een toename in fytoplankton biomassa, een afname in doorzicht, een afname in zuurstof, en een toename van de retentietijd en/of een toename van predatiedruk of visserij activiteiten. Er wordt dan aangenomen dat de similariteit eerder zal toenemen of tenminste niet afnemen bij omgekeerde trends. Cruciaal hierbij is uiteraard de referentie. Hierbij weten we dat de momenteel gehanteerde referentie voor de Westerschelde niet vrij is van verstoring (en dat is een understatement), en met name invloeden van verontreinigingen kent. Het zou dus kunnen dat uiteindelijk een daling van de similariteit ten opzichte van de referentie wordt waargenomen bij een toename van de ecologische kwaliteit van het systeem. In die zin zal de gemeenschapssimilariteit ook zeker moeten worden geëvalueerd in combinatie met andere indicatoren. Voor het Vlaamse deel is er momenteel ook geen geschikte referentie beschikbaar. Deze zou misschien buiten het Scheldesysteem kunnen worden gezocht. Er dienen in de toekomst in ieder geval een aantal mogelijke referenties te worden geëvalueerd.

Een toename van de gemeenschapssimilariteit is in principe gewenst. Een afname van Sim_{mb} ten gevolgen van een afname in doorzicht of zuurstof of een toename van de retentietijd is in principe ongewenst.

Oligochaetenindex (IOBS):

De oligochaetenindex, die zal worden toegepast per segment op niveau 3 voor het Vlaamse deel van de Schelde, is in feiten een soortendiversiteitsindicator. Zolang het overgrote deel van de gemeenschappen wordt uitgemaakt door oligochaeten zal deze indicator goed functioneren. Wanneer andere organismen een belangrijkere rol gaan spelen in het zoete getijdengebied, moet worden nagegaan of de IOBS nog volledig de lading dekt, en onderscheidend kan zijn als indicator voor verbeteringen in de ecologische kwaliteit. Idealiter wordt op termijn de BEQI uitgebreid naar het Vlaamse deel, waarvoor een referentie dient te worden aangepast en/of ontwikkeld, en kan worden geëvalueerd of BEQI en IOBS dezelfde informatie geven. De IOBS zal normaal gesproken een waarde innemen tussen de 0 en 10 (in theorie 0 en 20). Hierbij wordt gestreefd naar een waarde boven de 6 en (nog beter) in de richting van de 10 (VMM, 2008). Een toename in de IOBS kan net zoals een toename in de BEQI-indicatoren S_{mb} en Sim_{mb} het gevolg zijn van een afname in de saliniteit (IOBS wordt ten slotte uitsluitend in het Vlaamse deel toegepast), een afname in de saliniteitsvariatie, een toename van het zuurstofgehalte, een afname van de retentietijd en een afname van het zwevende stofgehalte of toename in doorzicht zijn.

Een toename in de IOBS wordt als positief beoordeeld, tenzij veroorzaakt. Een toename van van de IOBS is in principe gewenst, tenzij dit wordt veroorzaakt door een afname van de variatie in saliniteit of een toename van de zoetwaterzone (vanaf een bepaalde minimumvariatie en maximumafmeting; mogelijk ten opzichte van een referentiesituatie, dan wel bepaald door andere indicatoren). Een afname van IOBS ten gevolge van een afname in doorzicht, een toename in zwevende stofgehalte, een afname in zuurstof of een toename van de retentietijd is in principe ongewenst.

Schelpdierbiomassa (FW_{biv}):

De schelpdierbiomassa zal worden geëvalueerd voor het Nederlandse deel van het Schelde-estuarium per segment op niveau 2. Een eventuele toename in de schelpdierbiomassa kan samenhangen met een toename van de primaire productie en eventueel een toename van fyto- en/of zooplankton. Verder kan deze samenhangen met een toename van de zuurstofconcentraties, een afname van het zwevende stofgehalte, een afname van de retentietijd, een afname van de saliniteitsvariatie, of een toename van het intertidaal en/of het ondiepe subtidaal. Een toename van de schelpdier biomassa kan ook het gevolg zijn van een afname van de predatiedruk (platvissen in het subtidaal en steltlopers in het intertidaal) en/of een afname van de visserijdruk. Verder kan een

bijzondere gebeurtenis als ijsgang van invloed zijn op de intertidale schelpdiergemeenschappen (perioden met zeer lage oppervlaktewatertemperatuur).
Een toename van de schelpdierbiomassa wordt positief beoordeeld, tenzij veroorzaakt door een achteruitgang van de predatiedruk. Een streven is minimaal 4 miljoen kg en bij voorkeur meer dan 8 miljoen kg versgewicht kokkels, zoals door LNV gehanteerd voor het uitgeven van visserij vergunningen (Kesteloo et al., 2009). Hoeveel dit zou moeten zijn voor de dominante schelpdieren *Ensis sp*, *Macoma balthica* en *Scrobicularia plana* (Tabellen 6.6.2 en 6.6.3) als voedselreservering voor vogels en vissen zou ten tijde van de T_0 kunnen worden berekend door historische schelpdierbestanden en predatoraantallen te vergelijken. Veranderingen in schelpdierbiomassa ten gevolge van een ontwikkeling van het habitatareaalaanbod in de richting van de MEP (Tabel 6.6.4) is gewenst.

Areaal schelpdieren (A_{biv}):

Het schelpdierenareaal zijnde het areaal met een dusdanig schelpdierenaanbod dat het geschikt is als foerageergebied voor steltlopers (intertidaal) dan wel platvissen (ondiep subtidaal) is enerzijds afhankelijk van het habitatareaalaanbod, en anderzijds van de eerder genoemde factoren die de schelpdierbiomassa bepalen. Het schelpdierenareaal is niet direct van belang als indicator voor de ontwikkeling van andere parameters, maar vooral als indicatie van de draagkracht van het systeem voor hogere trofische niveaus (voornamelijk platvissen en steltlopers, maar hiermee ook weer voor op vis foeragerende dieren: piscivore vogels en zeezoogdieren).

Voor het areaal schelpdieren leid een toename tot een positieve beoordeling, een afname tot een negatieve. Ook voor deze indicator geldt dat ten tijde van de T_0 dient te worden berekend aan de hand van historische gegevens hoeveel schelpdierareaal er nodig is om bepaalde gewenste steltloper- en platvisaantallen van voedsel te kunnen voorzien.

Verhandeling aangaande exoten
Zoals het geval is voor diverse indicatoren binnen het thema Ecologisch Functioneren, wordt de aanwezigheid of een toename van het aantal exoten niet als problematisch gezien voor het ecologisch functioneren. Het zou wel een indicatie kunnen zijn voor de gezondheidstoestand van een systeem, maar dit staat nog ter discussie (Wijnhoven et al., 2009), te meer daar het risico op het binnenkomen van exoten ook samenhangt met gebruiksfuncties van het systeem. Uiteraard wordt hier aanbevolen om de kans op introductie van exoten tot een minimum te beperken, maar wanneer soorten zich succesvol hebben gevestigd, tellen zij gewoon mee in de indicatoren van de evaluatie Macrozoöbenthos (en eventuele andere evaluaties), en kunnen zij een positieve inbreng hebben. Exoten die invasief zijn en dus dominant worden of inheemse soorten verdrukken of doen verdwijnen zullen sowieso een negatieve beoordeling opleveren doordat hun aanwezigheid en impact tot uitdrukking zal komen in indicatoren als S_{mb} en Sim_{zp}. De vraag is echter of exoten in dergelijke gevallen de oorzaak zijn van achteruitgang van de ecologische kwaliteit of eerder een gevolg ervan of een fenomeen behorende bij een systeem onder druk. We neigen hier te kiezen voor het laatste, maar laten dit vooralsnog in het midden door exoten niet als indicator te gebruiken.

6.6.6 Conclusie

De zeer belangrijke rol van macrobenthische gemeenschappen voor het functioneren van estuaria staat niet ter discussie. Het macrozoöbenthos is dan ook een belangrijke component in de beoordeling van de kwaliteit van wateren volgens de Kaderrichtlijnwater (KRW) (o.a. Brys et al., 2005; Altenburg et al., 2007; Van Hoey et al., 2007; Speybroeck et al., 2008; VMM, 2008). Een aantal in deze Evaluatiemethodiek gehanteerde indicatoren zijn conform de indicatoren die worden gebruikt voor de evaluatie van overgangswateren voor de KRW in zowel Nederland ($Dens_{mb}$, $Biom_{mb}$, S_{mb}, Sim_{mb}) als Vlaanderen ($Dens_{mb}$, $Biom_{mb}$, S_{mb}, Sim_{mb}, IOBS). Er zijn geen instandhoudingsdoelen voor macrobenthische soorten in het kader van de Habitatrichtlijn, maar uiteraard vormt het macrozoöbenthos voor een groot aantal soorten van de Vogel- en de Habitatrichtlijn het voedsel, en bepalen de gemeenschappen hiermee voor een groot deel de

draagkracht van het systeem voor die soorten (o.a. Adriaensen et al., 2005; LNV, 2006). Er zijn wel specifiek een behoorlijk aantal regels en normen opgesteld waaraan de waterkwaliteit van schelpdierwateren (inclusief Westerschelde en Vlakte van Raan) moet voldoen in het kader van de Europese Richtlijn voor Schelpdierwater (Rijkswaterstaat, 2009). Dit is niet zo zeer om de schelpdieren zelf te beschermen, maar meer om de veiligheid van consumptie van schelpdieren uit die wateren te garanderen. De normen hierin hebben alle betrekking op abiotische parameters, maar geven het belang van macrozoöbenthos en schelpdieren in het bijzonder weer voor de mens. In de Westerschelde en de Vlakte van Raan is de schelpdiervisserij, dus de exploitatie van natuurlijke bestanden, veel belangrijker dan schelpdierenkweek. De functie van wateren voor schelpdieren en de daarbij behorende normen zijn dan ook vastgelegd in de normen voor oppervlaktewater in zowel Nederland als Vlaanderen. Met het belang van schelpdieren als voedselbron voor hogere trofische niveaus wordt momenteel ook rekening gehouden in het Beleidsplan Westerschelde, waarbinnen de kokkelsector zelf heeft bepaald dat er niet op kokkels zal worden gevist wanneer er minder dan 4 miljoen kg versgewicht aan kokkels in de Westerschelde aanwezig is (Kesteloo et al., 2009). In deze evaluatiemethodiek zullen we in eerste instantie ook deze grens hanteren in de beoordeling van de aanwezige biomassa aan schelpdieren als voedsel voor hogere trofische niveaus, maar ook andere belangrijke schelpdiersoorten zullen worden meegewogen. Hiermee ligt het voor de hand dat de totale schelpdier reservering als voedsel voor hogere trofische niveaus veel hoger dan 4 miljoen kg dient te liggen. Relaties uit het verleden tussen schelpdieraanbod en de aanwezigheid van hierop foeragerende steltlopers en platvissen dienen echter ten tijde van de T_0 nog te worden geanalyseerd om hier meer inzicht in te krijgen. Dit geldt ook voor de geschiktheid van habitats voor op schelpdieren foeragerende soorten. Exacte waarden van hoeveel biomassa dan wel areaal er aanwezig dient te zijn in een gezond Schelde systeem kunnen hiermee nog niet direct worden bepaald, maar ten tijde van de T_0 kan al wel worden geëvalueerd of er positieve ontwikkelingen aanwezig zijn en kan een vergelijking worden gemaakt met een eventuele referentie. De belangrijke rol van macrozoöbenthos op de water- en waterbodemkwaliteit via processen als nutriënten recyclering, filtratie en bioturbatie worden in het huidige normenstelsel nauwelijks meegenomen. Daar deze processen zeer bepalend zijn voor de kwaliteit van het ecologisch functioneren van het systeem, zullen deze processen via interacties met indicatoren uit andere thema's een belangrijke rol spelen in de huidige evaluatiemethodiek. Dat macrobenthische gemeenschappen een goede indicator vormen voor de kwaliteit van estuariene systemen en de omvang van allerhande verstoringen kunnen weergeven, wordt al decennia onderkent en toegepast in relatie tot verontreinigingen en eutrofiering (o.a. Beukema, 1988; Warwick & Clarke, 1993; Borja et al., 2000), maar niet uitsluitend tot deze verstoringen. Ook deze indicatorfunctie zal in deze evaluatiemethodiek worden gebruikt. Daar het macrozoöbenthos relatief immobiel is, is macrozoöbenthos als indicator voor een achteruitgang of verstoring van het systeem heel gevoelig. Echter, herstel of verbetering van de kwaliteit van het systeem zal in de macrozoöbenthosindicatoren wellicht vaak met enige vertraging zichtbaar worden, het geen vaker het geval is bij indicatoren van hogere niveaus. Anderzijds kan men stellen dat indicaties vanuit het macrozoöbenthos veelal aangeven dat het in het geval van verbeteringen niet om een tijdelijke verbetering gaat, maar om iets wat al enige tijd gaande is.

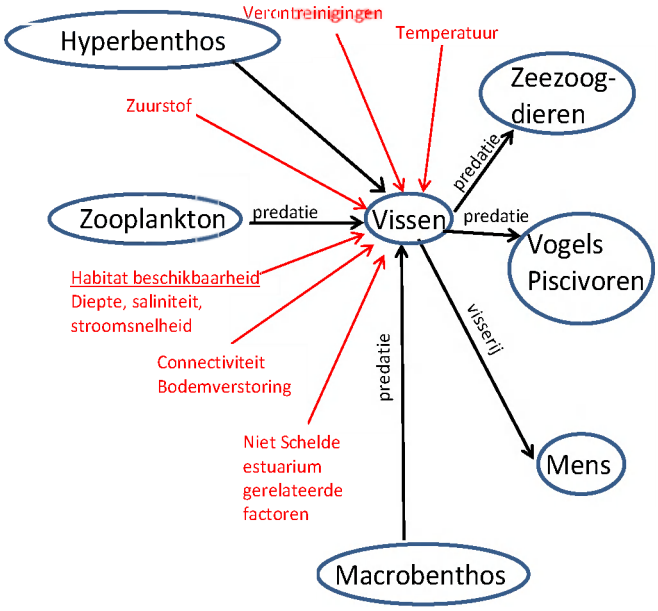
Er lijkt momenteel reeds een behoorlijk monitoringnetwerk te bestaan, met een behoorlijke historie, grotendeels afdoende om deze evaluatie uit te voeren. Er zal echter dienen te worden geëvalueerd of het bemonsterde oppervlak ook in alle ecotoop – segmentcombinaties volstaat om eventuele verschillen aan te tonen, wat ten tijde van de T_0 dient te worden geëvalueerd. Eventueel kan hiervoor in de toekomst de distributie van de monsters over de diverse ecotopen nog iets worden hergeschikt om met dezelfde monsterintensiteit een optimale indicatorfunctie te bereiken. Het is op dit moment niet duidelijk of de huidige kokkel inventarisatie ook als schelpdier inventarisatie kan fungeren, waarvoor ten minste alle dominante schelpdieren dienen te worden gemonitord. Als alternatief kan ten tijde van de T0 worden bekeken of vergelijkbare

bestandsopnames te verkrijgen zijn uit de MWTL-monitoring, het geen kan worden getoetst aan de hand van de kokkel-gegevens. Ook zou de schelpdierareaal monitoring bij voorkeur dienen te worden uitgebreid naar het ondiepe subtidaal of moet worden nagegaan in hoeverre de huidige monitoring voor MWTL (boxcore bemonstering) in deze behoefte kan voldoen. Verder is het aan te bevelen om na te gaan of de BEQI-methodologie en de daarbij horende indicatoren, die ook in deze evaluatie worden gebruikt, kunnen worden uitgebreid naar het Vlaamse deel en hoe de resultaten van een dergelijke evaluatie zich verhouden tot de IOBS-methodologie (die ook hier als indicator voor het Vlaamse deel wordt ingezet) met het oog op het in de toekomst eventueel belangrijker worden van andere groepen naast oligochaeten in de macrobenthische gemeenschappen van het zoete getijdensysteem. Zoals voor een groot aantal indicatoren, is er vooralsnog geen gestandaardiseerde periodieke monitoring van het macrozoöbenthos in de Westerschelde monding (de Vlakte van Raan). Om te beginnen lijken ten minste 5 bodemdiermonsters per ecotoop per jaar ook in dit deel gewenst, waarna eventueel in een later stadium kan worden bezien of een herverdeling van dit aantal monsters een nog optimalere indicatie waarde kan geven.

6.7 Vissen

6.7.1 Achtergrond

Vissen zijn zeer geschikt als kwaliteitsindicatoren omdat ze gevoelig zijn voor kwaliteitsveranderingen, gebruik maken van een groot aantal aspecten van het estuarium en een centrale rol innemen in het voedselweb. Figuur 6.7.1 geeft een overzicht van de belangrijkste aan vissen gerelateerde interacties in het estuariene voedselweb.



Figuur 6.7.1 *Overzicht van de belangrijkste stofstromen (→) in het voedselweb rond de Vissen en de belangrijkste factoren (in rood) met invloed op of beïnvloed door de factor Vissen.*

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 (estuarien gebruik), voedingswijze (trofische gilde), en voortplantingsstrategie (Franco et al, 2008). Tabel 6.7.2 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 'estuarien gebruik' gilden. Estuariene residente 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 6.7.2 geeft de piekmaand aan voor de meest relevante mariene seizoensgasten. Diadrome vissen of trekvissen 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 estuariene residenten 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 estuariene resident 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 estuariene 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 estuariene 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.

We verwachten dat de draagkracht van het systeem voor vissen met betrekking tot het voedselaanbod vooral wordt bepaald door het aanbod aan primaire en secundaire consumenten: het zoöplankton (Hoofdstuk 6.4), het epi- en hyperbenthos (Hoofdstuk 6.5) en het macrozoöbenthos (Hoofdstuk 6.6). Dit voedselaanbod wordt dan weer mede bepaald door de aanwezige habitats. De laagdynamische ondiepwatergebieden worden een belangrijke functie voor vis toegedicht, en dan vooral in de zout-zoet overgang. Hier sterft heel wat plankton af waarop de aasgarnaal predeert, die dan weer prooi is voor garnaal en vis.

Het aanbod aan vis in het estuarium bepaalt op zijn beurt mede de draagkracht van het estuarium voor de Gewone zeehond (*Phoca vitulina*) en de Bruinvis (*Phocoena phocoena*), beiden soorten uit de Habitatrichtlijn (Hoofdstuk 6.9. Zoogdieren) en voor een groot aantal piscivore vogels (Hoofdstuk 6.8. Vogels); waaronder een aantal soorten uit de Vogelrichtlijn zoals Zwartkopmeeuw (*Larus melanocephalus*), Grote stern (*Sterna sandvicensis*), Visdief (*Sterna hirundo*), 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 (*Osmerus eperlanus*), Haring (*Clupea harengus*), Bot (*Platichthys flesus*), Sprot (*Sprattus sprattus*), Schol (*Pleuronectes platessa*), Paling (*Anguilla anguilla*), Tong (*Solea solea*), Schar (*Limanda limanda*) en Zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) (Werkgroep Westerschelde, 2000; Breine 2009).

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 (Hoofdstuk 4.2. Zuurstofgehalte). 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 trekvissen betekent een hypoxische zone een barrière op hun trekroute, waardoor ze eventueel geschikt paaihabitat 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 (Hoofdstuk 4.5. 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 paaien soorten op verschillende tijdstippen (Riemersma, 1994). 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 & 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 (Hoofdstuk 4.7. 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 bathymetrie (Hoofdstuk 3.3), saliniteit (Hoofdstuk 4.6), stroomsnelheid en/of dynamiek (Hoofdstuk 3.2) en bodemgesteldheid (Hoofdstuk 3.3) grote effecten kunnen hebben op de aanwezige visgemeenschappen. Voor benthische en demerse soorten heeft de habitat areaal verdeling een grote invloed (Hoofdstuk 5.2). Voor soorten die in verschillende levensstadia andere habitatbehoeften kennen is connectiviteit van essentieel belang. Dit geldt het sterkst voor trekvissen, maar ook voor

soorten die periodiek naar andere biotopen migreren om te foerageren of op te groeien. Barrières kunnen onstaan door ongustige fysisch-chemische omstandigheden maar ook door constructies als sluizen en waterwerken.

Voor een aantal vissoorten gelden instandhoudingverplichtingen in de zin van de Habitatrichtlijn. Dit zijn de Zeeprik (H1095, *Petromyzon marinus*), de Rivierprik (H1099, *Lampetra fluviatilis*), de Fint (H1103, *A. fallax*), de Kleine modderkruiper (H1149, *Cobitis taenia*) en de Bittervoorn (H1134, *Rhodeus sericeus amarus*) (Vlaamse regering, 2001; LNV, 2006).

6.7.2 Indicatoren

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 & 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. Juist door het grote aantal gebruikersfuncties, benodigdheden, levensstrategieën en gevoeligheden van de vissoorten kan de combinatie van een behoorlijk aantal indicatoren voor vissen een goede beoordeling van het ecosysteem functioneren opleveren. De Nederlandse en Belgische maatlatten voor de KRW verschillen 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 schietfuik 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 gemonitored. Deze resultaten zijn een vinger aan de pols met betrekking tot migratie patronen. Voor deze evaluatiemethodiek op basis van vissen selecteren we een groot aantal indicatoren die hun waarde reeds bewezen, 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 het aantal indicatoren gereduceerd worden na vergelijking van de resultaten van de Vlaamse en de Nederlandse methoden.

Voor de indicatoren die naar soortenaantallen refereren wordt enkel rekening gehouden met de soorten die op de MEP/GEP lijsten staan (Tabel 6.7.2), voor indicatoren die naar aantallen of percentages individuen refereren worden ook de individuen van soorten die niet op de MEP/GEP lijsten staan meegeteld. F achter de indicator betekent dat die berekend wordt op basis van de fuikvangsten, D op basis van boom- of garnalen kor van het Demersal Fishing Survey (DFS) programma, A op basis van Ankerkuilvisserij, K op basis van de monitoring in de kerncentrale van Doel.

1. Totaal aantal soorten: F-D-A-K

Het totaal aantal soorten (MnsTot) wordt berekend per zone. Alle vangsten van één seizoen worden gecombineerd per zone (waterlichaam).

2. Totaal aantal individuen: F-K

Het totaal aantal individuen (MnsInd) wordt berekend per zone. Alle vangsten van één seizoen worden gecombineerd per zone (waterlichaam).

3. Estuarien residente soorten (F-D-A) en individuen (F)

Het totaal aantal estuarien residente soorten (MnsEs) en het aandeel estuarien residente individuen (MpiErs) op het totale visaanbod worden berekend per zone. Alle vangsten van één seizoen worden gecombineerd per zone (waterlichaam).

4. Diadrome soorten (F-D-A) en anadrome individuen (F):

Het totaal aantal diadrome soorten (MnsDia) en het percentage anadrome individuen (MpiAna) op het totale visaanbod worden berekend per zone waarbij alle vangsten van één seizoen per zone (waterlichaam) worden gecombineerd. De catadrome soorten worden niet meegewogen daar de relatieve abundantie van de paling zo groot is dat de gevoeligheid van de indicator er door vertroebeld zou worden.

5. Mariene seizoensgasten soorten (F-D-A) en individuen (F):

Het totaal aantal soorten mariene seizoensgasten (MnsMms) en het aandeel individuen (MpiMms) op het totale visaanbod worden berekend per zone. Alle vangsten van één seizoen worden gecombineerd per zone (waterlichaam).

6. Marien juveniel migrerende soorten (F-D-A) en individuen (F)

Het totaal aantal marien juveniel migrerende soorten (MnsMjm), en percentage marien juveniel migrerende individuen (MpiMjm), ook wel die soorten waarvoor het estuarium fungeert als een kinderkamer, op het totale visaanbod wordt berekend per zone waarbij alle vangsten van één seizoen per zone (waterlichaam) worden gecombineerd.

7. Benthische soorten en individuen (F):

Het totaal aantal benthische soorten (MnsBen) en het aandeel benthische individuen (MpiBen) op het totale visaanbod worden berekend per zone waarbij alle vangsten van één seizoen per zone (waterlichaam) worden gecombineerd.

8. Habitatgevoelige soorten en individuen (F):

Habitat gevoelige soorten zijn soorten die gevoelig zijn aan verstoring van habitatstructuur zoals baggeren en kanalisatie. Door de structuurverandering komt hun voortplanting in het gedrang doordat nesten worden vernietigd of paaiplaatsen onbereikbaar worden (Breine, 2009). Het totaal aantal habitatgevoelige soorten (MnsHab) en het aandeel habitatgevoelige individuen (MpiHab) op het totale visaanbod worden berekend per zone waarbij alle vangsten van één seizoen per zone (waterlichaam) worden gecombineerd.

9. Habitatfragmentatie gevoelige soorten en individuen (F):

Het aantal habitatfragmentatie gevoelige soorten (MsnFra) en aandeel individuen (MpiFra) op het totale visaanbod wordt berekend per zone waarbij waarbij alle vangsten van één seizoen per zone (waterlichaam) worden gecombineerd.

10. Gespecialiseerde ei-afzettende soorten en individuen (F):

Voor de evaluatie van voortplantingsmogelijkheden voor vissen in het estuarium worden niet de voortplantingsgilden gebruikt maar per salitiniteitszone worden enkele soorten met speciale voortplantingseisen aangeduid als indicator voor de kwaliteit van het estuarium als paaihabitat (Breine et al., 2004; 2007;2010) waterlichaam Tabel 6.7.1:Voortplantingseisen). Het totaal aantal gespecialiseerde ei-afzettende soorten (MnsSpa) en het aandeel gespecialiseerde ei-afzettende individuen (MpiSpa) op het totale visaanbod worden berekend per zone waarbij alle vangsten van één seizoen per zone (waterlichaam) worden gecombineerd.

11. Verontreiniging intolerante soorten en individuen (F):

De verontreiniging intolerante soorten zijn bepaald op basis van literatuurstudie (Belpaire et al., 2000; Breine et al., 2007; Breine et al, 2010). Het totaal aantal verontreiniging intolerante soorten (MnsInt) en het aandeel verontreiniging intolerante individuen (MpiInt)

op het totale visaanbod wordt berekend per zone waarbij alle vangsten van één seizoen per zone (waterlichaam) worden gecombineerd.

12. Piscivore soorten en individuen (F):

Het totaal aantal piscivore soorten (MnsPis) en het aandeel piscivore individuen (MpiPis) op het totale visaanbod worden berekend per zone waarbij alle vangsten van één seizoen per zone (waterlichaam) worden gecombineerd.

13. Omnivore individuen (F):

Het aandeel omnivore individuen (MpiOmn) op het totale visaanbod wordt berekend per zone waarbij alle vangsten van één seizoen per zone (waterlichaam) worden gecombineerd.

14. Abundantie + Lengte verdeling van Spiering en Fint (A):

Als indicator voor de abundantie van de anadrome vissen wordt het aantal Spieringen en Finten per standaard vangst berekend per zone waarbij onderscheid wordt gemaakt in 0+(juveniele fractie), subadulte en adulte exemplaren. De grens wordt gelegd bij een lengte van respectievelijk 7 en 10cm voor de Spieringen en respectievelijk 11 en 23cm voor de Finten.

15. Abundantie Bot (A) en Puitaal (D):

Als indicator voor de abundantie van de estuarien residente soorten worden het aantal Botten en het aantal Puitaalen per standaard vangst berekend per zone.

16. Abundantie Haring (A) en Schol (D):

Als indicator voor de kraamkamerfunctie van het estuarium worden het aantal Haringen en het aantal Schollen per standaard vangst berekend per zone.

17. Seizoenale dynamiek van marien-estuariene vissen (K):

Het uitgesproken seizoenaal karakter in de soortensamenstelling van de marien-estuariene visgemeenschap in Doel duidt op de jaarrond goede invulling van de foerageer- en kinderkamerfunctie. Als indicator wordt voor iedere soort de piekmaand in Doel geëvalueerd voor elke soort die volgens tabel 6.7.1 een specifieke piekmaand vertoont

18. Natura 2000 soorten (F-D-A-K)

Op een aantal soorten rusten instandhoudingsdoelen in de zin van de Habitatrichtlijn. Voor elke zone gelden andere bepalingen. Het totaal aantal beschermde individuen wordt berekend per soort en per zone waarbij alle vangsten van één seizoen per zone (waterlichaam) worden gecombineerd.

		Vlakte van de Raan	Westerschelde en Saeftinghe	Schelde-en Durme-estuarium	Vallei van de Kleine Nete	Bovenloop van de Grote Nete
Alosa fallax (H1103)	Fint	X	X	XXX	XXX	
Lampetra fluviatilis (H1099)	Rivierprik	X	X	XXX	XX	
Petromyzon marinus (H1095)	Zeeprik	X	X			
Cobitis taenia (H1149)	Kleine modderkruiper			XX	XXX	X
Cottus gobio (H1163)	Rivierdonderpad				XX	
Lampetra planeri (H1096)	Beekprik				XX	XX
Misgurnus fossilis (1145)	grote modderkruiper				X	
Rhodeus sericeus (H1134)	Bittervoorn			XX	X	X

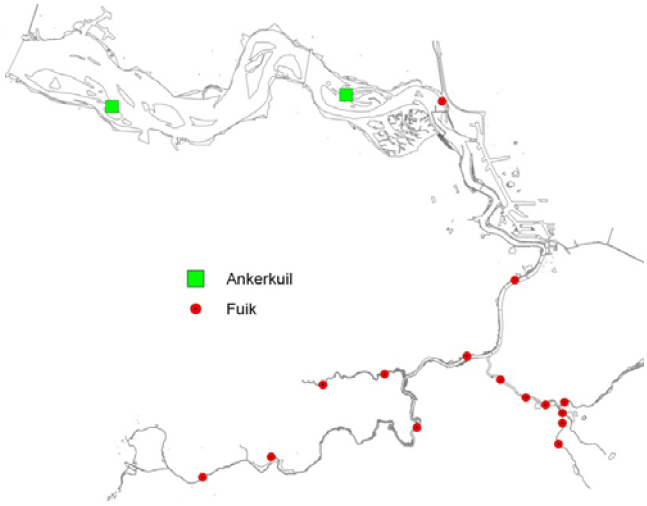
Tabel 6.7.1 Belang van de Natura 2000 gebieden in het Schelde-estuarium voor vissoorten van Habitatrichtlijn bijlagen: X belangrijk, XX zeer belangrijk, XXX essentieel.

6.7.3 Spatieel en temporeel bereik

De evaluatie van de indicatoren binnen de evaluatiemethodiek Vissen vindt plaats op niveau 3 (zie hoofdstuk 2), met in ieder segment ten minste één monsterlocatie. De ankerkuil visserij opnames worden in principe op 3 locaties uitgevoerd die representatief zijn voor respectievelijk de polyhaliene (nabij Paulinapolder), mesohaliene (nabij de plaat van Walsoorden) en oligohaliene zone. Tot nog toe echter, ontbrak een bemonsteringscampagne in de oligohaliene zone (Figuur 6.7.2). Bemonsteringen gebeuren in het voorjaar (mei) en in het najaar (september). De boomkor opnames (DFS) worden uitsluitend over vrijwel de volledige Westerschelde uitgevoerd en vinden eens per jaar plaats, in het najaar. De huidige monitoring bestaat uit 34 boomkortrekken verdeeld over 3 dieptestrata, wat voldoende resolutie geeft om de bijbehorende indicatoren te berekenen. De fuikbemonsteringen gebeuren in voorjaar, zomer en herfst. Er wordt gebruikt gemaakt van telkens twee dubbele schietfuiken per locatie (Figuur 6.7.2). Daarnaast wordt maandelijks in de kerncentrale van Doel maandelijks bemonsterd aan de koelwaterinlaat.

Om de Nederlandse KRW maatlat te implementeren is er ook nog een ankerkuillocatie in de oligohaliene zone nodig. Het valt eveneens te overwegen om de schietfuikmonitoring ook door te trekken naar Nederland wat dan 3 extra monsterlocaties zou vereisen (Westerschelde brak, Westerschelde zout, Vlakte van Raan). Dat zou een vergelijking toelaten van monitoringstechnieken en de resulterende evaluatie. De demersale opnames met de boomkor worden momenteel ook al uitgevoerd in de Vlakte van Raan (onderdeel van de DFS opnames voor de Noordzee door Wageningen IMARES). Gezien het belang van het gebied voor juveniele platvissen, haring en kabeljauw (Werkgroep Westerschelde, 2000) is het aan te bevelen die gegevens in de evaluatie betrekken.

Het monitoringsprogramma levert voor iedere indicator jaarlijks een waarde op per segment. Hiermee kan de situatie ten tijde van de evaluatie (de voorafgaande 6 jaar) worden vergeleken met een referentie dan wel kan de T_x worden vergeleken met T_0. Tevens kan er een trendanalyse worden uitgevoerd, op T_x aangevuld met een trendbreukanalyse indien indicaties aanwezig zijn.



Figuur 6.7.2 Visbemonsteringslocaties met ankerkuil en dubbele schietfuik in het Schelde-estuarium.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Piekmaand in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	Trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuilingsgevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
Acipenser sturio	Atlantische steur	A		D	B	BF	Ov				X	X	X	X	X				
Alosa alosa	Elft	A		P	P	BF	Ob				X	X	X	X	X				
Alosa fallax (H1103)	Fint	A	5	P	P	BF	Ob	F	F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Coregonus oxyrhynchus	Houting	A		P	BZ	BZ	Ob			I	X								
Lampetra fluviatilis (H1099)	Rivierprik	A	2	B	B	F	Ob	F	F/H	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
Osmerus eperlanus	Spiering	A	7	P	B	BF	Ob	F	F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Petromyzon marinus (H1095)	Zeeprik	A		D	B	F	Ob	MOF	F/H	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
Salmo salar	Zalm	A		P		F	Ob				X	X	X	X	X				
Salmo trutta	Zeeforel	A		P	B	BF	Ob		F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
Gasterosteus aculeatus	Driedoornige stekelbaars	A/F	2	P	BZ	BZ	Og	F	F/H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Anguilla anguilla	Paling	C	4/8	B	O	O	Op		F	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Liza ramado	Dunlipharder	C		P	P/De	De/O	Op			I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Agonus cataphractus	Harnasmannetje	Es		B	B	B	Ov				X	X							
Ammodytes tobianus	Kleine zandspiering	Es	4	B	P	P	Ob				X	X							
Aphia minuta	Glasgrondel	Es		P	P	P	Os					X				X			
Liparis liparis	Slakdolf	Es		B	B	B	Ov			I	X	X				X			
Myoxocephalus scorpius	Zeedonderpad	Es		B	B	BF	Og			T	X	X	X			X	X		
Pholis gunnellus	Botervis	Es		D	B	B	Og				X	X							
Platichthys flesus	Bot	Es	5	B	BZ	BF	Op		F/H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Pomatoschistus microps	Brakwatergrondel	Es	10	B	BZ	B	Og	MO	H		X	X	X	X		X	X		
Pomatoschistus minutus	Dikkopje	Es	10	B	BZ	B	Og	MO	H		X	X	X			X	X		
Syngnathus acus	Grote zeenaald	Es	10	B	BZ	B/BF	Os	M	H	I	X	X	X			X	X		
Syngnathus rostellatus	Kleine zeenaald	Es	9	B	P	BZ	Os	M	H	I	X	X	X			X	X		
Zoarces viviparus	Puitaal	Es		B	BZ	B	V	M	H		X	X	X			X	X		
Gobius niger	zwarte grondel	Es		B		B/BF	Og												
Hippocampus guttulatus	Zeepaardje	Es		P		B/BF	Os												
Hippocampus hippocampus	Kortsnuitzeepaardje	Es		P		B	Os												
Raniceps raninus	Vorskwab	Es		D		BF	Op												
Spinachia spinachia	Zeestekelbaars	Es		D		BZ	Og												
Nerophis ophidion	Zeenaald sp.	Es		D	B	BZ	Os												
Chelidonichthys lucernus	Rode poon	Mj	6	D	BZ	BF	Op		H		X	X				X			
Clupea harengus	Haring	Mj	12	P	P	P	Ov			T	X	X	X			X	X		
Dicentrarchus labrax	Zeebaars	Mj	9	D	BZ	BZ/BF	Op			T	X	X	X			X	X		
Gadus morhua	Kabeljauw	Mj	12	D	BZ	BZ/BF/	Op			I	X	X							
Limanda limanda	Schar	Mj	11	B	B	B/BF	Op				X	X							
Merlangius merlangus	Wijting	Mj	11	D	B	BF	Ob		H	T	X	X				X			
Pleuronectes platessa	Schol	Mj	5	B	B	B	Op		H		X	X				X			
Psetta maxima	Tarbot	Mj		B		BF	Op				X	X							
Scophthalmus rhombus	Griet	Mj	11	B	BZ	BF	Ob				X	X							
Solea solea	Tong	Mj	7	B	BZ	B	Op		H	I	X	X	X			X	X		

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Piekmaand in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuilingsgevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
Atherina presbyter	Grote koornaarvis	Ms	7	P	P	P/B	Ov					X							
Belone belone	Geep	Ms		P		F					X	X							
Chelon labrosus	Diklipharder	Ms		D		De	Op				X	X							
Ciliata mustela	Vijfdradige meun	Ms	12	B	BZ	B	Op		H	T	X	X							
Cyclopterus lumpus	Snotolf	Ms		B		BZ	Og				X	X							
Dasyatis pastinaca	Pijlstaartrog	Ms		B		B					X								
Engraulis encrasicolus	Ansjovis	Ms	9	D	BF	P	Op				X	X				X			
Pomatoschistus lozanoi	Lozano's grondel	Ms	10	B	BZ	B/BZ	Og					X							
Sprattus sprattus	Sprot	Ms	11	P	P	P	Op				X	X	X			X	X		
Trisopterus luscus	Steenbolk	Ms	7	D	B	B/BF	Op				X	X	X			X	X		
Abramis brama	Brasem	F		B	P	B	Ov			T			X	X	X		X	X	X
Alburnus alburnus	Alver	F		P	P	O	Ov							X	X				
Barbatula barbatula	Bermpje	F		P		B	Og		H	I					X				
Blicca bjoerkna	Kolblei	F		D	P	O	Ob			T			X	X	X		X	X	X
Carassius carassius	Kroeskarper	F		P	BZ	O	Ov		H	T				X	X			X	X
Cobitis taenia (H1149)	Kleine modderkruiper	F		B	B	B	Ov								X				X
Cottus gobio (H1163)	Rivierdonderpad	F		B		B	Og							X	X				
Esox lucius	Snoek	F		D	BZ	VF	Ov	F	F/H	I			X	X	X		X	X	X
Gobo gobio	Riviergrondel	F	10	B	B	B	Ov								X				X
Gymnocephalus cernuus	Pos	F		B	BZ	B	Ov		H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Lampetra planeri (H1096)	Beekprik	F		D	P	-	Ob								X				
Leucaspius delinatus	Vetje	F		P		B	Og								X				
Leuciscus cephalus	Kopvoorn	F		P	BZ	O	Ov								X				
Leuciscus idus	Winde	F		P	BZ	BF	Ov		F	I			X	X	X		X	X	X
Leuciscus leuciscus	Serpeling	F		P	B	B	Ob								X				
Lota lota	Kwabaal	F		B	B	F	Ob					X	X	X	X				
Misgurnus fossilis (1145)	grote modderkruiper	F		B	B	B	Ov		H	T			X	X	X		X	X	X
Perca fluviatilis	Baars	F		P	B	BF	Ov			T		X	X	X	X	X	X	X	X
Phoxinus phoxinus	Elrits	F		P	B	B/V/H	Ob			I					X				
Pungitius pungitius	Tiendoornige stekelbaars	F	1	D	BZ	B	Og	F	F/H	T			X	X	X		X	X	X
Rhodeus sericeus (H1134)	Bittervoorn	F		B	P	BZ	Og		F/H	T			X	X	X		X	X	X
Rutilus rutilus	Blankvoorn	F		P	O	O	Ov			T			X	X	X	X	X	X	X
Scardinius erythrophthalmus	Rietvoorn	F		P	O	O	Ov		H	T			X	X	X		X	X	X
Siluris glanis	Europese meerval	F		B	BZ	VF	Og	F	F	T			X	X	X		X	X	X
Tinca tinca	Zeelt	F		D	P	B	Ov								X				X
Sander lucioperca	Snoekbaars	F*		D	BZ	BF	Og			T						X	X	X	
Carassius gibelio	Giebel	F*		P		O	Ob												
Cyprinus carpio	Karper	F*		D		O	Ov												
Lepomis gibbosus	Zonnebaars	F*		P		B	Og												
Oncorhynchus mykiss	Regenboogforel	F*		P		O	Ob												
Pseudorasbora parva	Blauwbandgrondel	F*		D		B	Ob												
Arnoglossus laterna	Schurftvis	M		B															
Buglossidium luteum	Dwergtong	M		B		B	Op												
Callionymus lyra	Pitvis	M		D		B	Op												
Echiichthys vipera	Kleine pieterman	M		B		BF	Op												
Entelurus aequoreus	Adderzeenaald	M		D		BZ	Os												
Eutrigla gurnardus	grauwe poon	M		D		B	Op												
Glyptocephalus cynoglossus	Hondstong	M		B															
Hippoglossus hippoglossus	Heilbot	M		B															
Hyperoplus lanceolatus	grote zandspiering	M		D	Z	F	Ob												
Melanogrammus aeglefinus	Schelvis	M		D		O													
Mullus surmuletus	Mul	M		D		B	Op												
Pollachius pollachius	Pollak	M		D		F													
Pomatoschistus pictus	gevlekte grondel	M		B		B	Ob												
Raja clavata	Stekelrog	M		B															
Sardina pilchardus	Sardien	M		P		P													
Scomber scombrus	Makreel	M		P		BF	Op												
Trachinus draco	Grote Pieterman	M		D			Op												
Trachurus trachurus	Horsmakreel	M		P		BF	Op												
Trigloporus lastoviza	Gestreepte poon	M		D		BF													
Trisopterus minutus	Dwergbolk	M		D		BF													

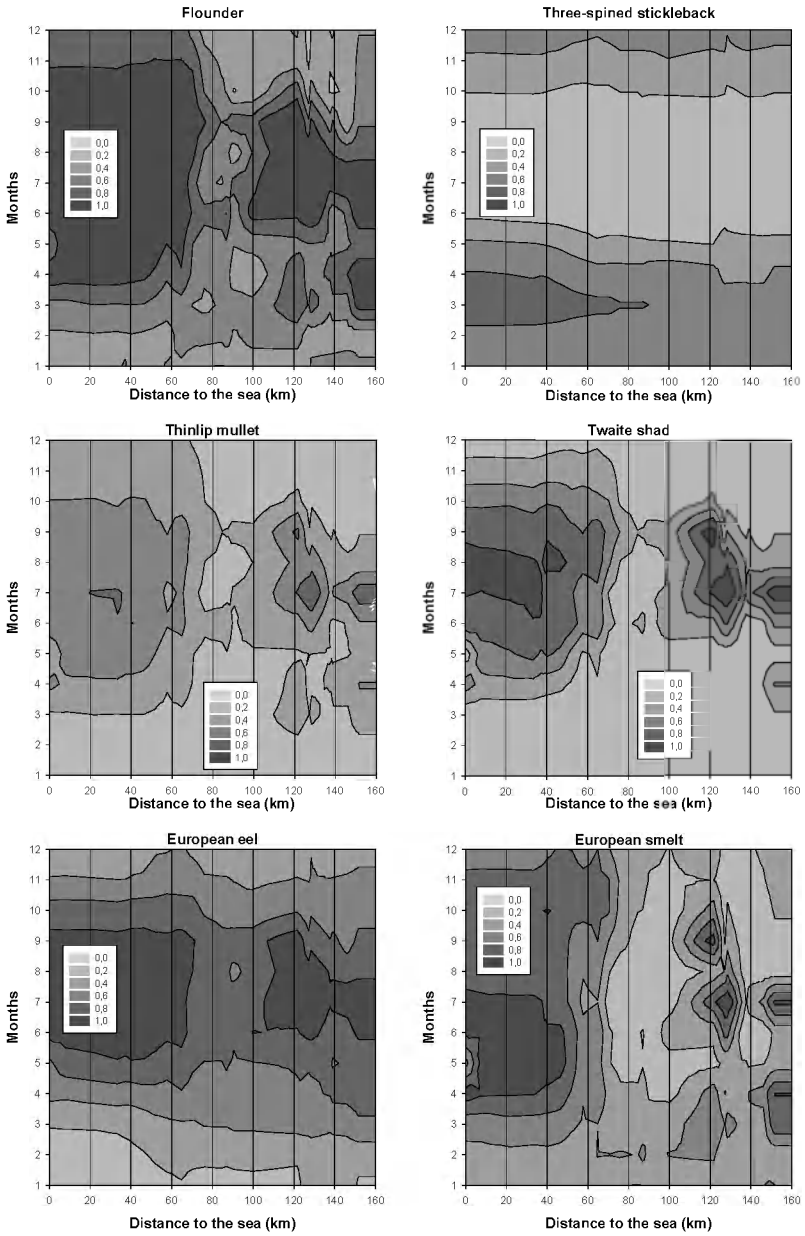
Tabel 6.7.2 *Referentielijst voor vissen in het Schelde estuarium (Breine 2009). De Natura 2000 code is weergegeven voor soorten waarop in het gebied instandhoudingsplicht rust in de zin van de Habitatrichtlijn. Soorten in vetjes weergegeven zijn opgenomen in de MEP en/of GEP lijst in de zin van KRW in één of meerdere zones van het estuarium. (**MEP/GEP**):*

***Estuarien gebruik groep**: A anadroom, C 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 Doei**: 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 zoobenthos, F eet vis, Z eet zooplankton, 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. **Vervuilingsgevoeligheid**: I intolerant, T tolerant.*

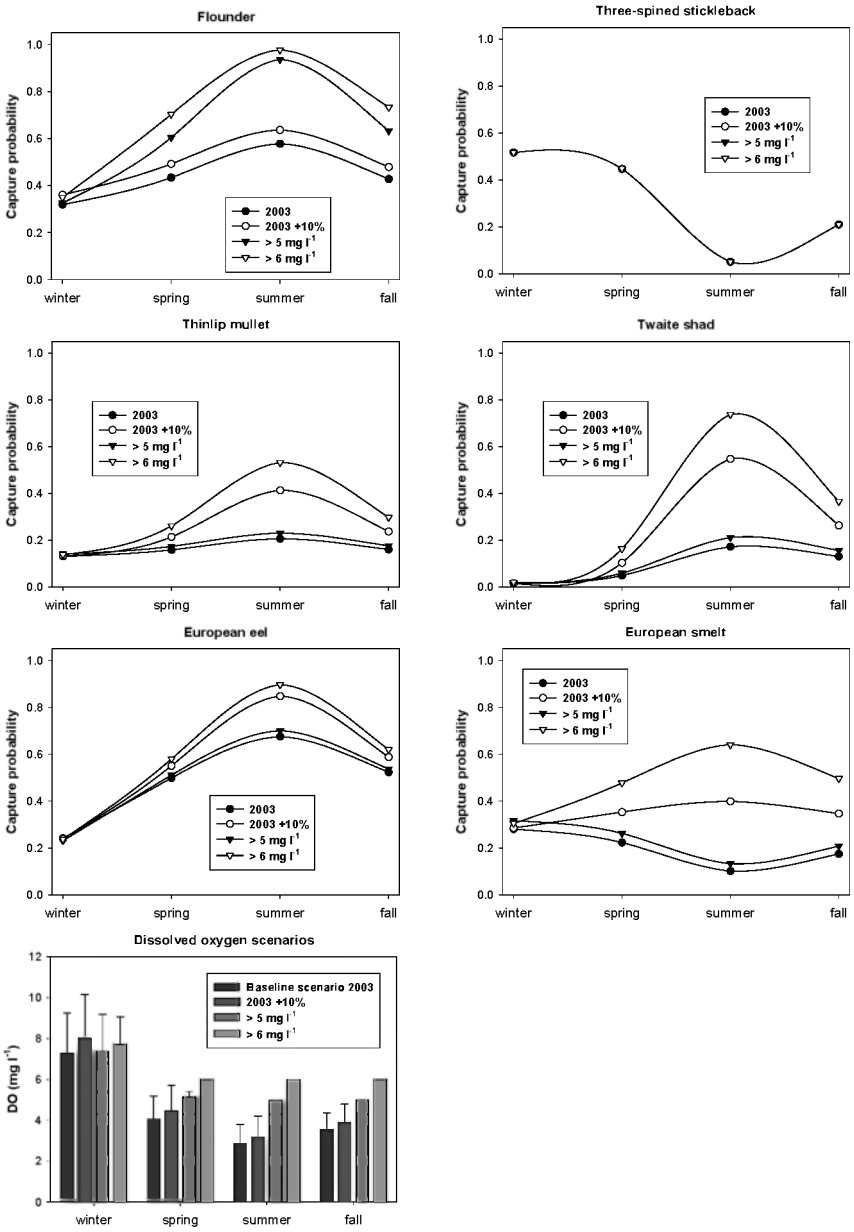
6.7.4 Benodigdheden

Zoals reeds aangegeven wordt de voor deze evaluatie benodigde vismonitoring grotendeels reeds uitgevoerd in bestaande monitoringprogramma's behalve dan de ankerkuil in het oligohaliene. Er dient te worden bekeken of de huidige monitoringintensiteit in het kader van de DFS (uitgevoerd door Wageningen IMARES) voldoet om een goed beeld te krijgen van de Vlakte van Raan (Hoskens & Moulaert, 2006). Daarnaast is tenminste tijdelijk een overlap van de Nederlandse en de Vlaamse monitoringprogramma's en evaluatiemethoden gewenst om beide methoden te 'interkalibreren'.

De vissenindicatoren zullen worden geëvalueerd in combinatie met de factoren gemiddelde dynamiek (lineaire stroomsnelheid en orbitaalsnelheid) (hoofdstuk 3.2. Morfologische diversiteit), jaargemiddelde temperatuur en lengte periode met temperatuur boven de 12 °C (hoofdstuk 4.5. Temperatuur), jaargemiddelde saliniteit en saliniteitvariatie (standaard deviatie) en gemiddelde areaal zoet, oligohalien, mesohalien, polyhalien, euhalien (begrenzingen respectievelijk bij saliniteit van 0.5, 5, 18 en 30 per jaar (hoofdstuk 4.6. Saliniteit en 5.2 Habitat areaal verdeling), jaargemiddelde zuurstofconcentratie en minimum zuurstofconcentratie (hoofdstuk 4.2. Zuurstofgehalte), jaargemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in de bodem en de waterkolom (hoofdstuk 4.7. Toxische stoffen), areaal aan ondiep subtidaal (hoofdstuk 5.2. Habitaat areaal verdeling), jaargemiddelde zoöplanktonbiomassa (hoofdstuk 6.4. Zoöplankton), jaargemiddelde hyperbenthosbiomassa (hoofdstuk 6.5. Epi- en hyperbenthos), jaargemiddelde macrozoöbenthosbiomassa, biomassa schelpdieren subtidaal en schelpdieren areaal subtidaal (hoofdstuk 6.6. Macrozoöbenthos), aantallen visetende vogels (hoofdstuk 6.8. Vogels), aantallen zeehonden en bruinvissen (hoofdstuk 6.9. Zoogdieren), aantal tonnen gelande vis afkomstig uit Westerschelde en Vlakte van de Raan (Visserijgegevens), overzicht waterwerken (sluizen inclusief uitwisselingstijden, barrages, vistrappen, ed.), overzicht bodemverstorende activiteiten inclusief verstoord oppervlak (verdieping, zandsuppletie, oeververdediging, ed.). Voor alle factoren zijn de gegevens voor evaluatie op schaalniveau 3 benodigd, met uitzondering van biomassa schelpdieren subtidaal, schelpdieren areaal subtidaal, aantallen zeezoogdieren, visserijgegevens, en waterwerken overzicht waar de informatie per segment op niveau 2 voldoet.



Figuur 6.7.3 *Gemodelleerde spatio-temporele vangstkans voor Bot (Flounder), Driedoornige stekelbaars (Threespined stickleback,) Dunlipharder (Thinlip mullet), Fint (Twaid shad), Paling (European eel) en Spiering (European smelt) onder de in 2003 heersende milieuomstandigheden. Indien uitgegaan wordt van 50% vangstkans was er in 2003 enkel voor de Paling geen probleem. Voor Bot, Dunlipharder, Fint en Spiering doen de problemen zich vooral voor in de buurt van Antwerpen (km 80).*



Figuur 6.7.4 *Scenariomodellering voor vangstkansen van Bot, Driedoornige stekelbaars, Dunlipharder, Fint, Paling en Spiering tussen km 80 en 100. Gebruikte scenario's zijn de waterkwaliteit in 2003, 10% verbetering tov 2003 en jaarrond nooit minder dan 5 en 6 mg/l opgeloste zuurstof. Winter: dec-feb, lente: maart-mei, zomer:juni-augustus, herfst: september-november. Het staafdiagram vergelijkt de seizoengemiddelde opgeloste zuurstofconcentratie voor de verschillende scenario's.*

De gemiddelde biomassa aan vis en specifiek aan platvis zal worden gebruikt voor de evaluatie van zoöplankton, hyperbenthos, macrozoöbenthos, vogels en zoogdieren op schaalniveau 2.

Vissen nemen een centrale plaats in het estuariene voedselweb door hun belangrijke rol als consumenten maar ook als prooi voor hogere trofische niveaus. Door hun soortspecifieke gebruik van het estuarium op velerlei manieren en de gevoeligheid voor

diverse veranderingen en verstoringen is de evaluatie van de vissen via een groot aantal indicatoren belangrijk voor de systeemevaluatie. Bijvoorbeeld de minimale zuurstofconcentratie over het gehele traject van het Schelde-estuarium is bepalend voor potenties voor vispopulaties, en in het bijzonder voor trekvissen die goede condities in het volledige estuarium nodig hebben om er hun levenscyclus te volbrengen. Figuur 6.7.3 geeft een beeld van migratiemogelijkheden, uitgedrukt in vangstkans in een fuik over een periode van 24 u voor Bot, Driedoornige stekelbaars, Dunlipharder, Fint, Paling en Spiering in de heersende milieuomstandigheden van 2003. De grootste problemen situeerden zich toen rond Antwerpen (km 80). Figuur 6.7.4 geeft de gemodelleerde vangstkans weer ter hoogte van deze zone in vier verschillende scenario's:de waterkwaliteit zoals die in 2003 was, en de toename van de vangstkans bij 10% verbetering van de zuurstofhuishouding t.o.v. 2003, en jaarrond nooit minder dan 5, respectievelijk 6mg/l opgeloste zuurstof (Breine, 2009).

6.7.5 Beoordeling

De indicatoren zijn afkomstig van Breine (2009), Breine et al (2010) voor de Zeeschelde en van Kranenbarg & Jaeger (2008) voor de Westerschelde. Per indicator wordt aangeven voor welke zone deze dient te worden berekend. Het valt echter te overwegen om na enkele evaluaties via multivariate methodieken (Breine, 2009) te evalueren of de meest geschikte en onderscheidende indicatoren zijn gekozen per saliniteitszone. De segmenten 1 en 2 vormen samen het polyhalien, 3 en 4 het mesohalien, 5 het oligohalien, 6 en 7 het zoetwater gedeelte en 8 en 9 de zijrivieren (indeling niveau 3). De indicatoren worden berekend als gemiddelden per standaard vangstinspanning per jaar, de indicator seizoenale dynamiek van marien-estuariene vissen uitgezonderd.

De soortensamenstelling van de visgemeenschap in het estuarium, vooral in de poly- en mesohaliene zones hangt nauw samen met de evolutie van de Noord Atlantische oscillatie, een maatstaf voor het verschil in luchtdruk tussen de depressie bij IJsland en het hogedrukgebied bij de Azoren (NAO, Attrill & Power 2002). Vermits deze een impact heeft op de migratiepatronen van mariene soorten is het dan ook noodzakelijk om bij de beoordeling van de indicatoren voor vis rekening te houden met mogelijke invloed gerelateerd aan de heersende NAO index waarden.

1. Totaal aantal soorten (MnsTot):

Het totale aantal soorten wordt in alle saliniteitszones beoordeeld. Een toename van het aantal soorten kan het gevolg zijn van verbeterde zuurstofomstandigheden, zowel meetbaar als een toename van de gemiddelde of de minimum zuurstofconcentratie. Een toename van MnsTot kan veroorzaakt worden door een verandering in het voedselaanbod; wellicht niet direct door een toename van de totale kwantiteit, maar eerder door een verandering waardoor een bepaalde voedselbron die nauwelijks beschikbaar was, dan wel beschikbaar is (zoals ontwikkeling van zoöplankton, epi- en hyperbenthos en/of schelpdieren in zones waar het grotendeels ontbrak, of een toename van de diversiteit van de voedselorganismen). MnsTot kan toenemen doordat visserij activiteiten zijn verminderd en/of de habitatconnectiviteit met betrekking tot waterwerken is verbeterd, de concentraties van verontreinigende stoffen zijn gedaald, dan wel dat er veranderingen in de temperatuur zijn opgetreden. In principe zal MnsTot toenemen bij een afnemende watertemperatuur, maar het is ook mogelijk dat het aantal soorten door lokale opwarming toeneemt door tijdelijke of permanente vestiging van exoten.
Als referentie kan worden aangehouden dat MnsTot overeen komt met 23 soorten voor zowel zijrivieren als zoetwater, 31 soorten voor het oligohalien, 30 soorten voor het mesohalien (Breine, 2009) en 32 soorten voor het polyhalien (Kranenbarg & Jager, 2008).

Zowel Breine als Kranenbarg & Jager houden bij de beoordeling enkel rekening met de soorten die op de MEP/GEP lijsten staan. In principe is de aanwezigheid van elke soort

echter een signaal van het ecologisch functioneren. Wij stellen voor om ook soorten die niet op de MEP/GEP lijsten staan mee te nemen in de evaluatie. Herziening van de referentie aantallen kan daarom eventueel nodig blijken in de toekomst.

In principe is iedere toename van het aantal soorten gewenst, tenzij veroorzaakt door opwarming van delen van het systeem of verder verspreiding van exotische soorten.

2. Totaal aantal individuen (MnsInd):

Ook het totale aantal individuen wordt geëvalueerd voor alle saliniteitszones. Een toename van MnsInd wordt voornamelijk verwacht bij een toename van het voedselaanbod (biomassa zoöplankton, epi- en hyperbenthos en/of macrobenthos en schelpdieren in het bijzonder). Ook kan de habitatareaalverdeling invloed hebben op de waargenomen aantallen. Met name een toename van de ondiepe subtidale wateren en van het intertidaal gebied (kraamkamers en foergebied, vb in de ontpolderingen, GGG's en GOG's) kan een positief effect hebben op de totale visaantallen, maar er wordt verwacht dat het effect van habitatareaalveranderingen eerder duidelijk zal worden in de gespecialiseerde groepen die ook als indicator worden gehanteerd (zie verderop), omdat bij een verandering de ene groep mogelijk zal profiteren waar de andere achteruit kan gaan. MnsInd kan ook toenemen wanneer de predatiedruk afneemt. Een afname van het aantal piscivore vogels en/of zeezoogdieren kan een effect hebben. Belangrijker is wellicht nog de impact van visserijactiviteiten waarbij een afname van de visserij een toename van MnsInd tot gevolg kan hebben.

Breine et al. (2010) geven als referentie 193 en 200 individuen per standaardvangst per fuik voor respectievelijk de zoetwater en de oligohaliene zone, referenties voor de zijrivieren het mesohalien en het polyhalien dienen nog te worden opgesteld.

Een toename van het totale aantal individuen is gewenst, tenzij ten gevolge van een achteruitgang van de predatiedruk of een explosieve toename van tolerante soorten.

3. Estuariene soorten (MnsEs) en individuen (MpiEs):

Het totaal aantal estuariene soorten zal worden geëvalueerd voor het oligohalien, het mesohalien en het polyhalien. Het aandeel estuariene individuen zal worden geëvalueerd in dezelfde zones. Een toename in het aantal estuariene soorten en/of het aandeel estuariene individuen kan het gevolg zijn van verbeterde habitatomstandigheden ten gevolge van de aanleg van de nieuwe estuariene gebieden. Verder zullen beiden indicatoren profiteren van een afname van de temperatuur en een afname van de concentraties aan toxische stoffen en een toename van het zuurstofgehalte.

Breine et al. (2010) geven een referentiewaarde van gemiddeld 7 estuarien residente soorten in het mesohalien en 6 aanwezig in het oligohalien. Het aandeel estuarien residente individuen wordt op 23,3 in het mesohalien en op 19.35 in het oligohalien als referentie gesteld. Voor het gehele estuarium (polyhalien tot en met oligohalien) wordt een referentie gelijk gesteld aan in totaal 13 estuarien residente soorten (Kranenbarg & Jager, 2008). Referentie voor de abundantie aan estuarien residente soorten in deze zone wordt bepaald op basis van de aantallen Puitaal en Bot (zie verder).

Een toename van het aantal estuariene soorten en het aandeel estuariene individuen is gewenst.

4. Diadrome soorten (MnsDia) en individuen (MpiAna):

Het aantal diadrome soorten wordt in alle saliniteitszones geëvalueerd. In de Zeeschelde wordt eveneens het relatieve aantal anadrome individuen geëvalueerd. Als indicator voor de abundantie van diadrome vissen in de Westerschelde worden Spiering en Fint gekwantificeerd (zie verder). Een toename van het aantal diadrome soorten kan het

gevolg zijn van een toename van de gemiddelde zuurstofconcentratie of een verhoging van de minimum waargenomen zuurstofconcentratie (verbetering van de zuurstofcondities). Verder speelt de connectiviteit een belangrijke rol, en kan een toename het gevolg zijn van het opheffen van migratiebarrières, zowel longitudinaal naar de bovenstroomse gebieden als lateraal naar de GOG's en GGG's. Het valt te verwachten dat zeker diadrome soorten zullen profiteren van een afname van verontreinigende stoffen.

In het oligohalien, het zoetwater en de zijrivieren zijn bij optimale condities gemiddeld respectievelijk 9 diadrome soorten per fuik aan te treffen. Een referentie voor het aantal anadrome individuen moet nog vastgesteld worden in de verschillend zones van de Zeeschelde, Breine et al (2010) berekenden respectievelijk 30 en 39% diadrome individuen inclusief de palingen in de mesohaline en oligohaliene zone en in het zoetwatergedeelte en de zijrivieren. Kranenbarg & Jager (2008) vermelden 10 diadrome soorten voor hun referentielijst voor het hele estuarium.

Een toename van het aantal diadrome soorten en het aandeel anadrome individuen zal altijd positief beoordeeld worden.

5. Mariene seizoensgasten (MnsMms):

Het aantal soorten mariene seizoensgasten wordt wellicht voornamelijk bepaald door het voedselaanbod, waarbij vooral de diversiteit aan voedselbronnen, het aanbod aan foerageergebieden en de visserij invloeden een rol spelen. MnsMms wordt geëvalueerd voor het oligohalien, mesohalien en polyhalien. Hier dient te worden geëvalueerd of een eventuele toename parallel loopt aan een toename in aanbod aan geschikt habitat, diversiteitstoename in zoöplankton, epi- en hyperbenthos en macrozoöbenthos, dan wel dat de biomassa substantieel is gestegen. Anderzijds kan een wijziging van het aantal soorten mariene seizoensgasten het gevolg zijn van NOA index schommelingen en binnen een bepaald segment kan verschuiving van de saliniteitszones aan de basis liggen.

Voor de Westerschelde is de referentie voor het aantal soorten mariene seizoensgasten 5. Voor de Zeeschelde werd de referentie bepaald voor de marien juveniele en mariene seizoensgasten samen. Aparte referenties dienen nog nader te worden bepaald. Voor het mesohalien worden onder referentiecondities gemiddeld 10 mariene migrerende soorten (Msm en Mjm samen)per fuikvangst verwacht, voor het oligohalien 4 (Breine et al, 2010).

Een toename van het aantal mariene migrerende soorten wordt als positief beoordeeld, tenzij deze plaats vindt in de segmenten 3 en 4 (niveau 3) ten gevolge van een toename van de saliniteit.

6. Marien juveniel migrerende soorten (MnsMjm) en individuen (MpiMjm):

Het aantal marien juveniel migrerende soorten en het bijbehorende aandeel aan individuen wordt geëvalueerd in het volledige estuarium de zijrivieren uitgezonderd. Beiden geven een indicatie van het habitatareaalaanbod en het voedselaanbod, en/of de diversiteit daarin. Een toename in MnsMjm kan het gevolg zijn van een verschuiving in de habitatareaalverdeling of een toename in de diversiteit van het zoöplankton, epi- en hyperbenthos en/of het macrozoöbenthos. Een toename in het MpiMjm is veelal eerder het gevolg van een verandering in de habitatareaalverdeling en/of een toename in de biomassa van bovengenoemde voedselbronnen. Eventueel, een toename van specifiek de schelpdierbiomassa en/of het subtidale schelpdierenareaal.

Het aantal kinderkamersoorten zoals hier bedoeld wordt ter referentie door Kranenbarg & Jager (2008) gesteld op 10. Referenties voor het aantal soorten en bijhorende percentages dienen in de Zeeschelde nog te worden onderscheiden van de mariene

seizoensgasten. Abundantie van de marien juvenielen in Westerschelde wordt beoordeeld op basis van de juveniele Schol en Haring (zie verder).

Een toename van beide indicatoren is in principe gewenst, maar een verandering in het habitatareaalaanbod dient bij voorkeur te gaan in de richting van de MEP zoals onder andere beschreven door Van Hoey et al. (2007) en Brys et al. (2008) tengevolge van de estuariene herstelmaatregelen van uit de OS2010 en het geactualiseerde Sigmaplan, en weergegeven elders in deze evaluatiemethodiek MONEOS (Tabel 6.6.4).

7. Benthische soorten (MnsBen) en individuen (MpiBen):

Een mogelijke toename van het aantal benthische soorten kan wellicht vooral bereikt worden door een vermindering van de bodemconcentraties aan toxische stoffen, dan wel een vermindering van bodemverstorende activiteiten. Echter ook een toename van de zuurstofconcentraties (gemiddeld en/of minimum) kan de oorzaak zijn, en een afname van de gemiddelde dynamiek (stroomsnelheid en orbitaalsnelheid) kan een rol spelen. Naast verontreinigingen heeft ook de habitatbeschikbaarheid een impact op het aandeel benthische individuen. Een toename van MpiBen kan het gevolg zijn van een toename van ondiep subtidaal en intertidaal habitat, bijvoorbeeld door ontpolderingen, de aanleg van GOG's en GGG's. Verder kan het voedselaanbod een rol spelen, en moet er worden gefocust op een toename van de schelpdier biomassa en/of het schelpdierenareaal. Hiermee samenhangend kan ook de predatiedruk (door zeezoogdieren en piscivore vogels), maar vooral de visserijdruk op schelpdieren en/of benthische vissen zelf zijn afgenomen. Er wordt verwacht dat effecten van predatiedruk en/of visserij, die vooral spelen in meso- en polyhalien, ook zichtbaar zullen worden in MnsMjm en MpiMjm. MnsBen en MpiBen zullen dan ook alleen worden geëvalueerd voor de zoetwater segmenten, en MpiBen ook voor de zijrivieren.

Ter vergelijking, voor de zoetwaterreferentie wordt verwacht dat ruim 30 % van de individuen tot benthische soorten behoort (Breine et al (2010), in de zijrivieren is dat ruim 36 % (Speybroek et al., 2008). In zoetwater kunnen onder goede omstandigheden gemiddeld 7 soorten worden aangetroffen.

Een toename van het aantal benthische soorten en/of individuen wordt als positief beoordeeld.

8. Habitatgevoelige soorten (MnsHab) en individuen (MpiHab):

Het aantal habitatgevoelige soorten is uiteraard gerelateerd aan het habitataanbod, en de beschikbaarheid van diverse habitattypes in het bijzonder (habitatdiversiteit). Ook hydrologische veranderingen en habitatverstoring kunnen een effect hebben. Een toename van het aantal habitatgevoelige soorten kan een gevolg zijn van een afname van het verstoorde bodemoppervlak, of een toename van de diversiteit aan dynamiek (stroomsnelheden en orbitaalsnelheden) binnen een segment. Het percentage habitatgevoelige individuen op het totaal kan toenemen met een toename van het ondiepe subtidaal, maar wellicht ook met parameters als aanwezigheid van vegetatie of een diversiteit aan substraten. Het aantal habitatgevoelige soorten en het percentage habitatgevoelige individuen worden geëvalueerd in de segmenten van de Zeeschelde.

Als referentie kan worden aangehouden dat er gemiddeld zo'n 16 habitatgevoelige soorten in het mesohalien aanwezig kunnen zijn, 14 in het oligohalien en 11 in de zoetwaterzones (Breine et al, 2010). Het bijhorende percentage habitatgevoelige individuen is respectievelijk 53,45 en 48%

Een toename van MnsHab en/of MpiHab wordt als positief beoordeeld.

9. Fragmentatiegevoelige soorten en individuen (MnsFra en MpiFra):

Het percentage habitatfragmentatiegevoelige soorten hangt uiteraard sterk samen met de habitatdiversiteit, de connectiviteit tussen de diverse habitats, en de individuele grootte van de habitatpatches. Dit zijn factoren die veelal moeilijk meetbaar zijn (zie hoofdstuk 5.2. habitatareaalverdeling). Het aantal fragmentatiegevoelige soorten en percentage individuen zijn hiervoor echter goede indicatoren. Deze indicatoren zullen worden geëvalueerd in de zoetwaterzone.

Onder optimale condities kan MnsFra tot 14 bereiken MpiFra tot ruim 60% (Breine et al., 2010).

Een toename van het aantal habitat fragmentatiegevoelige soorten en individuen is een streven op zich, en wordt als positief beoordeeld.

10. Gespecialiseerde ei-afzettende soorten (MnsSpa) en individuen (MpiSpa):

Het totaal aantal gespecialiseerde ei-afzettende soorten, zijnde soorten met specifieke voortplantingseisen, en het percentage ei-afzettende individuen, kan toenemen onder invloed van een toename van de zuurstof condities (gemiddelde en/of minimum concentratie), kan toenemen wanneer er maatregelen zijn getroffen om de connectiviteit te verhogen, of kan toenemen bij een toename van de beschikbaarheid van specifieke habitats. MnsSpa en MpiSpa zullen worden geëvalueerd in het mesohalien, oligohalien en in de zoetwater zone.

Het aantal gespecialiseerde ei-afzettende soorten in het mesohalien kan 6 bedragen, 3 in het oligohalien en 8 in de zoetwaterzone; referenties voor de bijhorene MpiSpa bedragen respectievelijk 20, 10 en 34% (Breine et al., 2010).

Ook voor deze indicatoren wordt een toename nagestreefd en als positief beoordeeld.

11. Verontreiniging intolerante soorten (MnsInt) en individuen (MpiInt):

Het aantal verontreiniging intolerante soorten en bijhorend percentage individuen zal worden geëvalueerd in de Zeeschelde. Beide indicatoren zijn uiteraard sterk negatief gerelateerd aan de aanwezigheid van verontreinigingen in zowel bodem als de waterkolom. Een toename van de gemiddelde en/of minimum zuurstof concentraties kan ook een toename van MnsInt en MpiInt laten zien.

Het aantal verontreiniging intolerante soorten onder referentiecondities bedraagt 10 in mesohalien en oligohalien en 8 in het zoetwatergedeelte, de bijhorende percentages intolerante individuen bedragen 33, 33 en 35 respectievelijk (Breine et al., 2010).

Een toename van MnsInt en MpiInt worden als positief geëvalueerd.

12. Piscivore soorten (MnsPis) en individuen (MpiPis):

Het aantal piscivore soorten aandeel piscivore individuen worden beoordeeld in de Zeeschelde. Een toename van één van beiden indicatoren kan het gevolg zijn van een toename in de zuurstofconcentraties, een toename van het habitataanbod, een toename van het voedselaanbod of een verbetering van de waterkwaliteit.

Het totaal mogelijk aan te treffen piscivoren soorten bedraagt 14 in het mesohalien, 15 in het oligohalien bedraagt en 11 in de zoetwaterzone en de zijrivieren. De bijhorende percentages piscivore individuen bedragen 46% in het mesohalien en 48 in de rest van de Zeeschelde.

Een toename van het aantal piscivore soorten en/of individuen wordt als positief beoordeeld.

13. Omnivore individuen (MpiOmn):

Het percentage omnivore individuen binnen de vispopulaties is eigenlijk de enige vissenindicator waarvoor een afname nagestreefd wordt. Deze indicator wordt geëvalueerd voor de zijrivieren en de zoetwaterzone. Een toename van het percentage omnivore individuen kan duiden op een toename van de nutriëntenconcentraties, een afname van het doorzicht of een toename van het zwevend stofgehalte, eventueel in combinatie met een toename in verontreinigingen (Belpaire et al., 2000; Breine et al., 2004, 2007, 2010).

Het percentage omnivore vissen ligt onder referentieomstandigheden rond de 21 % (Breine et al., 2010).

Een afname van het percentage omnivore individuen tot het hierboven vermelde niveau is gewenst.

In tegenstelling tot de bovengenoemde indicatoren die evalueren per zone, geven de volgende indicatoren een beeld van het estuarium tot en met de oligohaliene zone. De volgende indicatoren abundantie van Spieringen, Finten, Botten en Haringen worden verkregen uit de bemonstering met de ankerkuil, waarbij de gecombineerde resultaten van opnames in oligohalien, mesohalien en polyhalien (dus 3 meetpunten) worden geëvalueerd. De abundantie van Puitaal en Schol wordt verkregen uit boomkorvisserij opnames, die uitsluitend in het Nederlandse deel worden uitgevoerd.

14. Abundantie + Lengte verdeling Spiering en Fint:

Met de evaluatie van Spieringen en Finten worden 2 representatieve en ten minste voorheen algemene soorten van trekvissen geëvalueerd, die gebruik maken van vrijwel het gehele traject. De toename van adulten van één of beiden soorten kan duiden op een verbeterde connectiviteit van het systeem, een toename van de zuurstofcondities over het gehele traject, en een verminderde visserijdruk. Een toename in de juveniele fractie kan het gevolg zijn van een toename in ondiep subtidaal habitat, met name bovenstrooms, en een afname van concentraties aan verontreinigingen. Een toename in de subadulten fractie kan het gevolg zijn van een toename in het voedselaanbod (biomassa macrobenthos) en verbetering van doorzicht dan wel afname zwevend stofgehalte (Kranenbarg & Jager, 2008).

Als referentie voor het aantal Spieringen dat per standaard ankerkuilvangst (80 m^2 per uur) gevangen kan worden bij een goede ecologische kwaliteit van het systeem, kunnen aantallen van 11285 juvenielen, 5900 subadulten en 1145 adulten worden gehanteerd voor de Spiering, en 2500 juvenielen, 110 subadulten en 81 adulten voor de Fint (Kranenbarg & Jager, 2008).

Een toename van alle fracties van beiden soorten wordt nagestreefd, en iedere toename wordt als positief beoordeeld.

15. Abundantie Bot en Puitaal:

De abundantie aan Bot en Puitaal geeft een indicatie van de ontwikkeling van estuarien residente soorten. Beiden soorten kennen een benthisch bestaan en zijn daarmee bij een toename goede indicatoren voor een verbetering van de bodemconcentraties aan verontreinigingen. De bot kan profiteren van een toename aan ondiep subtidaal habitat, een afname van de bodemverstoring, een afname van de visserijdruk, en een toename aan zooplankton en/of macrobenthos. De puitaal kan mogelijk profiteren van een toename het areaal aan schelpenbaken.

Kranenbarg & Jager (2008) hanteren 11.9 Puitalen per hectare en 121 Botten per standaard ankerkuilvangst als referentie.

Een toename van één of beiden soorten wordt als positief beoordeeld.

16. Abundantie Haring en Schol:

De Haring en de Schol zijn belangrijke doelsoorten waarvan de juvenielen het estuarium gebruiken om er in op te groeien. Een toename van één van beiden soorten kan gelegen zijn in een afname van de visserijdruk, een toename in het voedselaanbod (zoöplankton en epi- en hyperbenthos voor de haring, en macrobenthos met in het bijzonder schelpdierenbiomassa en/of areaal aan schelpdierenhabitat voor de Schol). De populatiegrootte van beide soorten kan afnemen bij toenemende predatiedruk (piscivore vogels en zeezoogdieren). De Haring kan wellicht profiteren van een toename in het doorzicht, en de Schol wellicht meer van een afname in de concentraties aan bodemverontreinigingen. Voor beide soorten geldt echter dat ook invloeden van buiten het Scheldesysteem en rol kunnen spelen (vb. zeevisserij).

Als referentie kan 346 (juveniele) Schollen per hectare en 2000 (juveniele) haringen per standaard ankerkuilvangst, worden gehanteerd (Kranenbarg & Jager, 2008).

Een toename van één of beide soorten is gewenst.

17. Seizoenale dynamiek van marien-estuariene vissen.

Het uitgesproken seizoenaal karakter in de soortensamenstelling van de marien-estuariene visgemeenschap in het estuarium bestaande uit marien juveniele vissen, mariene seizoensgasten en estuariene vissen duiden op een jaarrond goede invulling van de kraamkamer- en foerageerfunctie van het estuarium. De weergegeven piekmaanden in tabel 6.7.1 zijn gebaseerd op de resultaten van het monitoringprogramma in Doel sinds 1992 (Wambacq, 2010). Maandelijks wordt anderhalf uur voor laagwater tot anderhalf uur na laagwater het aantal vissen op het rooster van de koelwaterinlaat gemonitord. De geobserveerde vissamenstelling dient gerelateerd aan zuurstofconcentratie, watertemperatuur, turbiditeit en saliniteit. Resultaten zijn mogelijks nog beïnvloed door het feit dat de vispopulatie zich aan het herstellen is en moeten na enige jaren opnieuw geëvalueerd worden. Daarnaast kunnen de weergegeven pieken ook licht variëren in de tijd tengevolge van de NAO index.

18. Natura 2000 soorten.

Zeeprik: Het Natura 2000 (ontwerp)besluit voor de Vlakte van de Raan en voor de Westerschelde en Saeftinge geven voor de Zeeprik het volgende doel op (LVN, 2009; 2010): Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie. Het gebied is voor de Zeeprik van belang als doortrekgebied. De populatie is afhankelijk van de ontwikkelingen bovenstrooms van de Nederlandse grens in Vlaanderen. In het gebied Vlakte van de Raan en het gebied Westerschelde & Saeftinghe zijn geen herstelmaatregelen noodzakelijk, omdat de oorzaak van de landelijk matig ongunstige staat van instandhouding niet in dit gebied ligt.

Er zijn geen gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen voor deze soort vastgesteld. De Zeeprik is dan ook voor het gebied Schelde- en Durme-estuarium niet aangemeld maar wordt er sporadisch wel gevangen. Ook de Zeeschelde doortrekgebied voor zeeprik, die verder stroomopwaarts paait. Voor 1900 werd zeeprik waargenomen in de Schelde, Demer en Leie (zie Stevens et al., 2009). Vermoedelijk was ook de Nete paaigebied. Gegevens zijn echter schaars, waarschijnlijk omdat Zeeprik in België nooit een populaire soort voor consumptie was. Omdat de Zeeprik niet noodzakelijk terugkeert naar de rivier waar hij uit het ei geslopen is, is de kans op spontane herkolonisatie vrij groot.

Referenties voor het aantal Zeeprikken zijn niet voorhanden, dit kan beschouwd worden als een leemte in de kennis.

Rivierprik: Het Natura 2000 (ontwerp)besluit voor de Vlakte van de Raan en voor de Westerschelde en Saeftinge geven voor de Rivierprik het volgende doel op (LVN, 2009; 2010): Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie. De Westerschelde als doortrekgebied van Nederlands belang. In dit gebied zijn geen herstelmaatregelen noodzakelijk. De populatie is afhankelijk van de ontwikkelingen bovenstrooms van de Nederlandse grens in Vlaanderen. In Vlaanderen zijn volgende gewestelijke doelen voor de Rivierprik opgegeven (Paelinckx et al., 2009):

- Uitbreiding van het actuele areaal door het overbrugbaar maken van de migratieknelpunten.
- Tot stand brengen van duurzame populatie in Vlaanderen
- Verbetering van de kwaliteit van het leefgebied: verbeteren van waterkwaliteit tot zuurstofgehalte van min 8 mg/l; verbeteren van structuurkwaliteit, opheffen migratieknelpunten.

Het estuarium van Schelde en Durme is aangemeld als essentieel habitat, het valleigebied van de Kleine Nete als zeer belangrijk.
Specifiek voor de Zeeschelde geldt volgende doelstelling (Adriaenssen et al., 2005): Het Scheldebekken heeft op korte termijn (2010) een zichzelf instandhoudende populatie van Rivierprik, dit impliceert dat de rivierprik niet langer gehinderd wordt om naar de Bovenschelde te migreren doordat er aangepaste vispassages zijn aan de stuwen en sluizen.

Deze doelstellingen dienen verder gekwantificeerd te worden.

Fint: Het Natura 2000 (ontwerp)besluit voor de Vlakte van de Raan en voor de Westerschelde en Saeftinge geven voor de Fint het volgende doel op (LVN, 2009; 2010): Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie. De Westerschelde als doortrekgebied van Nederlands belang. In dit gebied zijn geen herstelmaatregelen noodzakelijk. De populatie is afhankelijk van de ontwikkelingen bovenstrooms van de Nederlandse grens in Vlaanderen. In Vlaanderen zijn volgende gewestelijke doelen voor de Fint opgegeven (Paelinckx et al., 2009):

- Uitbreiding van het actuele areaal stroomopwaarts in de Schelde en de Nete
- Herstellen van een zichzelf reproducerende populatie in het Schelde estuarium met herstel van de historische paaigebieden in de Schelde en de Nete (Maes et al., 2008)
- Verbetering van de kwaliteit van Schelde en Nete: verbeteren van waterkwaliteit tot zuurstofgehalte van min 7-8 mg/l; verbeteren van structuurkwaliteit van Schelde en Nete (herstel van paaisubstraat van zandbanken, stromend water (1-1.5 m/s); opheffen migratieknelpunten om geschikte paaigronden te bereiken.

Het estuarium van Schelde en Durme en het valleigebied van de Kleine Nete zijn aangemeld als essentieel habitat.
Specifiek voor de Zeeschelde geldt volgende doelstelling (Adriaenssen et al., 2005): Het Scheldebekken heeft op korte termijn (2010) een zichzelf instandhoudende populatie van Fint, dit impliceert dat de zuurstofspanning voldoende hoog is voor Fint om de hoofdstroom van de Netes en de Bovenschelde te bereiken.

Deze doelstellingen dienen verder gekwantificeerd te worden.

Kleine modderkruiper: In Vlaanderen zijn volgende gewestelijke doelen voor de Kleine modderkruiper opgegeven (Paelinckx et al., 2009):

- Minimaal behoud van het actuele areaal.

- Uitbreiding van het aantal populaties
- Verbetering van de kwaliteit van het leefgebied (Vandeloannoote et al., 1998): verbeteren van waterkwaliteit tot het niveau 'viswater-karperachtigen', verbeteren van structuurkwaliteit (substraat van zand, stilstaand tot zwak stromend water; opheffen migratieknelpunten).

Het SBZ 'Estuarium van Schelde en Durme' is aangeduid als zeer belangrijk gebied, het valleigebied van de Kleine Nete essentieel habitat en de bovenloop van de Grote Nete als 'belangrijk'.

Deze doelstellingen dienen verder gekwantificeerd te worden.

Rivierdonderpad : In Vlaanderen zijn volgende gewestelijke doelen voor de Rivierdonderpad opgegeven (Paelinckx et al., 2009):

- Minimaal behoud van het actuele areaal.
- Uitbreiding van het aantal populaties
- Verbetering van de kwaliteit van het leefgebied: terugdringen van waterverontreiniging (zuurstofgehalte van minimaal 8 mg/l , bewaken van constant goede waterkwaliteit, geïsoleerde lozingspunten saneren), terugdringen van klei- en leemafspoeling naar waterlopen waardoor grindsubstraat bedekt wordt met fijn substraat, verbeteren van structuurkwaliteit (substraat van zand, met grind, ijzerzandsteen of grote stenen, matige stroomsnelheid en aanwezigheid van groot dood hout); opheffen migratieknelpunten.

Het valleigebied van de Kleine Nete is aangeduid als zeer belangrijk habitat. Deze doelstellingen dienen verder gekwantificeerd te worden, specifiek voor de Zeeschelde zijn geen doelstellingen gesteld voor deze soort.

Beekprik en Grote modderkruiper: De doelstellingen voor Vlaanderen voor deze soorten situeren zich bovenstrooms de getij-invloed en zijn hier dus niet zo relevant.

Bittervoorn: In Vlaanderen zijn volgende gewestelijke doelen voor de Rivierdonderpad opgegeven (Paelinckx et al., 2009):

- Instandhouding van het actuele areaal.
- Instandhouding van de huidige populaties
- Instandhouding en/of lokale verbetering van de kwaliteit van het leefgebied: waterkwaliteit: 'viswater-karperachtigen', structuurkwaliteit: traagstromend tot stilstaand water, zoetwatermossels en uitgebreide waterplantenvegetaties.

Het SBZ 'Estuarium van Schelde en Durme' is aangeduid als zeer belangrijk gebied, het valleigebied van de Kleine Nete en de bovenloop van de Grote nete als 'belangrijk'.
Deze doelstellingen dienen verder gekwantificeerd te worden, specifiek voor de Zeeschelde zijn geen doelstellingen gesteld voor deze soort.

6.7.6 Conclusie

Vissen nemen een centrale rol in in het estuariene systeem. De grootte variëteit aan estuaria gerelateerde soorten met zeer specifieke kenmerken, gebruikmakend van zeer uiteenlopende onderdelen van het systeem, maakt dat vissen goede indicatoren zijn voor het ecologisch functioneren van het systeem. Daar komt nog eens bij dat veel soorten ook nog eens zeer gevoelig zijn voor veranderingen en verstoringen. De hier gepresenteerde evaluatiemethodiek Vissen bestaat uit een groot aantal indicatoren, die echter gericht (in de zones waar ze het meest indicatief bevonden zijn) worden ingezet. De indicatoren komen overeen met de indicatoren die momenteel hetzij in Vlaanderen

hetzij in Nederland worden gehanteerd voor de evaluatie in het kader van de Kaderrichtlijn water en voor de Habitatrichtlijn. De huidige systeemevaluatie kan dan ook prima worden gehanteerd om een beoordeling voor de Kaderrichtlijnwater te berekenen (zie o.a. Speybroek et al., 2008; Kranenbarg & Jager, 2008). Daarbij komt nog eens dat een aantal vissen een specifieke beschermingsstatus hebben in het kader van Natura2000, en dat een aantal vissen van commercieel belang zijn. Vissen zijn ook goede indicatoren omdat er behoorlijk wat historische informatie beschikbaar is over het voorkomen van soorten ook onder nog relatief onverstoorde omstandigheden. Verder is er momenteel een gedegen monitoringnetwerk wat slechts op een enkel punt een uitbreiding vraagt (locaties voor dubbele schietfuiken in Nederland om uitwisselbaarheid van gegevens tussen methodieken te evalueren; 1 extra ankerkuil locatie in het oligohalien in de Zeeschelde), wat slechts dient te worden gecontinueerd. Met het meten van aantallen, lengte en biomassa kunnen alle indicatoren worden berekend.

	Zuurstof	Voedselaanbod	Visserij	Fragmentatie/Connectiviteit	verontreinigende stoffen	temperatuur	habitatareaalverdeling	nutriënten en doorzicht		1-2 Polyhalien	3-4 mesohalien	5 oligohalien	6-7 zoet	8-9 zijrivieren
MnsTot	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+
MNnsInd		+	+				+			+	+	+		
MnsErs	+				+	+	+			+	+	+		
MpiErs	+				+	+	+					+		
MnsDia	+			+	+					+	+	+	+	+
MpiDia	+			+	+						+	+	+	
MnsMms		+	+				+			+	+	+		
MnsMjm		+					+			+	+	+	+	
MpiMjm		+					+			+	+	+	+	
MnsBen	+		+		+		+						+	
MpiBen	+		+		+		+						+	+
MnsHab							+				+	+	+	+
MpiHab							+				+	+	+	+
MnsFra				+			+						+	+
MpiFra				+			+						+	+
MnsSpa	+			+			+				+	+	+	+
MpsSpa	+			+			+				+	+	+	+
MnsInt					+									
MpiInt					+									
MnsPis	+	+			+		+	+			+	+	+	
MpiPis	+	+			+		+	+			+	+	+	
MpiOmn								+					+	+
Spiering &	+		+	+			+	+		+	+	+		
Bot & Puitaal			+		+		+			+	+	+		
Haring & Schol		+	+		+			+		+	+	+		

6.8 Vogels

6.8.1 Achtergrond

Wereldwijd is er grote aandacht voor vogels, vogelbescherming en habitatbescherming met betrekking tot vogels. Dit is niet anders voor het Schelde-systeem, waar periodieke vogeltellingen worden uitgevoerd en waar voor een behoorlijk aantal vogels instandhoudingsdoelen zijn opgesteld (met name in het kader van de Habitat- en Vogelrichtlijn: Adriaensen et al., 2005; Anoniem, 2009). Veelal wordt er onderscheid gemaakt in broedvogels en niet-broedvogels (in het Schelde-estuarium voornamelijk watervogels) gerelateerd aan de functie van het gebied voor de soorten (Meire & Maris, 2008). Niet-broedvogels hebben doorgaans habitateisen met betrekking tot foerageren, of als rustgebied. Broedvogels stellen doorgaans extra habitateisen aan hun leefgebied (nestgelegenheid, strengere eisen ten aanzien van verstoring). Het Schelde estuarium heeft een belangrijke functie of potentieel zowel voor broedvogels als voor niet-broedvogels. De instandhoudingsdoelstellingen voor zowel de Westerschelde & 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 6.8.1. Voor al die soorten moeten de populatieontwikkelingen gemonitord worden. Maar niet alleen de biodiversiteitswaarde op zich is van belang. Ook de aanwezigheid van grote (zich zelf instandhoudende) populaties van meerdere soorten is een teken van goede ecologische kwaliteit, omdat elke soort specifieke eisen stelt. Zo kunnen vogels ingedeeld worden in verschillende **voedsel**gilden naargelang hun specialisme of voedselvoorkeur. De aanwezigheid van vogels met een bepaalde voedselvoorkeur is dus een goede indicatie voor de abundantie en beschikbaarheid van dat voedsel in het systeem. We onderscheiden herbivoren (planteneters; plankton, macrofyten, macroalgen), piscivoren (viseters), benthivoren (levend van het macrozoöbenthos aanwezig in de bodem; vooral de steltlopers). Daarnaast gedraagt een belangrijk deel van de soorten zich in de Schelde als opportunist (dieet aangepast aan aanbod), deze soorten zijn te beschouwen als omnivoor (figuur 6.8.1). De aantallen van vogels met een bepaalde voedingswijze (of vogels van een bepaalde voedselgilde) zijn goede indicatoren voor (de werking van) het onderliggende voedselweb, maar evaluaties dienen altijd te geschieden in combinatie met de onderliggende trofische niveaus.

Naast het voedselaanbod is ook het **habitat**aanbod voor vogels van groot belang. Enerzijds moet er voldoende geschikt biotoop zijn waarin kan worden gefoerageerd. Belangrijk voor de benthivore soorten zijn intergetijdengebieden. Bijvoorbeeld gebieden met een droogvalpercentage tussen 30 en 70% bieden steltlopers een lange foerageerperiode. De vorm van de plaat en de reliëfvariatie (reliëfindex/mesoreliëf) is van belang omdat variatie in de topografie langere waterlijnen creëert in combinatie met zones met lokale plasjes, vochtigere zones, etc., gekenmerkt door hogere slibgehalten en vaak hogere macrozoöbenthos dichtheden (Alkyon, 2006). Vaak hebben soorten ook behoefte aan gebieden waar ze de hoge waters **rust**ig kunnen doorbrengen (hoogwatervluchtplaatsen) of waar ongestoord kan worden gebroed. Een aantal soorten maakt daarom specifiek gebruik van de platen, vaak met een specifieke begroeiing of juist relatief kaal, maar er zijn ook soorten die de rust op het water zoeken. De mens speelt in deze dus vaak weer een belangrijke rol, doordat die door middel van allerlei activiteiten verstorend aanwezig kan zijn in het gebied (Alkyon, 2006). Opererend in de top van het voedselweb, kunnen diverse vogelsoorten ook gevoelig zijn voor **verontreiniging**en in het systeem. Dit geldt met name voor de piscivore soorten, voor welke de blootstelling door accumulatie veelal het grootste is, en met name voor in het gebied broedende soorten, omdat de voortplanting één van de gevoeligste fases in de levenscyclus is. 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).

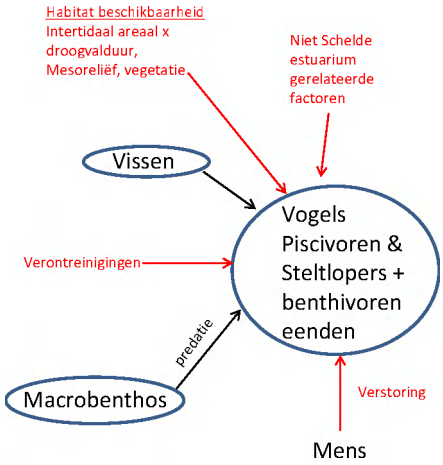
Soort	IHD WS* (broedparen)	streefdoel evaluatiemethodiek broedparen WS**	seizoensdoelstelling (aantal) WS***	Opmerking WS	IHD ZS (broedparen)	Habitatdoelstelling (ha)	Habitattype
Baardman					100	588	riet/ruigte
Bergeend			4500				
Blauwborst	450			WS-doel	550	833	riet/ruigte
Bontbekplevier	100	10	430	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, estuarien, 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/ estuarien
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/ estuarien
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/ estuarien
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)

Tabel 6.8.1 *Instandhoudingsdoelstellingen (IHD) voor de Westerschelde (WS) (Aanwijzingsbesluit Natura 2000-gebied 'Westerschelde en Saeftinghe'), en IHD voor de Zeeschelde (ZS) (Adriaensen et al., 2005) voor de broedvogels en niet-broedvogels voor WS, voor de broedvogels voor de ZS.*



Figuur 6.8.1 *Overzicht van de belangrijkste stofstromen (→) in het voedselweb rond de Vogels en de belangrijkste factoren (in rood) met invloed op of beïnvloed door de factor Vogels.*

Diversiteit soorten: de instandhoudingsdoelstellingen

In Vlaamse context is het verhaal van instandhoudingsdoelstellingen versnipperd in verschillende beleidsdocumenten. Dit maakt het verhaal in zijn geheel complex. De IHD-Z beschrijft de doelstellingen voor de Lange Termijn Visie voor het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium en de Scheldevallei. Deze kunnen niet opgevat worden als de invulling van de IHD's voor de verschillende speciale beschermingszones van Natura2000 in het Zeeschelde-estuarium en de Zeescheldevallei. Gebiedsspecifiek IHD's gericht op de SBZ's in het Vlaamse deel van het estuarium is nog in ontwikkeling. De IHD-Z gebruiken we wel als de leidraad voor de evaluatie van de soortdiversiteit in het Vlaamse deel van het estuarium. Een ander beleidsdocument is de Achtergrondnota Natuur. Dit document beschrijft de doelstellingen voor het Natura2000-gebied in het Antwerpse havengebied (Anoniem, 2006). Binnen dit studiegebied zijn specifieke streefdoelen (IHD's) opgesteld voor (stukken van) de speciale beschermingszones. Een aantal buitendijkse of dicht tegen de Schelde gelegen kregen specifieke doelstellingen: Groot Buitenschoor, Noordelijk gebied, Galgeschoor, Ketenisseschor en Blokkersdijk. De doelstellingen die hiervoor geformuleerd werden, worden als toestingscriterium genomen voor deze gebieden (projectmonitoring). De aantallen worden ook verminderd van de totale doelstelling IHD-Z (zie Piesschaert et al., 2007 voor achtergrond met betrekking tot deze afstemming) (Tabel 6.8.2). Het vooropgestelde aantal potentiële broedkoppels in de overige delen van het Zeescheldebekken vormen dus het saldo gepresenteerd in Tabel 6.8.2. Zo is het de doelstelling om alle habitat voor de Kluut te realiseren in de buitendijkse gebieden vermeld in de Achtergrondnota Natuur (Noordelijk gebied en Ketenissepolder). De evaluatie van de instandhoudingsdoelstellingen voor het Achtergrondnotagebied wordt niet in deze systeemevaluatie behandeld. Concreet worden hierdoor delen van de SBZ-VRL 3,6 (Schorren en Polders van de Beneden

Zeeschelde) en SBZ-VRL 2,2 Kuifeend en Blokkersdijk) niet opgenomen. Meerbepaald zijn dit de poldergebieden in het alluvium van de Beneden Zeeschelde op de linkeroever en het natuurgebied de Kuifeend op de rechteroever. Deze worden geëvalueerd binnen het monitoringsproject van het havengebied.

	IHD Zeeschelde	Blokkers-dijk	Galge-schoor	Ketenisse-schor	Noordelijk Gebied	**a priori toegekend (# koppels)**	**saldo (# koppels)**
Baardmannetje	**100**					**0**	**100**
Blauwborst	**550**	12	27	4	122	**165**	**385**
Bruine kiekendief	**50**	4	2		12	**18**	**32**
Dodaars	**50**					**0**	**50**
Grote karekiet	**40**					**0**	**40**
Grutto	**80**				29	**29**	**51**
Kluut	**350**			16	350	**366**	**-16**
Kwak	**20**					**0**	**20**
Kwartelkoning	**40**					**0**	**40**
Lepelaar	**40**					**0**	**40**
Paapje	**40**					**0**	**40**
Porseleinhoen	**40**					**0**	**40**
Purperreiger	**60**					**0**	**60**
Rietzanger	**170**				23	**23**	**147**
Roerdomp	**20**	2				**2**	**18**
Scholekster	**190**	119				**119**	**71**
Slobeend	**150**				41	**41**	**109**
Snor	**100**					**0**	**100**
Tureluur	**130**				112	**112**	**18**
Woudaap	**20**					**0**	**20**
Zomertaling	**20**					**0**	**20**

Tabel 6.8.2 *Overzicht van de bijdragen van verschillende deelgebieden aan IHD-Z met de streefdoelen voor de deelgebieden opgenomen in de Achtergrondnota Natuur. Het saldo toont het netto aantal broedparen potentieel te realiseren in het estuarium en valleigebied.*

Er zijn ook instandhoudingsdoelstellingen gemaakt voor het Belgische deel van het Zwin (Spanoghe et al., 2003) (geen specifieke doelstelling met betrekking tot aantallen voor de soorten). Het Nederlandse deel van het Zwin is aangemeld voor de kleine zilverreiger (niet-broedvogel) (Behoud omvang en kwaliteit leefgebied met een draagkracht voor een populatie van gemiddeld 9 vogels (seizoensmaximum)). De evaluatie van deze IHD's werden niet in rekening gebracht voor deze methodiek. Voor de T0 opdracht moet de gebiedsgrens exclusief Zwin bevestigd worden.

De Nederlandse IHD's zijn beschreven in de aanwijzingsbesluiten of ontwerp aanwijzingsbesluiten voor de Natura2000 gebieden: Westerschelde en Saeftinghe, Vlakte van de Raan en het hierboven vernoemde Zwin en Kievittepolder. De vogeldoelstellingen hebben uitsluitend betrekking op de vogelsoorten aangemeld (broedvogels en trekkende vogelsoorten). De documenten zijn raadpleegbaar op volgende url: http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/gebiedendatabase.aspx?subj=n2k

Voor de overwinterende watervogels (niet-broedvogels) kan een evaluatie van de instandhoudingsdoelstellingen gebeuren op basis van de huidige monitoring. De aantallen zijn echter niet per definitie indicatief voor de gezondheid van het ecosysteem omdat tal van externe factoren de aantallen beïnvloeden waardoor de indicator op zich niet representatief is voor een robuust ecosysteem. De evaluatie ecologisch functioneren legt hiervoor de klemtoon op een evaluatie door middel van gewenste ontwikkelingen in de voedselgilden (soortgroepen). Het is de verwachting dat een selectie van gespecialiseerde soorten (in tegenstelling tot de omnivore soorten) een beter signaal kunnen geven over de verandering in macrozoöbenthosaanbod en de gewenste trend in de systeemkwaliteit (steltlopers, viseters).

Ecologisch functioneren: de indicatorgroepen

In het kader van de biodiversiteit en de instandhoudingsdoelen wordt een groot aantal soorten gemonitord en geëvalueerd. Alle soorten hebben hun specifieke wensen en eisen en kunnen een indicatie zijn voor de systeemkwaliteit. We stellen hier een evaluatie voor op basis van de watervogels, waarin we de ontwikkeling voor 4 groepen vogels evalueren. Een eerste groep die zal functioneren als indicator zijn de benthivoren. Deze groep bestaat uit de steltlopers, aangevuld met de bergeend. De soorten binnen deze groep foerageren op een grote diversiteit aan benthos zoals schelpdieren, kleine crustaceeën (kreeftachtigen), grotere Polychaete wormen en wadslakjes. Er wordt aangenomen dat schelpdieren een belangrijk onderdeel van hun voedselpakket uitmaken. Deze soorten foerageren specifiek in het intertidale gebied. De tweede groep met indicatorfunctie, is de groep der omnivoren. Deze bestaat uitsluitend uit eenden. In het Schelde-estuarium (voornamelijk de Zeeschelde) foerageren ze vooral op oligochaeten. De soorten foerageren zowel in het slibrijke intertidaal als in het ondiepe subtidaal. Een derde groep indicatorsoorten zijn de herbivore soorten, waaronder grazers van macrofyten en macroalgen, maar ook grazers van het plankton. Deze groep bestaat uit ganzen, eenden en rallen. Aangenomen wordt dat voor deze groep het voedselaanbod niet limiterend is, en dat ze ook binnendijks foerageren, maar dat ze de buitendijkse gebieden ook als rustgebieden gebruiken. Vervolgens onderscheiden we de groep van hoofdzakelijk visetende soorten, een vrij diverse groep soorten, waaronder de duikers, futen, reigers en sternen.

6.8.2 Indicatoren

De evaluatie Vogels bestaat uit een indicatorgroep ‘diversiteit soorten’ en een indicatorgroep ‘ecologisch functioneren’. De indicatorgroep ‘diversiteit soorten’ evalueert het aantal broedparen/vogels ten opzichte van de gestelde doelstellingen. Voor de evaluatiemethodiek ’ecologisch functioneren’ hanteren we een indeling voor een groot aantal watervogels in functionele groepen naar voedselgilde. De groepen zijn indicatief voor patronen in het voedselweb. Niet alle vogelsoorten zullen worden geëvalueerd, alleen de overwegend piscivore soorten, de steltlopers, de eenden, de ganzen en de zwanen. Tabel 6.8.3 geeft een overzicht van de meest algemene watervogels behorende tot de groepen die als indicator worden gehanteerd.

Soort	Species	Indicator
Dodaars	*Tachybaptus ruficollis*	N_{pisc} [12]
Fuut	*Podiceps cristatus*	N_{pisc}
Aalscholver	*Phalacrocorax carbo*	N_{pisc}
Kleine Zilverreiger	*Egretta garzetta*	N_{pisc}
Blauwe Reiger	*Ardea cinerea*	N_{pisc}
Lepelaar	*Platalea leucorodia*	N_{pisc}
Middelste Zaagbek	*Mergus serrator*	N_{pisc}
Grote Stern	*Sterna sandvicensis*	N_{pisc}
Visdief	*Sterna hirundo*	N_{pisc}
Dwergstern	*Sterna albifrons*	N_{pisc}
Knobbelzwaan	*Cygnus olor*	N_{herb}
Kleine Zwaan	*Cygnus columbianus*	N_{herb}
Wilde Zwaan	*Cygnus cygnus*	N_{herb}
Rietgans	*Anser fabalis*	N_{herb}
Kolgans	*Anser albifrons*	N_{herb}
Dwerggans	*Anser erythropus*	N_{herb}
Grauwe Gans	*Anser anser*	N_{herb}

[12] *Meegeteld als piscivoor voor evaluatie maar in de Zeeschelde en binnendijks zou deze soort zich eerder als insectivoor gedragen.*

Canadese Gans	*Branta canadensis*	N_{herb}
Meerkoet	*Fulica atra*	N_{herb}
Waterhoen	*Gallinula chloropus*	N_{herb}
Wilde Eend	*Anas platyrhynchos*	N_{herb}
Smient	*Anas penelope*	N_{herb}
Krakeend	*Anas strepera*	N_{omn}
Wintertaling	*Anas crecca*	N_{omn}
Pijlstaart	*Anas acuta*	N_{omn}
Slobeend	*Anas clypeata*	N_{omn}
Tafeleend	*Aythya ferina*	N_{omn}
Kuifeend	*Aythya fuligula*	N_{omn}
Bergeend	*Tadorna tadorna*	N_{benth}
Scholekster	*Haematopus ostralegus*	N_{benth}
Kluut	*Recurvirostra avosetta*	N_{benth}
Bontbekplevier	*Charadrius hiaticula*	N_{benth}
Strandplevier	*Charadrius alexandrinus*	N_{benth}
Goudplevier	*Pluvialis apricaria*	N_{benth}
Zilverplevier	*Pluvialis squatarola*	N_{benth}
Kievit	*Vanellus vanellus*	N_{benth}
Kanoetstrandloper	*Calidris canutus*	N_{benth}
Drieteenstrandloper	*Calidris alba*	N_{benth}
Krombekstrandloper	*Calidris ferruginea*	N_{benth}
Bonte Strandloper	*Calidris alpina*	N_{benth}
Rosse Grutto	*Limosa lapponica*	N_{benth}
Wulp	*Numenius arquata*	N_{benth}
Zwarte Ruiter	*Tringa erythropus*	N_{benth}
Tureluur	*Tringa totanus*	N_{benth}
Groenpootruiter	*Tringa nebularia*	N_{benth}
Steenloper	*Arenaria interpres*	N_{benth}
Kemphaan	*Philomachus pugnax*	N_{benth}
Watersnip	*Gallinago gallinago*	N_{benth}

*Voor de indeling is gebruik gemaakt van Van den Bergh et al. (2005), Van Ryckegem et al. (2006) en Van Roomen et al. (2007).

Tabel 6.8.3 ***Globaal, maar niet uitputtend, overzicht van de indeling van in het Schelde estuarium voorkomende vogels naar de indicator groepen.***

Indicatorgroep Soortdiversiteit

De geselecteerde indicatoren in deze indicatorgroep evalueren de instandhoudingdoelstellingen.

<u>De instandhoudingsdoelstelling (IHD) voor de Zeeschelde broedvogels</u>

De IHD is opgesteld vanuit een redenering dat er voldoende potentieel habitat aanwezig moet zijn (behoud van bestaande habitat of ontwikkeling van extra habitat om doelstelling te halen). De geselecteerde soorten zijn niet enkel soorten aangemeld voor de Vogelrichtlijn maar zijn ook regionaal belangrijke broedvogelsoorten. De doelstellingen baseren zich op referentiedensiteiten van de doelsoorten in de specifieke habitats en hebben betrekking zowel op het valleigebied als het buitendijkse gebied. De gestelde broedvogeldoelstellingen zijn dus gebaseerd op de habitatdoelstellingen en moeten voor het volledige Zeescheldebekken (binnendijks + buitendijks) geëvalueerd worden (zie tabel 6.8.1).

<u>De IHD voor de Westerschelde broedvogels</u>

Deze bevat voor een aantal vogelsoorten concrete doelstellingen die opgenomen zijn in het aanwijzingsbesluit voor het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. (uit de bijlagen noch profieldocumenten en het achtergronddocument bij de profieldocumenten LNV is op te maken hoe deze doelstellingen exact bepaald werden – voor sommige

soorten bv. Bruine kiekendief gaat het om een stabiele (lokale) populatie) (zie tabel 6.8.1).

De IHD voor de Zeeschelde niet-broedvogels

De IHD's zijn geformuleerd als algemene doelstelling voor het totaal aantal overwinteraars en als soortspecifieke doelstelling door de relatieve bijdragen van de Zeeschelde ten opzichte van de geografische populatie, Vlaamse populatie en de Westerschelde populatie (Adriaensen et al., 2005).

De algemene doelstelling is als volgt geformuleerd "Voor de totale aantallen van watervogels in de Zeeschelde (exclusief meeuwen) mag het gemiddelde van de seizoensmaxima over de laatste vijf seizoenen niet minder zijn dan 40.000. Het gemiddelde van de seizoensminima over de laatste vijf seizoenen mag niet minder zijn dan 3500".

De soortspecifieke doelstelling is gebaseerd op referentiegegevens uit de periode 1991-2003. De streefpercentages zijn gebaseerd op hoge aantalen voor de opportunistische soorten in een verstoorde situatie. Sindsdien is de situatie voor de watervogels in de Zeeschelde gewijzigd waardoor de percentages niet gewenst lijken voor de evaluatie. Voor de T0 is het nodig deze streefpercentages te herbekijken. Anderzijds is de evaluatie van deze gewenste percentages per doelsoort grotendeels vervat in de indicator ecologisch functioneren waar de analyse de focus legt op de trends van de voedselgroepen (en niet van de individuele soort). De hieronder voorgestelde evaluatiemethodiek wordt voor de functionele benadering als voldoende gedetailleerd bevonden.

De IHD voor de Westerschelde en Saeftinghe niet-broedvogels

Deze instandhoudingsdoelstelling is een streefaantal vogels met als referentie het seizoensgemiddelde bepaald over de periode 1999/2000- 2003-2004 (zie tabel 6.8.1). Voor de slechtvalk en zeearend is het seizoensmaximum de referentie. De doelstelling is voor de soorten het behoud van de omvang van de gestelde populatie en van de kwaliteit van het leefgebied. Deze evaluatie houdt geen rekening met de relatieve verhouding van de vogelaantallen ten opzichte van de andere relevante populaties.

Indicatorgroep Ecologisch functioneren

We beschouwen de verschillende vogelgroepen op basis van de voedselgilde waartoe ze behoren: piscivore, omnivore, herbivore en benthivore soorten. De aantallen van deze groepen op niveau van het estuarium worden geëvalueerd door een trendberekening met de seizoensgemiddelde aantallen door gebruik te maken van gemiddelde waarden over een periode van 5 jaar (glijdend gemiddelde). Hierdoor worden de jaarlijkse fluctuaties afgevlakt. Het seizoen wordt gedefinieerd als de monitoringsperiode die jaarrond is voor Westerschelde en Zeeschelde (waarbij het jaar gerekend wordt van juli tot juni). Voor de zijrivieren waar slechts wintervogeltellingen beschikbaar zijn worden deze gebruikt (seizoen wordt dan gerekend van oktober tot maart). Dit betekent dat het totaal aantal getelde vogels per seizoen wordt gedeeld door het aantal telmaanden (normaal 12 voor de Westerschelde en Zeeschelde, 6 voor de zijrivieren).

De trends worden geanalyseerd tegenover de aantallen van de Nederlandse populatie, Vlaamse populatie, Zoute Delta populatie, de Westerschelde populatie em de Zeeschelde populatie. Door de veranderingen in aandeel van de verschillende groepen in het estuarium te vergelijken met de seizoensgemiddelde aantallen (gemiddeld nog eens over 5 jaar) in de deelpopulaties kan de evolutie in de vogelgroepen beoordeeld worden ten aanzien van andere deelpopulaties. Op deze manier wordt nagegaan of de veranderingen mogelijk gerelateerd zijn aan systeemveranderingen dan wel meer te

maken hebben met evoluties in de Europese populaties. Hiervoor wordt de trend vergelijken met deze de Nederlandse populatie, in de Zoute Delta en de Vlaamse situatie. Ook de trends in de Westerschelde populatie en de Zeeschelde populatie worden afgetoetst tegenover elkaar. Is er een verschuiving in de verhouding van vogelaantallen tussen de Westerschelde en de Zeeschelde, en dit afzonderlijk te beschouwen voor de verschillende groepen.

Aantal steltlopers en bergeenden (N_{benth}):

Het totaal aantal steltlopers en bergeenden (N_{benth}) dient een representatief beeld te geven van de ontwikkeling van een groep van benthivore vogels met bepaalde karakteristieken eisen. Maandelijks wordt het aantal steltlopers en bergeenden geteld. Per seizoen wordt een gemiddelde gemaakt per segment. Het 5 jaarlijks gemiddelde van deze seizoensgemiddelde waarden wordt gebruikt voor de evaluatie van dat segment.

Aantallen omnivore eenden (N_{omn}):

Het totaal aantal omnivore eenden (N_{omn}) wordt maandelijks geteld. Per seizoen wordt een gemiddelde gemaakt per segment. Het 5 jaarlijks gemiddelde van deze seizoensgemiddelde waarden wordt gebruikt voor de evaluatie van dat segment.

Aantallen herbivore eenden, rallen en ganzen (N_{herb}):

Het totaal aantal overwegend herbivore eenden, rallen en ganzen (inclusief zwanen) (N_{herb}) wordt maandelijks geteld. Per seizoen wordt een gemiddelde gemaakt per segment. Het 5 jaarlijks gemiddelde van deze seizoensgemiddelde waarden wordt gebruikt voor de evaluatie van dat segment.

Aantallen piscivoren (N_{pisc}):

Het totaal aantal overwegend piscivore vogels (N_{pisc}) wordt maandelijks geteld. Per seizoen wordt een gemiddelde gemaakt per segment. Het 5 jaarlijks gemiddelde van deze seizoensgemiddelde waarden wordt gebruikt voor de evaluatie van dat segment.

6.8.3 Ruimtelijk en temporeel bereik

Soortdiversiteit: evaluatie van de broedvogel IHD. Ruimtelijk heeft de evaluatie van de IHD broedvogels Zeeschelde betrekking op het geheel van de vallei en het buitendijkse habitat (voornamelijk schorren). Temporeel is de evaluatie afhankelijk van het broedvogelmonitoringsprogramma in zowel de buitendijkse gebieden en in de vallei. Deze meting zal gebiedsdekkend 6-jaarlijks uitgevoerd worden (datafiches systeemmonitoring Vlaanderen). Gegevens van het bijzonder broedvogelproject gecombineerd met de monitroing in haven (LO en RO) en de Sigmagebieden zal voor 20 van de 21 soorten een gebiedsdekkende schatting van het aantal broedparen toelaten. Enkel voor de blauwborst zal dit niet lukken. Voor deze soort zal één of andere extrapolatie nodig zijn. De IHD broedvogelmonitoring Westerschelde is niet als fiche opgenomen – er is wel een fiche kustbroedvogels die deels de IHD broedvogels kan invullen (datafiches systeemmonitoring Nederland). De broedvogelmonitoring kan beroep doen op de hoogwatervluchtplaatstellingen tijdens broedseizoen, dit zal echter slechts een ruwe benadering geven van het aantal broedkoppels en het zal geen nauwkeurig beeld geven van een aantal schor,- en kustbroedvogels (zoals bv. Strandplevier, Blauwborst, Bruine kiekendief) waarvoor ook IHD opgesteld zijn. Het ruimtelijk en temporele kader van de broedvogelmonitoring voor de Westerschelde moet hiervoor verder uitgeklaard worden.

Soortdiversiteit: evaluatie van de niet-broedvogel IHD. Deze kan uitgevoerd worden op basis van de bestaande monitoring met maandelijkse telgegegevens jaarrond of in de winterperiode voor de zijrivieren.

Ecologisch functioneren: de evaluatie maakt gebruik van de bestaande monitoring. Er zijn de winter watervogeltellingen voor de zijrivieren (uitgevoerd van oktober tot en met maart), de jaarrond watervogeltellingen voor de Zeeschelde, en de hoogwater vogeltellingen voor de Westerschelde, die allen gebiedsdekkend en maandelijks worden uitgevoerd. Het seizoensgemiddelde per groep/indicator per segment worden gebruikt voor de evaluatie. Het seizoen kent voor de Zeeschelde en Westerschelde 12 maanden en loopt van juli tot juni het jaar erop. Voor de zijrivieren wordt het seizoen gedefinieerd door de wintermaanden (6 maanden oktober tot maart). De evaluatie zal plaats vinden op niveau 1, per segment op niveau 2 en per segmet op niveau 3. Op niveau 3 zal het waterlichaam ZSIII + Rupel opgedeeld moeten worden in ZS en Rupel. De jaarrond watervogeltellingen doen immers geen volledige meting van de vogelaantallen in de Rupel. Voor de Rupel wordt dus enkel gebruik gemaakt van de winteraantallen. De evaluatie vindt plaats op drie niveaus om dat de fijnste indeling mogelijk inzicht geeft in de locale kwaliteit, maar het is ook mogelijk dat vogels niet uit het systeem zijn weggetrokken, maar binnen het systeem andere locaties hebben opgezocht (door veranderde relatieve kwaliteitsverschillen), waarvoor de evaluatie op niveau 2 mede indicatief kan zijn. De evaluatie op niveau 1 is voornamelijk indicatief voor de trendevaluatie van het estuarium tegenover populatieveranderingen in ruimere geografische context.

6.8.4 Benodigdheden

Het dient uitgeklaard te worden of de broedvogelmonitoring in de Westerschelde voldoende is om de evaluatie te doen. De huidige monitoring intensiteit is voldoende voor de hier voorgestelde evaluatie ecologisch functioneren, daar deze voor alle gebieden min of meer gebiedsdekkend is. Voor het Vlaamse gedeelte zijn de tellingen gebiedsdekkend. Voor de Westerschelde zijn de hoogwatertellingen gebiedsdekkend met betrekking tot de steltlopers. De SOVON tellingen geven wellicht een goed beeld van de eenden en ganzen. Voor de Vlakte van Raan worden zeevogels vanuit een vliegtuig geteld. Ten tijde van de T_0 dient de soortenlijst behorende bij de 4 indicatorgroepen volledig te worden gemaakt, rekening houdende met alle mogelijk aan te treffen soorten.

De indicatoren ‘soortdiversiteit’ zullen worden geëvalueerd in combinatie met de factoren, % natuurfunctie, % gerealiseerde natuurdoelstelling, geaggregeerde ecotoopoppervlakten (hoofdstuk 5.2), oppervlakte habitat in voldoende of goede staat (Hoofdstuk 5.3).

De indicatoren ‘ecologisch functioneren’ zullen worden geëvalueerd in combinatie met de factoren , percentuele verdeling mesoreliëfklassen per plaat, gemiddeld slibgehalte per plaat (zie hoofdstuk 3), gemiddeld doorzicht (hoofdstuk 4.4. Lichtklimaat), gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen waterkolom (hoofdstuk 4.7. Toxische stoffen), gemiddeld oppervlak aan plaat, gemiddeld areaal per ecotoop waardoor inzicht wordt verkregen in supralitoraal ten opzichte van litoraal, overstromingsfrequentie en –duur, en slibgehalte (hoofdstuk 5.2. Habitat areaal verdeling en dynamiek), gerealiseerde natuurdoelstellingen (voor IHD-Z evaluatie) (hoofdstuk 5.2 en 5.3. Habitat areaal verdeling en dynamiek), totale macrozoöbenthos biomassa, totale schelpdierbiomassa en areaal schelpdier habitat (hoofdstuk 6.6. Macrozoöbenthos), totaal aantal individuen vissen, abundantie spiering, abundantie haring (hoofdstuk 6.7. Vissen).

Het aantal steltlopers en bergeenden (N_{benth}) en het aantal piscivore vogels (N_{pisc}) zal overigens weer worden gebruikt voor de evaluatie van respectievelijk Macrozoöbenthos (hoofdstuk 6.6) en Vissen (hoofdstuk 6.7).

6.8.5 Beoordeling

Soortdiversiteit

Percentage van de IHD

Het percentage van de IHD wordt beoordeeld op niveau 2. Het streefpercentage is een volledige realisatie van de IHD-doelstelling (100% tegen 2030 voor de IHD-ZS). Een toename van het gerealiseerde percentage van de IHD is gewenst. De realisatie van de IHD zal naast het realiseren van het gewenste habitatoppervlak (habitatareaal en natuurontwikkeling) ook afhangen van tal van andere factoren zoals verstoring en de populatietrends (zowel Europees als regionaal). Hierbij kunnen ook klimaatseffecten spelen.

IHD-Z niet-broedvogel: Met betrekking tot de totale aantallen van watervogels in de Zeeschelde (exclusief meeuwen); mogen deze niet onder de 40.000 als gemiddelde van het seizoensmaximum over de laatste vijf seizoenen komen te liggen. Het gemiddelde van de seizoensminima over de laatste vijf seizoenen mag niet minder zijn dan 3500.

Ecologisch functioneren

Gebruik makend van gemiddelde waarden over een periode van 5 jaar (glijdend gemiddelde).

Aantal steltlopers en bergeenden (N_{benth}):

Totaal aantal steltlopers en bergeenden (N_{benth}) wordt beoordeeld op niveau 3, 2 en 1. Een toename in N_{benth} kan het gevolg zijn van een toename in voedsel; zoals totale macrozoöbenthos biomassa, totale schelpdierbiomassa (intertidaal) en/of areaal aan schelpdierhabitat. Hiermee is de link naar habitataanbod al gedeeltelijk gemaakt. Een toename kan ook het resultaat zijn van een toename aan plaatoppervlak, een toename van het areaal aan intertidaal gebied, een verandering in de gemiddelde overstromingsduur en/of een verandering in de helling. Beide laatst genoemde factoren kunnen positief en negatief uitwerken afhankelijk van de aanvangswaarde; er is dan ook sprake van een optimum in die factoren. Een toename van het slibgehalte kan het voedselaanbod doen vergroten (moet dan echter ook zichtbaar zijn in de macrozoöbenthos indicatoren). Echter ook hier is er sprake van een optimum, omdat bij hogere slibgehaltes de benthische gemeenschappen soortenarmer zijn en schelpdieren geleidelijk worden vervangen door wormen (o.a. oligochaeten).

Een toename van N_{benth} is in ieder geval een indicatie dat er sprake is van voldoende (biomassa) en mogelijk een divers voedselaanbod in de vorm van macrozoöbenthische gemeenschappen, dan wel dat er sprake is van habitatareaal vergroting en/of optimalisatie.

Een toename van N_{benth} wordt in principe altijd als positief beoordeeld. Ten gevolgen van een habitatareaal verandering is de leidraad dat er in principe naar een verdeling in de richting van de GEP wordt gestreefd. Wanneer er slechts sprake is van een verplaatsing van vogelpopulaties (te achterhalen door de ontwikkelingen in verschillende segment op niveau 3 te vergelijken, en de segmenten op niveau 2 te evalueren), is dit nog een positieve nog een negatieve ontwikkeling, tenzij in één van de segmenten veranderingen in het voedselaanbod zijn opgetreden (en de overige factoren min of meer constant zijn).

Aantallen omnivore eenden (N_{omn}):

Het aantal omnivore eenden (N_{omn}) (op niveau 3 of 2) kan een toename laten zien onder invloed van het voedselaanbod. Dit zou dan zichtbaar moeten zijn in de totale

macrozoöbenthos biomassa. De omnivore eenden zouden echter ook kunnen reageren op een toename in plankton (zoo- of phytoplankton). De aantallen omnivore eenden moeten echter in combinatie met de aantallen steltlopers en bergeenden worden geëvalueerd. Zo is een afname van het aantal omnivore eenden niet per definitie negatief, want het kan duiden op een verrijking van de benthische gemeenschappen in termen van diversiteit wanneer N_{benth} wel toe neemt. In dat geval is er zeer waarschijnlijk sprake geweest van een afname van de (oligochaeten) biomassa. De omnivore eenden aantallen zullen minder gevoelig zijn voor veranderingen van de kwaliteit van het plaatoppervlak. Een toename van het aantal omnivore eenden kan echter wel het gevolg zijn vaneen toename van het intertidale oppervlak, of een toename van het areaal aan slibrijke ecotopen. De vraag blijft altijd waar de extra vogels vandaan komen. Het kan gaan om verschuivingen binnen het Schelde systeem waarbij andere indicatoren zullen bepalen of dit positief of negatief is. Bij een werkelijke groei van de populaties komen de vogels uit andere gebieden, wat dan als positief beoordeelt dient te worden.

Een toename van N_{omn} wordt als positief beoordeeld wanneer dit niet ten koste gaat van N_{benth}. Hoewel grote aantallen omnivore eenden indiceren dat de macrozoöbenthos gemeenschappen wel hoge biomassa halen, maar wellicht weinig divers zijn, betekent het wel dat er relatief weinig verstoring is door de mens (met name met betrekking tot recreatieve activiteiten) wat dan weer positief is. Een afname van N_{omn} is een mogelijke indicatie voor een afname in voedselaanbod. De negatieve trend wordt niet als ongewenst beoordeeld wanneer specialisten opgenomen in de voedselgroepen N_{benth} of N_{pisc} een positieve trend laten zien.

Aantallen herbivore eenden, rallen en ganzen (N_{herb}):

Een toename van N_{herb} kan het gevolg zijn van een toename in het areaal schorren en/of supralitoraal buitendijks gebied. Ook hier is de vraag immer waar de dieren vandaan komen, of dat het werkelijk om een groei van de populaties gaat. Er wordt verwacht dat het voedselaanbod voor deze groep niet limiterend zal zijn.

Een toename van N_{herb} is in principe positief. Een toename van N_{herb} is gewenst (positief).

Aantallen piscivoren (N_{pisc}):

Er wordt een relatie verwacht tussen het aantal visetende vogels en het vissenaanbod; met name meetbaar in het totale aantal individuen, het aantal spieringen of het aantal haringen afhankelijk van waar er in het Scheldesysteem wordt geëvalueerd. Een toename van N_{pisc} kan ook het gevolg zijn van een toename van het doorzicht of een afname van de concentraties aan verontreinigingen. Een verandering in het habitatareaal aanbod kan invloed hebben op N_{pisc}, met name met betrekking tot de broedvogels (een behoorlijk percentage van de piscivoren behoort hier toe). Een dergelijke verandering kan dan eventueel worden gezocht in een toename van het areaal aan plaatoppervlak, maar er wordt verwacht dat de invloed van habitatareaal verdeling, eerder tot uitdrukking komt in de andere vogelindicatoren. Er dient rekening mee te worden gehouden dat deze groep mogelijk ook sterk kan worden beïnvloed door de aanwezigheid van broedgelegenheden binnendijks.

Een toename in N_{pisc} is gewenst, en wordt als positief beoordeeld.

6.8.6 Conclusie

Vogels zijn relatief eenvoudig te inventariseren, en er zijn reeds mooie tijdreeksen met betrekking tot de avifauna van het Scheldesysteem beschikbaar. Ook hebben de vogels wel enige indicatiewaarde, maar de vraag blijft altijd of de oorzaak binnen of buiten het systeem moet worden gezocht, en of ontwikkelingen in indicatoren duiden op

verbeteringen of verslechteringen, of relatieve verbeteringen en/of verslechteringen ten opzichte van andere gebieden. De analyse (zie fiche) beoordeelt deze trends dan ook in relatie tot de trends tussen deelgebieden in de Schelde en erbuiten. Toch kan er met betrekking tot de steltlopers (en de aan deze categorie toegevoegde bergeend) en de piscivore vogels worden gesteld dat een toename altijd als positief zal worden beoordeeld. De omnivoren en herbivoren die worden geëvalueerd zijn nuttig als indicator omdat zij samen met de twee andere indicatoren de oorzaken van de verschuivingen kunnen weergeven. Voor de evaluatie op basis van de vogels is het van belang om de ontwikkelingen in de verschillende segmenten op niveau 3 te vergelijken, omdat er spraken kan zijn van verschuivingen en/of relatieve kwaliteitsveranderingen ten opzichte van andere segmenten, en in combinatie met een evaluatie op niveau 2 en 1.

Vogels krijgen veel aandacht met betrekking tot de Natura2000 regelgeving en er bestaan instandhoudingdoelen voor vele soorten, zodat er intensieve monitoring van de vogels plaats vindt. Verder zijn zij een hooggewaardeerd onderdeel van de biodiversiteit van het systeem, waardoor het voor de hand ligt ten minste een gedeelte van de soorten in samengestelde indicatoren ter evaluatie van het systeem mee te nemen. Op zich heeft ook de ontwikkeling van iedere afzonderlijke soort een indicatieve waarde, maar we gaan er van uit dat die ontwikkelingen dan eerder via andere evaluaties zichtbaar zullen worden daar voor de meeste soorten de invloeden op de vogels tot ver buiten het Scheldesysteem reiken.

6.9 Zoogdieren

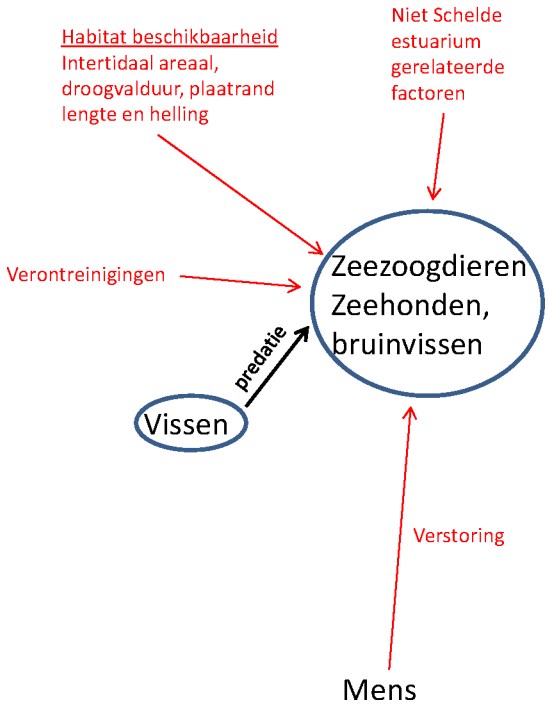
6.9.1 Achtergrond

Sprekende over de zoogdieren van het Schelde-estuarium in relatie tot het ecologische functioneren van het systeem, hebben we het over slechts enkele soorten. Een groot aantal zoogdieren 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. Met betrekking tot de evaluatie van de soortendiversiteit zijn er wel een aantal soorten met instandhoudingsdoelen en/of speciale bescherming in het kader van Natura2000, maar aangezien er geen grote invloed op of afhankelijkheid van het voedselweb in de aquatische fase van het estuarien systeem is hoort de evaluatie de staat van instandhouding eerder thuis in de landelijke Natura 2000 rapportage. De zeezoogdieren, die zeer regelmatig gebruik maken van estuaria om te foerageren en er zich voortplanten zijn wel indicatief voor het estuarien functioneren en hun populaties zijn gebaat bij een gezond ecosysteem. Gezien de link met de Noordzee zal de evaluatie van zoogdieren zich dus voornamelijk richten op 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. Aangezien het echter eerder om dwaalgasten gaat vormen deze waarnemingen geen beoordelingsmaatstaf.

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). Slechts voor 3 soorten is echter sprake van permanente aanwezigheid. Het gaat om de Gewone zeehond (*Phoca vitulina*), de Grijze zeehond (*Halichoerus* grypus) en de Bruinvis (*Phocoena phocoena*). Alledrie deze soorten hebben een bijzondere status met specifieke instandhoudingsdoelen in het kader van Natura2000 (Witte, 2001; LNV, 2006). De Vlakte van De Raan is, als onderdeel van het Noordzeegebied voor alle drie deze soorten aangewezen als leefgebied. 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 & Saeftinghe- moet het areaal aan ongestoord gebied toenemen zodat het beter geschikt wordt voor de voortplanting van de Gewone Zeehond.

De Grijze zeehond is recent teruggekeerd, nadat hij sinds de Middeleeuwen verdwenen was. Deze soort wordt voorlopig niet als indicator geselecteerd. De Gewone Zeehond en de Bruinvis waren in een recenter verleden (18de eeuw en daarvoor) zeer talrijk aanwezig in het Schelde-systeem. Er waren naar schatting 1000 Gewone zeehonden en 500 Bruinvissen 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). De genoemde aantallen van rond 1900 worden voorlopig niet als referentie gehanteerd voor de Westerschelde. Aangezien de groepen in de Westerschelde deel uitmaken van Delta- (Gewone zeehond) en Noordzeepopulaties (Bruinvis) 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.

De Gewone zeehond en de Bruinvis staan aan de top van de voedselketen en vanuit het verleden is bekend dat het systeem potentieel geschikt is voor grote aantallen van deze soorten. Zij zijn dan ook zeer geschikte indicatoren voor de algehele ecologische kwaliteit van het systeem 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.



Figuur 6.9.1 *Overzicht van de belangrijkste stofstromen (→) in het voedselweb rond de Zeezoogdieren en de belangrijkste factoren (in rood) met invloed op of beïnvloed door de factor Zoogdieren.*

Figuur 6.9.1 geeft een overzicht van de belangrijkste zeezoogdieren gerelateerde interacties in het estuariene voedselweb. Zoals gezegd, moet het voedselaanbod gegarandeerd zijn, wanneer een aantal relatief grote dieren aan de top van de voedselketen zich moeten kunnen handhaven. Gewone zeehonden en bruinvissen zijn hiervoor met name afhankelijk van het (epi)benthische repectievelijk pelagische vissenaanbod. Beiden soorten zijn gevoelig voor zware metalen en organische microverontreinigingen. De eerstgenoemden accumuleren in kritische organen en stoffen als PCB's en PAC's voornamelijk in vetweefsel. De voortplanting lijkt een kritisch proces dat beïnvloed wordt door verontreinigingen, maar ook de vatbaarheid voor ziektes kan verhogen. Beide soorten zijn sterk afhankelijk van de aanwezigheid van geschikt foerageergebied.

Zeehonden hebben bovendien nood aan geschikte rustplaatsen. Het areaal plaatoppervlak is van belang, maar ook de droogvalduur, de vluchtmogelijkheden en de bereikbaarheid van foerageergronden en diepere wateren. Daarvoor zijn de plaatvorm en de plaatrand belangrijk. Beide soorten zijn relatief verstoringgevoelig. Ondanks het feit dat de zoogdieren niet meer bejaagd worden, speelt de mens dus nog altijd een grote rol.. Bruinvissen blijven in tegenstelling tot diverse dolfijnsoorten juist op afstand van bootjes en schepen, maar wellicht worden de dieren er niet substantieel door beïnvloed (Meininger et al., 2003). Problemen met allerlei vistuig als netten en lijnen en eventueel aanraking met scheepsschroeven kan een probleem vormen. Zeehonden kiezen het

water wanneer zij worden benaderd op de platen. Dit kan schadelijk zijn voor zogende jongen indien die door frequente verstoring te weinig zoogtijd krijgen. Of dit ook negatief effect heeft op volwassen dieren is onduidelijk (Witte, 2001). Onderwater geluiden hebben aantoonbaar effect op de aanwezigheid van bruinvissen, en wellicht ook op zeehonden (o.a. Evans, 2003). Er is echter geen permanent meetnet voor onderwater geluid en afleiding uit bijvoorbeeld vaarbewegingen zal zeer onnauwkeurig zijn. Effecten van het gebruik van stillere motoren kunnen dus ook niet achterhaald worden. Daarom nemen we onderwater geluid voorlopig niet in de evaluatiemethodiek mee.

Uiteraard hebben al deze aspecten ook invloed op de aangrenzende deltawateren en de Noordzee. Er lijkt een grote uitwisseling te bestaan van dieren tussen gebieden. Aspecten als verminderd voedselaanbod of ziektes in andere gebieden zullen dan ook de aantallen in de Westerschelde beïnvloeden.

6.9.2 Indicatoren

De evaluatiemethodiek zoogdieren bestaat uit 3 indicatoren zijnde 2 voor de Gewone Zeehond en 1 voor de bruinvissen.

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. Aangezien de Gewone zeehonden in de Westerschelde deel uitmaken van de populatie van het Deltagebied wordt niet alleen het absolute aantal maar ook het percentage dat dit aantal uitmaakt van de volledige Deltapopulatie geëvalueerd.

Aantal Zeehonden in de maand juli:

Aangezien het aanwijzingsbesluit van de Westerschelde & Saefthinge specifiek vermeldt dat het areaal onverstoord 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. Aangezien de Gewone zeehonden in de Westerschelde deel uitmaken van de populatie van het Deltagebied wordt niet alleen het absolute aantal maar ook het percentage dat dit aantal uitmaakt van de volledige Deltapopulatie in de maand juli geëvalueerd.

Aantal Bruinvissen:

Het aantal bruinvissen is moeilijker in te schatten dan het aantal zeehonden. Waarnemingen van Bruinvissen tijdens de telvluchten voor zeezoogdieren worden genoteerd. Het hoogste aantal binnen het jaar op een dag geregistreerde bruinvissen zal worden gehanteerd als het aantal bruinvissen. Dit is geenszins een beeld van de aanwezige Bruinvissen, maar het is in ieder geval een constante methodiek die ontwikkelingen zichtbaar kan maken. Aangezien de Bruinvissen in de Westerschelde deel uitmaken van de Noordzeepopulatie wordt niet alleen het absolute maximum beschouwd maar ook het aandeel dat dit uitmaakt van de populatie Bruinvissen op de Noordzee (tweemaandelijkse vliegtuigtellingen van de Waterdienst).

Gegevens zullen worden vergeleken met observaties door recreanten en aangespoelde dieren, om na te gaan of waargenomen aantallen dezelfde trend laten zien.

Onlangs zijn er testen uitgevoerd op de Oosterschelde om met behulp van sonar (CPOD) bruinvissen te tellen. Op termijn kan dit wellicht een goede techniek worden om ook bestandsopnames in de Westerschelde uit te voeren.

6.9.3 Spatieel en temporeel bereik

De evaluatie van de indicatoren binnen de evaluatiemethodiek Zoogdieren vindt plaats op niveau 2 voor het segment de Westerschelde (zie hoofdstuk 2). Waarnemingen vinden maandelijks plaats tijdens de zomermaanden (mei t/m oktober). Deze gegevens zullen worden gebruikt voor het verkrijgen van één waarde per indicator per jaar.

De huidige evaluatie kan gebruik maken van het reeds bestaande monitoringsprogramma, waarbij de RWS-Waterdienst en de Provincie Zeeland afwisselend 2 maal per maand een vlucht maken voor tellingen van zeezoogdieren (Witte, 2001).

De aantallen Gewone zeehonden en Bruinvissen kunnen van jaar tot jaar worden vergeleken en op T_0 worden vergeleken met de streefaantallen van 180 zeehonden en 20 bruinvissen. Gebruik makende van historische gegevens kan op ieder moment van evaluatie de trend worden bepaald en eventueel worden nagegaan of er sprake is van een trendbreuk. Ook de trend van het aandeel tov de lokale populatie kan in de tijd geëvalueerd worden.

6.9.4 Benodigdheden

De zoogdierindicatoren zullen worden geëvalueerd in combinatie met de factoren gemiddeld areaal intertidale platen met een minimale droogvalduur van 3 uur per cyclus (6 uur per etmaal) (hoofdstuk 3.2. Hydrodynamiek), de beschikbare lengte aan steile plaatrand (hellingshoek minstens 1.5 °), de gemiddelde totale beschikbare oeverlengte platen (hoofdstuk 3.3. Morfologische diversiteit), de jaargemiddelde en maximum concentraties aan verontreinigingen in de bodem en de waterkolom (hoofdstuk 4.7. Toxische stoffen), het voedselaanbod bestaande uit (epi)benthische en pelagische vissen (hoofdstuk 6.7. Vissen), het aantal zeehonden in de Oosterschelde, de Voordelta, en de Waddenzee, het aantal bruinvissen in de Noordzee, en de verstoring door beroepsvaart (factor beroepsvaarttrafic - onderwatergeluid) en recreatie (aantallen boten recreatievaart). Voor alle factoren zal de evaluatie plaatsvinden voor de gehele Westerschelde (segment op niveau 2).

Zeehonden en bruinvis aantallen worden eveneens periodiek bepaald in respectievelijk Oosterschelde, Voordelta, Waddenzee, en in de Voordelta. Aantallen in de Westerschelde zullen worden vergeleken met deze aantallen om te beoordelen of trends gelijk lopen of afwijken.

6.9.5 Beoordeling

Aantal Zeehonden:

Het aantal zeehonden kan toenemen wanneer het voedselaanbod toeneemt. De biomassa platvis kan direct worden bepaald vanuit de boomkorvisserij gegevens (hoofdstuk 6.7. Vissen). Anderzijds kan, bij eenzelfde visdensiteit een toegenomen areaal subtidaal zorgen voor een groter voedselaanbod. Vervolgens zal het aanbod van geschikte platen worden geëvalueerd. Het aantal zeehonden zou kunnen profiteren van een toename van het plaatareaal dat per cyclus meer dan 3 uur droog valt, van een toename van de totale beschikbare lengte aan plaatoevers, of een toename van de totale beschikbare lengte aan steile plaatranden. Een afname van de recreatie op en rond de platen kan ook een positief effect hebben op het aantal zeehonden. Vervolgens wordt bepaald of veranderingen in het aantal zeehonden mogelijk parallel lopen met

ontwikkelingen in concentraties aan verontreinigingen. Vervolgens wordt beoordeeld of eventuele trends zich ook voordoen in de Oosterschelde, Voordelta en Waddenzee.

Een toename van het aantal Gewone zeehonden is gewenst. Een sterkere toename van het aantal zeehonden dan in de aangrenzende wateren wordt als positief beoordeeld. Een constante populatie kan als positief worden beoordeeld wanneer de aantallen in aangrenzende wateren afnemen. Een afname van het aantal zeehonden, niet zichtbaar in de aangrenzende wateren, wordt als ongewenst beoordeeld. Een afname van het aantal zeehonden gelijklopend met trends in andere zeehondgebieden in Nederland wordt neutraal beoordeeld. De waargenomen trend in de Westerschelde of Vlakte van de Raan kan te maken hebben met algemene vitaliteit en gezondheid van de (West-Europese) populatie (bv. ziektes) of de trend toont inderdaad een (algemene) achteruitgang van de Westerschelde (in dit geval zou de evaluatie eigenlijk ongewenst uitpakken).

De status van de populatiegrootte ten opzichte van IHD-doelstellingen wordt beoordeelt op het niveau van de Voordelta (doelstelling 200 exemplaren) en de Vlakte van de Raan (behoud populatie). Een toename van de bijdrage van de Westerschelde deelpopulatie tot het realiseren van de IHD-Voordelta wordt positief beoordeeld. Een behoud of toename van de aantallen voorkomend in de Vlakte van de Raan is positief.

Aantal Bruinvissen:

Het aantal bruinvissen kan toenemen wanneer het voedselaanbod toeneemt. Anderzijds kan, bij een zelfde vis densiteit een toegenomen areaal subtidaal zorgen voor een groter voedselaanbod. Vervolgens wordt bepaald of veranderingen in het aantal bruinvissen mogelijk parallel lopen met ontwikkelingen in concentraties aan verontreinigingen. Vervolgens wordt beoordeeld of eventuele trends zich ook voor doen in de Noordzee.

Een toename van het aantal Bruinvissen is gewenst. Een sterkere toename van het aantal bruinvissen dan in de Noordzee wordt als zeer positief beoordeeld. Een constante populatie kan als positief worden beoordeeld wanneer de aantallen in de Noordzee afnemen. Een afname van het aantal bruinvissen, niet zichtbaar in de Noordzee, wordt als ongewenst beoordeeld.

6.9.6 Conclusie

Voor zowel Gewone zeehond als Bruinvis zijn er instandhoudingsverplichtingen, en wordt een uitbreiding van de populaties door een verbetering van het leefgebied nagestreefd. De populatie ontwikkelingen van beide soorten in de Westerschelde kunnen niet los gezien worden van die van aangrenzende gebieden. Een toename van beiden soorten in de Westerschelde onafhankelijk van de ontwikkelingen in aangrenzende wateren lijkt een goed streven, en ook niet ondenkbaar, omdat er nog wel winst te halen valt in waterkwaliteit, voedselaanbod en habitatkwaliteit.

Daar zeezoogdieren aan de top van de voedselketen staan in de Westerschelde kunnen zij, indien ontwikkelingen tezamen met die aangrenzende gebieden worden geëvalueerd, een goede indicatie geven van de ecologische kwaliteit van het Scheldesysteem. Zeezoogdieren zijn eveneens nuttige indicatoren daar zij gebruikersfuncties en directe verstoringen door het gebruik van het systeem door de mens mee evalueren.

6.10 Literatuurlijst

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.

AFNOR (2002). Qualité de l'eau. Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS). Norme AFNOR T 90-390. Avril 2002.

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., Verdonschot, 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., Hannouti, A., Van Damme, S., Soetaert, K., Vanthomme, R., Tackx, M. (2003). Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). The distribution of *Eurytemora affinis*: effect of oxygen? Journal of Plankton Research 25: 1441-1445.

Attrill, M.J., Power, M. (2002). Climatic influence on a marine fish assemblage. Nature 417: 275-278.
Baars, M.A., Oosterhuis, S.S. (2006). Free chitobiase, a marker enzyme for the growth of Crustaceans. NIOZ Annual Report 2006: 62-64.

Barranguet, C., Kromkamp, J. (2000). Estimating primary production rates from photosynthetic electron transport in estuarine microphytobenthos. Marine Ecology Progress Series 204: 39-52.

Beukema, J.J. (1988). An evaluation of the ABC-method (abundance/biomass comparison) as applied to macrozoobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. Marine Biology 99: 425-433.

Borja, A., Franco, J., Pérez, V. (2000). A Marine Biotic Index to establish the Ecological Quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Marine Pollution Bulletin 40: 1100-1114.

Bouma, H., De Jong, D.J., Twisk, F., Wolfstein, K. (2005). Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1): Voor het in kaart brengen van het potentiele voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Rapport RIKZ/2005.024.

Breine, J.J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G.,

Belpaire, C. (2007). A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). Hydrobiologia 575: 141-159.

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.

Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F.A.M., Van den Bergh, E. & J. Maes (2010). A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium) Marine Pollution Bulletin 60: 1099-1112.

Brett, M., Muller-Navarra, D. (1997). The role of highly unsaturated fatty acids in aquatic foodweb processes. Freshwater Biology 38: 483-499.

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.

Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (2001). Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation (2nd edition), PRIMER-E: Plymouth.

Cole, B.E., Cloern, J.E. (1987). An emperical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. Marine Ecology Progress Series 36: 299-305.

Consortium Arcadis – Technum (2007). Verruiming vaargeul. Verruiming vaargeul Beneden-Zeeschelde en Westerschelde. Hoofdrapport Passende Beoordeling. Rapportage Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium, 132 pp.

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: 2935-2948.

Craeymeersch, J.A., De Mesel, I., Goudswaard, P.C., Heessen, H.J.L., Henkens, R., Jongbloed, R.H., Kaag, N.H.B.M. (2008). Gezondheidsindicatoren voor het Schelde-estuarium. Een inventarisatie en evaluatie van biologische graadmeters voorgesteld in nationale en internationale kaders, toegepast op het Nederlandse deel van het Schelde-estuarium. Wageningen IMARES, Yerseke, Rapport C020/08.

Dijkman, N.A., Boschker, H.T.S., Middelburg, J.J., Kromkamp, J.C. (2009). Group-specific primary production based on stable-isotope labeling of phospholipid-derived fatty acids. Limnology and Oceanography Methods 7: 612-625.

Dijkman, N.A., Kromkamp, J.C. (2006). Phospholipid-derived fatty acids as chemotaxonomic markers for phytoplankton: application for inferring phytoplankton composition. Marine Ecology Progress Series 324: 113-125.

Dijkman, N.A., Peene, J., Boschker, H.T.S., Middelburg, J.J., Kromkamp, J.C. (2010). Group-specific primary production in the Scheldt estuary. In prep.

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.

Escaravage, V., Soetaert, K. (1995). Secundary production of the brackish copepod communities and their contribution to the carbon fluxes in the Westerschelde estuary (The Netherlands). Hydrobiologia 311: 103-114.

Evans, P.G.H. (2003). Shipping as a possible source of disturbance cetaceans in the ASCOBANS region. ASCOBANS Document MOP4/Doc. 17(S), 88 pp.

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.

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.

Forster, R.M., Kromkamp, J.C. (2004). Modelling the effects of chlorophyll fluorescence from subsurface layers on photosynthetic efficiency measurement in microphytobenthic algae. Marine Ecology Progress Series 284: 9-22.

Franco et al. (2008).

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.

Heip, C.H.R., Goosen, N.K., Herman, P.M.J., Kromkamp, J., Middelburg, J.J., Soetaert, K. (1995). Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 33: 1-149.

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.

Hostens, K., Mees, J. (2003). The diet of brown shrimp Crangon crangon (L.) in the Westerschelde estuary, *in:* Hostens, K. (Eds.). *De demersale vis- en macro-invertebraten gemeenschappen van de Westerschelde en Oosterschelde estuaria (Zuidelijke Bocht van de Noordzee),* pp. 141-156.

Hostens, K., Moulaert, I. (2006). De macro-, epi- en visfauna op de Vlakte van de Raan, *in*: Coosen, J., Mees, J. *et al.* (Ed.) (2006). *Studiedag: De Vlakte van de Raan van onder het stof gehaald, Oostende, 13 oktober 2006. VLIZ Special Publication,* 35: pp. 116-135.

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.

Kinne, O. (1964). The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals. II. Salinity and temperature salinity combinations. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 2: 281-339.

Formatted: English (U.S.)

Kranenbarg, J., Jager, Z. (2008). Maatlat vissen in estuaria; KRW watertype O2. Rapportage Reptielen Amfibieën Vissen Onderzoek Nederland (RAVON), Projectnummer P2008-86, 36 pp.

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: 9-19.

Kromkamp, J.C., Peene, J. (2005). Changes in phytoplankton biomass and primary production between 1991 and 2001 in The Westerschelde Estuary (Belgium/The Netherlands). Hydrobiologia 540: 117-126.

Kromkamp, J.C., Forster, R.M. (2006). Development in microphytobenthos primary productivity studies. In: Kromkamp, J.C., De Brouwer, J.F.C., Blanchard, G.F., Forster, R.M., Creach, V. (eds.) Functioning of microphytobenthos in estuaries. Amsterdam, Edita, pp. 9-30.

Kromkamp, J.C., Morris, E.P., Forster, R.M., Honeywill, C., Hagerthey, S., Paterson, D.M. (2006). Relationship of intertidal surface sediment chlorophyll concentration to hyperspectral reflectance and chlorophyll fluorescence. Estuaries and Coasts 29: 183-196.

LNV (2006). Natura 2000 gebied 122 – Westerschelde & Saeftinghe. Gebiedendocument november 2006.

LNV (2008). Profielen Vogels, versie 1 september 2008. Slobeend (*Anas clypeata*) A056. (www.synbiosys.alterra.nl/natura2000).

LTV (2000). Situatieschets visserij Schelde estuarium. Nota in het kader van de langetermijnvisie Schelde estuarium. 10 pp.

Mackey, M.D., Mackey, D.J., Higgins, H.W., Wright, S.W. (1996). CHEMTAX - A program for estimating class abundances from chemical markers: Application to HPLC measurements of phytoplankton. Marine Ecology Progress Series 144: 265-283.

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.

Meire, P., Maris, T. (2008). MONEOS Geintegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Universiteit Antwerpen, Ecosystem Management Research Group, ECOBE rapport 08-R-113, 173 pp.

Oosterhuis, S.S., Baars, M.A., Klein Breteler, W.C.M. (2000). Release of the enzyme chitobiase by the copepod *Temora longicornis:* characteristics and potential tool for estimating crustacean biomass production in the sea. Marine Ecology Progress Series 196: 195-206.

OSPAR Commission (2008). Second OSPAR integrated report on the eutrophication status of the OSPAR maritime area. Report OSPAR Eutrophication Series, 107 pp.

Paelinckx et al. (2009).

Paterson, D.M. (1989). Short-term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behaviour of epipelic diatoms. Limnology and Oceanography 34: 223-234.

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.

Redant, F., Polet, H. (2003). De garnaalvisserij: een kustgebruikersgroep met kopzorgen. Communicatie CLO, Departement Zeevisserij, Oostende, 5 pp.

Reijnders, P.J.H. (1986). Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. Nature 324: 456-457.

Revsbech, N.P., Jørgensen, B.B. (1983). Photosynthesis of benthic microflora measured with high spatial resolution by the oxygen microprofile method: capabilities and limitations of the method. Limnology and Oceanography 28: 749-756.

Rijkswaterstaat (2009). Beheer en Ontwikkelplan voor de Rijkswateren (BPRW) 2010-2015: Werken aan een robuust watersysteem. Rijkswaterstaat, 175 pp.

Sautour, B., Castel, J. (1995). Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries. Hydrobiologia 311: 139-151.

Serôdio, J., Da Silva, J.M., Catarino, F. (1997). Nondestructive tracing of migratory rhythms of intertidal benthic microaglae using in vivo chlorophyll fluorescence. Journal of Phycology 33: 542-553.

Serôdio, J. (2003). A chlorophyll fluorescence index to estimate short-term rates of photosynthesis by intertidal microphytobenthos. Journal of Phycology 39: 33-46.

Sistermans, 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., Herman, P.M.J. (1995). Nitrogen dynamics in the Westerschelde estuary (SW Netherlands) estimated by means of the ecosystem model MOSES. Hydrobiologia 311: 225-246.

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.

Stevens et al. (2009)

Struyf, E. (2005). The role of freshwater marshes in estuarine silica cycling (Scheldt estuary). Thesis University of Antwerp, Antwerpen, Belgium, 162 pp.

Struyf, E., Meire, P., Van Damme, S., Middelburg, J. (2006). Zoetwaterschorren als siliciumbuffers in het Schelde-estuarium. Water 24: 1-7.

Struyf, E., Conley, D.J. (2009). Silica: an essential nutrient in wetland biogeochemistry. Frontiers in Ecology and the Environment 7: 88-94.

Tackx, M., Azémar, F., Boulêtreau, S., De Pauw, N., Bakker, K., Satour, 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.

Tulp, I., Craeymeersch, J., Leopold, M., Van Damme, C., Fey, F., Verdaat, H. (2010). The role of the invasive bivalve *Ensis directus* as food source for fish and birds in the Dutch coastal zone. Estuarine, Coastal and Shelf Science (in press: doi: 10.1016/j.ecss.2010.07.008).

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 epipelic diatoms. Advances in Botanical Research 40: 183-240.

Van Colen, C., Montserrat, F., Vincx, M., Herman, P.M.J., Ysebaert, T., Degraer, S. (2008). Macrobenthic recovery from hypoxia in an estuarine tidal mudflat. Marine Ecology Progress Series 372: 31-42.

Van Damme, S., Van Hove, D., Ysebaert, T., De Deckere, E., Van den Bergh, E., Meire, P. (2003). Ontwikkelen van een score of index voor fytoplankton, macrozoobenthos, macro-algen en angiospermen voor de Vlaamse overgangswateren volgens de Europese Kaderrichtlijn Water. Report ECOBE 03-R54, Universiteit Antwerpen, Wilrijk.

Vandeloannoote et al. (1998).

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 den Meersche, K., Soetaert, K., Middelburg, J.J. (2008). A Bayesian compositional estimator for microbial taxonomy based on biomarkers. Limnology and Oceanography Methods 6: 190-199.

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 der Wal, D., Wielemaker-van den Dool, A., Herman, P.M.J. (2008). Monitoren van intertidaal slib en microfytobenthos met remote sensing. Rapport Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuarine en Mariene Ecologie, Yerseke, 62 pp.

Van der Wal, D., Wielemaker-van den Dool, A., Herman, P. (2010). Spatial synchrony in intertidal benthic algal biomass in temperate coastal and estuarine ecosystems. Ecosystems 13: 338-351.

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 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.

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.

Van Ryckegem, G., De Regge, N., Van den Bergh, E. (2006). Voedselecologie en gedrag van overwinterende watervogels langs de Zeeschelde; een methodologische studie. INBO.R 2006.2B. Instituut voor Natuur/ en Bosonderzoek, Brussel, 115 pp.

Van Wesenbeeck, B., Holzhauer, H., Troost, T. (2010). Using habitat classification systems to assess impacts on ecosystems. Validation of the ZES.1 for the Westerschelde. Report Deltares, 55 pp.

Vlaamse regering (2000). Speciale beschermingszones in Vlaanderen in uitvoering van de Europese Richtlijn 79/409/EEG (Vogelrichtlijn); SBZ – V, Besluiten van de Vlaamse regering van 17 oktober 1988, 20 september 1996, 23 juni 1998 en 17 juli 2000, Overzicht van de soorten per Vogelrichtlijngebied, 18 pp.

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.

Wambacq (2010).

Warwick, R.M., Clarke, K.R. (1993). Comparing the severity of disturbance: a meta-analysis of marine macrobenthic community data. Marine Ecology Progress Series 92: 221-231.

Werkgroep Westerschelde (2000). Situatieschets visserij Schelde estuarium. Rapportage in het kader van de langetermijnvisie Schelde estuarium (LTVS), 10 pp.

Wijnhoven, S., Van Hoey, G., Sistermans, W., Escaravage, V. (2006). Validatie Ecotopenstelsel Westerschelde. NIOO-CEME Report, Monitor Taskforce Publication Series 2006 – 08.

Wijnhoven, S., Herman, P.M.J., Ysebaert, T., Van der Wal, D. (2007). Robustness parameters habitat assessment tools. NIOO-CEME Report, Monitor Taskforce Publication Series 2007 – 11.

Wijnhoven, S., Hummel, H. (2009). Historische analyse exoten in de Zeeuwse delta. De opkomst, verspreiding, ontwikkeling en impact van exoten onder de macrofauna van het zachte substraat in de Zeeuwse brakke en zoute wateren. NIOO-CEME, Yerseke, the Netherlands. Report, Monitor Taskforce Publication Series 2009 – 11.

Wijnhoven, S., Escaravage, V., Daemen, E., Hummel, H. (2010). The decline and restoration of a coastal lagoon (Lake Veere) in the Dutch Delta. Estuaries and Coasts (Online beschikbaar van http://dx.doi.org/10.1007/s12237-009-9233-1).

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.

Ysebaert, T., Herman, P.M.J. (2002). Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. Marine Ecology Progress Series 244: 105-124.

Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H., Heip, C.H.R. (2003). Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. Estuarine Coastal and Shelf Science 57: 335-355.

6.11 Fiches

Fiche 6.2 Primaire Productie

- **Fytoplankton & Microfytobenthos**

De primaire productie vormt de basis van het estuariene voedselweb en bepaald de potentiële productie en diversiteit van de hogere trofische niveaus. Zowel fytoplankton als microfytobenthos zullen worden geëvalueerd omdat de samenstelling en de verhouding tussen beiden de efficiëntie van de koolstof-transfer door het voedselweb bepalen. Het fytoplankton kan in potentie grote problemen in het systeem veroorzaken door algenbloei (plaag of toxische algen) en/of algensterfte. Het microfytobenthos speelt een belangrijke rol bij bodemfixatie.

Wat leert ons de evaluatie van de Primaire Productie
De primaire productie bepaald de draagkracht voor de hogere trofische niveau's.

Het fytoplankton en microfytobenthos reageert sterk op de nutriënteninput (kwantiteit en verhoudingen).

Fytoplanktonbloei kan in potentie voor problemen zorgen in het systeem (zuurstofloosheid en dien ten gevolgen massale sterfte van organismen van verschillende trofische niveaus).

De grotendeels door DSi bepaalde competitie tussen algen en diatomeeën voor nutriënten kan problemen door de hoge nutriëntenlast (P en N) in het systeem voorkomen.

Indicatoren Primaire Productie
Chlorofyl-a-concentratie (fytoplankton & microfytobenthos), Markerpigmenten concentraties (fytoplankton & microfytobenthos), Primaire productie (fytoplankton & microfytobenthos), *Phaeocystis* cellendichtheid, *Noctiluca scintillans* cellendichtheid.

Benodigde meetgegevens
Concreet zijn de volgende data nodig:

- Chlorofyl-a-concentratie waterkolom per segment niveau 3 voor ieder tijdstip
- Chlorofyl-a-concentratie intertidaal per segment niveau 3 voor ieder tijdstip
- Markerpigment (chl*b*, chl*c*, FX, PD, AX, Zea, Can) concentraties waterkolom per segment niveau 3 voor ieder tijdstip
- Markerpigment (chl*b*, chl*c*, FX, PD, AX, Zea, Can) concentraties intertidaal per segment niveau 3 voor ieder tijdstip
- Primaire productie waterkolom per segment niveau 3 voor ieder tijdstip
- Primaire productie concentratie intertidaal per segment niveau 3 voor ieder tijdstip
- *Phaeocystis* sp cellendichtheid waterkolom per segment niveau 3 voor ieder tijdstip
- *Noctiluca scintillans* cellendichtheid waterkolom per segment niveau 3 voor ieder tijdstip

Berekening indicatoren
De meetwaarden worden maandelijks bepaald, en twee maal per maand gedurende de zomer maanden (Maart - Augustus). Bepaal de piekwaarden voor de chlorofyl-a en de markerpigment concentraties per segment, bepaal het tijdstip met de piekwaarde per segment, en het segment met de piekwaarde per indicator.

Bereken de jaargemiddelde waarde voor de chlorofyl-a, markerpigmenten en primaire productie indicatoren per segment, en doe dit op niveau 3 , 2 en 1.

Bepaal de tijdstippen waarop het aantal cellen aan *Phaeocystis* sp de 10^6 overschrijdt, en de tijdstippen waarop het aantal cellen aan *Noctiluca scintillans* de 10^4 overschrijdt. Bepaal de lengtes van de periodes waarop de soorten de genoemde dichtheden overschrijden.
Bereken de jaargemiddelde waarde aan aantallen cellen voor *Phaeocystis* sp en *Noctiluca scintillans*.

Beoordeling indicatoren
Een toename in de primaire productie gewenst, tenzij ook de Chl-a-concentratie toeneemt. Wanneer de Chl-a-concentratie toe neemt wordt dit negatief beoordeeld als het zoöplankton en het macrozoöbenthos (of de schelpdierbiomassa) niet mee groeit, of het chlorofyl, zuurstof limitatie veroorzaakt.
Een afname van de Chl-a-concentratie en/of de primaire productie door een afname van de retentie en/of een inkrimping van de productiviteitszone is niet gewenst.
Een toename van de primaire productie en/of het chlorofylgehalte door een toename van het doorzicht is gewenst.
Een toename van de primaire productie en/of het chlorofylgehalte door een toename van de temperatuur is ongewenst, waarbij locale opwarming als negatief wordt beoordeeld.
Er wordt gestreefd naar P- of N-gelimiteerde primaire productie.
Een toename van de microfytobenthos Chl-a door een toename van het areaal aan intertidaal is positief wanneer dit in de richting van de MEP is.
De Chl-a/Fucoxanthine verhouding wordt negatief beoordeeld wanneer die toe neemt door een afname van het Dsi-aanbod.
Een afname van de Chl-a/Fucoxanthine-verhouding door een toename van de begrazingsdruk wordt in principe positief beoordeeld.
Een toename van de dinoflagellaten is ongewenst.
Bloei van *Phaeocystis sp* of *Noctiluca scintillans* is ongewenst. Een reductie van de frequentie van voorkomen van bloei of verkorting van de gemiddelde bloeiperiode wordt positief beoordeeld.

Analyse
1. Vergelijk voor de indicatoren voor T_0 de uitkomsten met een referentie situatie, of op T_1 met T_0. Voer bij voldoende gegevens een trendanalyse uit. Detecteer mogelijke significante verschillen, trends of trendbreuken.

2. Vergelijk de resultaten voor de indicatoren met de resultaten voor de factoren (die primaire productie beïnvloeden).

Doe hiervoor de volgende analyses:

Voor de primaire productie (PP_{fp} & PP_{fb}) wordt voor de zelfde segment x tijd combinatie geanalyseerd of parallel hieraan veranderingen in doorzicht, totale nutriënten (P, N, DSi) concentraties in de waterkolom en nutriëntverhoudingen (P/DSi en N/DSi), gemiddelde temperatuur en periode met temperatuur boven de 12°C, tijdstip temperatuur voor het eerste boven de 12°C, areaal per saliniteitszone, gemiddelde saliniteit, en/of waterretentie zijn opgetreden.

Voor de Chlorofyl-a-concentratie ($Chl\text{-}a_{fp}$ & $Chl\text{-}a_{fb}$) wordt voor de zelfde segment x tijd combinatie geanalyseerd of parallel hieraan veranderingen in primaire productie, totale nutriënten (P, N, DSi) concentraties in de waterkolom en nutriëntverhoudingen (P/DSi en N/DSi), zoöplanktonbiomassa, macrozoöbenthosbiomassa, schelpdierbiomassa, waterretentie, areaal per saliniteitszone, gemiddelde saliniteit, intertidale areaal zijn opgetreden.

Voor de markerpigment concentraties ((chl*b*, chl*c*, FX, PD, AX, Zea, Can)$_{fp}$ & (chl*b*, chl*c*, FX, PD, AX, Zea, Can)$_{MPB}$) wordt voor de zelfde segment x tijd combinatie geanalyseerd of parallel hieraan veranderingen in chlorofyl-a-concentratie, de habitaatareaalverdeling, areaal per saliniteitszone, gemiddelde saliniteit, de waterretentie, de biomassa aan macrozoöbenthos, en de nutriëntverhoudingen (P/DSi en N/DSi) zijn opgetreden.

Voor *Phaeocystis sp* en *Noctiluca scintillans* voor dezelfde segment x tijd-combinatie geanalyseerd of parallel hieraan veranderingen in de watertemperatuur, de totale nutriënten (P, N, DSi) concentraties in de waterkolom en nutriëntverhoudingen (P/DSi en N/DSi), areaal per saliniteitszone, of gemiddelde saliniteit zijn opgetreden.

Hiervoor zijn de volgende factoren nodig die worden aangeleverd vanuit andere thema's.

Benodigde factoren

- Jaargemiddeld doorzicht per segment niveau 3
- Maand- en jaargemiddelde waterretentie per segment niveau 2
- Jaargemiddelde temperatuur per segment niveau 3
- Datum waarop de water temperatuur voor het eerst boven de 12 °C reikt, en datum waarop de temperatuur voor het laatst de 12 °C haalt per segment niveau 3
- Maand- en jaargemiddelde saliniteit per segment niveau 3
- Gemiddeld areaal zoet, oligohalien, mesohalien, polyhalien, euhalien (begrenzingen bij saliniteit van 0.5, 5.4, 18 en 30) per segment niveau 2
- Maand- en jaargemiddelde nutrient concentraties (P, N, DSi) in de waterkolom per segment niveau 3
- Jaargemiddelde en piek-zoöplanktonbiomassa per segment niveau 3
- Gemiddelde macrozoöbenthosbiomassa per segment niveau 2
- Najaarsbiomassa filtrerend macrozoöbenthos (schelpdieren) voor de Westerschelde en de Vlakte van Raan (segmenten niveau 2)
- Oppervlak aan intertidaal per segment niveau 3
- Bereken vanuit bovengenoemde gegevens een indicatie voor de lengte van het groeiseizoen als periode met een watertemperatuur boven de 12 °C per segment niveau 3
- Bereken vanuit bovengenoemde gegevens de nutriëntverhoudingen P/DSi en N/DSi.

Overige werkzaamheden
Geen extra factoren en/of berekeningen met betrekking tot primaire productie benodigd.

Kennisleemtes
-Methodiekbepaling primaire productie dient voor alle meetstations op elkaar te worden afgestemt.
-Het is onduidelijk of metingen van primaire productie in alle segmenten plaats vinden in het huidige monitoringprogramma.
-Het aantal monitoringstations voor microfytobenthos is niet toereikend en dient te worden uitgebreid naar ten minste één locatie per segment niveau 3.
-C14- en PAM-methodiek dient tijdelijk op een aantal locaties parallel te lopen om de methodieken op elkaar te ijken.
-Het valt te overwegen om op den duur over te stappen op continu-meting van primaire productie en hiervoor de PROTOOL-methodiek op basis van FRRF-metingen verder te ontwikkelen.
-Het valt te overwegen om de methodiek voor microfytobenthosmonitoring en evaluatie op basis van remote sensing verder te ontwikkelen zodat deze methodiek (die vlakdekkend werkt) op den duur kan worden ingezet.

Fiche 6.3 Macrofyten

In de evaluatie Macrofyten ligt wat betreft de diversiteit soorten de klemtoon op de soortenrijkdom, de sleutelsoorten[13] en de beoordeling van habitatrichtlijnsoorten. Als indicator voor het ecologisch functioneren wordt het schorareaal geanalyseerd vanwege de rol in de siliciumrecyclage. Het siliciumrecyclerende vermogen met als indicator het schorareaal wordt getoetst ten opzichte van eutrofiëring en de daarbij behorende potentiële negatieve effecten. De siliciumbalans beïnvloedt de competitie tussen diatomeeën en fytoplankton en daarmee de stofstromen in het voedselweb. Daar deze functie van schorren reeds is meegewogen in de schorareaal doelstellingen ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, tevens gehanteerd voor de evaluatie 'Habitat areaal verdelin en dynamiek', wordt daar in deze evaluatie bij aangesloten.

Wat leert ons de macrofyten-evaluatie
Een gunstige soortenrijkdom geeft een indicatie over de habitatdiversiteit. Hoge soortenrijkdom staat in relatie tot een goede habitatkwaliteit. Veranderingen in soortenrijkdom/voorkomen van sleutelsoorten of in abundantie van de sleutelsoorten geeft een signaal over de verandering in habitatkwaliteit. De evaluatie kan ook informatief zijn met betrekking tot het beheer van de schorren.
Het schoraanbod geeft een indicatie van het bufferende vermogen van het systeem ten opzichte van problemen met nutriënten verrijking en daaruit volgende mogelijke problemen met probleemalgen.

Indicatoren Macrofyten
Soortenrijkdom, sleutensoortenrijkdom en sleutelsoortenabundantie
Habitatrichtlijnsoorten (groenknolorchis)
Schorareaal

Benodigde meetgegevens
Concreet zijn de volgende data nodig:

- Per schorgebied, per vegetatiezone (schorecotoop), per habitattype data met betrekking tot de soortenrijkdom, voorkomen van de sleutelsoorten, sleutelsoortabundantie
- Vegetatiekaart (schorecotopenkaart) met buitendijksgebied (ha), totaal schorren oppervlak (ha), totaal rietschorrenoppervlak (ha)
- Populatiekenmerken groenknolorchis-sites (aantal bloeiende exemplaren, habitatoppervlakte)

Berekening indicatoren
Soortenrijkdom
De evaluatie van de soortenrijkdom gebeurt per segment op niveau 3. De geselecteerde schorren waarbinnen stratified random gesampled wordt zijn afgebakend op basis van de breedtemaat (> 75m) (zie hoofdstuk 7 Habitatdiversiteit). De indicator berekening is eenvoudig:

- Gemiddelde van de som van de geïnventariseerde soorten per habitat/vegetatietype per segment van niveau 3.
- Gemiddelde van de som van de geïnventariseerde sleutelsoorten per habitat/vegetatietype per segment van niveau 3.
- Gemiddelde bedekkingspercentage van de geïnventariseerde soorten per habitat/vegetatietype per segment van niveau 3.

[13] *In de Vlaamse context wordt de term 'sleutelsoort' gehanteerd, in de Nederlandse literatuur hanteert men de term 'typische soort'. De definitie van de term is enigszins verschillend maar beide soortenlijsten worden als complementair gezien voor deze evaluatie-techniek. De term 'sleutelsoort' is hierdoor enigszins breder dan de criteria van T'Jollyn et al., 2009 (zie het hoofdstuk)*

Aan de hand van de gemaakte ecotopenkaart van het Scheldesysteem wordt om de 6 jaar (of bij tussentijdse ecotopenkaarten kunnen tussentijdse evaluaties plaats vinden) het totale schoroppervlak per segment niveau 3 geevalueerd.

Beoordeling indicatoren
Soortenrijkdom
Een toename van het aantal soorten is gewenst.

Analyse
- Vergelijk de gemiddelde soortrijkdom per segment op niveau 3 voor T_0 met referentie (1992 voor ZS; XXXX voor WS), voor T_1 vergelijk met T_0.
- Vergelijk de indicatorresultaten met de resultaten van de factoren

Hiervoor zal nagegaan worden of de soortrijkdom in relatie staat tot schorecotoopoppervlakte, reliëf-index, schor-connectiviteit, de maatlat voor de vegetatiezonediversiteit en de vegetatiediversiteit

Sleutelsoorten
Een toename van het aantal soorten is gewenst. Een toename in de bedekking is gewenst

Analyse
- Vergelijk het gemiddelde aantal sleutelsoorten per segment op niveau 3 voor T_0 met referentie (1992 voor ZS; XXXX voor WS), voor T_1 vergelijk met T_0.
- Vergelijk bedekkingspercentage van de sleutelsoorten per segment op niveau 3 voor T_0 met referentie (1992 voor ZS; XXXX voor WS), voor T_1 vergelijk met T_0.
- Vergelijk het gemiddelde bedekkingspercentage van de sleutelsoorten op niveau 3 voor T_0 met referentie (1992 voor ZS; XXXX voor WS), voor T_1 vergelijk met T_0.
- Vergelijk de indicatorresultaten met de resultaten van de factoren

Hiervoor zal nagegaan worden of de soortrijkdom in relatie staat tot schorecotoopoppervlakte, reliëf-index, schor-connectiviteit, de maatlat voor de vegetatiezone diversiteit en de vegetatiediversiteit.

Schorareaal
Een toename in het schorareaal tot de voorgestelde oppervlaktes volgens de GEP (zie Tabel 5.1 hoofdstuk 5.2) is gewenst.

Analyse
- Vergelijk voor de indicator voor T_0 de uitkomst met een referentiesituatie, of op T_1 met T_0.
- Vergelijk de resultaten voor de indicatoren met de resultaten voor de factoren (die samenhangen met de bufferwerking van het schorareaal).

Doe hiervoor de volgende analyses:

Er zal worden geanalyseerd of het schorareaal (potentiële schor-buffercapaciteit) per segment op de niveau's 1 en 3 samenhangen met gemiddelde concentraties aan DSi, en de gemiddelde en maximale concentraties aan fucoxanthine (diatomeeën biomassa).

Hiervoor zijn de volgende factoren nodig die worden aangeleverd vanuit andere thema's.

Benodigde factoren

- Connectiviteitsmaat tussen grote schorren
- Reliëf-index per schor
- Vegetatiediversiteit per schor

- Vegetatiezone maatlat per segment niveau 3
- Ecotoopoppervlaktes (ten minste om de 6 jaar)
- Jaargemiddelde concentraties aan DSi per segment niveau 3
- Jaargemiddelde en maximale concentraties aan fucoxanthine (diatomeeën biomassa) per segment niveau 3
- Mogelijke ingreepfactoren: nieuwe schorgebieden per segment niveau 3

Overige werkzaamheden
nvt

Kennisleemtes
Het is onduidelijk of de huidige monitoring (FICHE P-DS-V-001a – Hogere planten; FICHE S-DH-N-003 – vegetatie niet volledig geen informatie hoe de soortenrijkdom/samenstelling bepaald wordt) volstaat voor de soortrijkdom indicator. Met name de natura2000 habitattype-evaluatie op basis van de sleutelsoorten is mogelijk nog onvoldoende geïntegreerd. Deze vraag is op dit moment moeilijk te beantwoorden omdat 1. de methodiek voor de LSVI te bepalen nog niet in detail uitgewerkt is, 2. de Fiches onvolledig zijn. Het (voorlopige) voorstel van de sleutelsoorten-indicator (en dus ook voor bepaling van de soortenrijkdom) is een bepaling door vegetatieopnames volgens een stratified random-steekproef (PQ's) per segment op niveau 3 per schorecotoop/habitattype/vegetatietype. Uit de Nederlandse fiche is niet af te leiden hoe de soortenrijkdom of aanwezigheid van typische soorten wordt bepaald in de schorren/vegetatiezones/natura2000 habitats of vegetatietypes.

Fiche 6.4 Zoöplankton

Het zoöplankton representeert de pelagische secundaire productie en vormt zodoende de schakel tussen de primaire producenten en de secundaire consumenten als hyperbenthos en macrozoöbenthos en hogere trofische niveaus als vissen.
Er kan onderscheid worden gemaakt in het mesozoöplankton, bestaande uit copepoden en cladoceren hetgeen belangrijke grazers van het fytoplankton zijn, en het microzoöplankton bestaande uit rotiferen, cilliaten en flagellaten, die voornamelijk zorgen voor een opname van detritus in de voedselketen.
Alleen het mesozoöplankton wordt geëvalueerd.

Wat leert ons de zoöplankton-evaluatie
De zoöplanktonsamenstelling en -biomassa zal reageren op veranderingen in de fytoplankton gemeenschappen (OSPAR Commission, 2008) en geeft daarmee informatie over veranderingen in de primaire productie en mogelijke doorwerking en effecten hiervan in het voedselweb.

De zoöplanktonsamenstelling wordt beïnvloed door de fytoplankton/detritus-verhouding en is daarmee een indicator voor het effect van bepaalde ingrepen in het Schelde-systeem.

Er zijn sterke aanwijzingen dat zoöplankton gedurende bepaalde perioden in het jaar voor delen van het systeem, de draagkracht bepaalt voor bepaalde vissen en wellicht ook vogels.

Het zoöplankton zal in de toekomst een meer significante rol zal gaan spelen in de controle van de fytoplanktonbiomassa, met name in het zoetwatergedeelte van het Schelde-estuarium (Cox et al., 2009). Het is hiermee een indicatie voor het herstel van zoöplankton-etende vissen.

Verschuivingen in de jaarrond samenstelling, maar ook verschuivingen in tijd (bv. timing van piek in biomassa) en ruimte (bv. locatie piek met maximum biomassa) kunnen wijzen op veranderingen in het systeem die met andere indicatoren niet worden opgemerkt.

Indicatoren Zoöplankton
Totale zoöplanktonbiomassa, Totale biomassa *Erytemora affinis*, Soortelijk gewicht *E. affinis* (conditie en populatie-opbouw), Soortenrijkdom zoöplankton, Soortendiversiteit zoöplankton

Benodigde meetgegevens
Concreet zijn de volgende data nodig:

- Mesozoöplanktondichtheden per soort (n/m^3) voor ieder tijdstip op ieder station
- Gemiddelde soortelijke gewichten van vergelijkbare systemen verkregen uit de literatuur voor omrekening naar biomassa (mg ADW/m^3)
- Soortelijk gewicht *Eurytemora affinis* (mg ADW) bepaald voor ieder tijdstip op ieder station
- Populatie-opbouw *E. affinis* in procenten per ontwikkelingsstadium voor ieder tijdstip op ieder station

Berekening indicatoren
Bereken op niveau 3 per segment en per maand de totale zoöplanktonbiomassa (ADW_{zp}) door dichtheden per soort te vermenigvuldigen met de gemiddelde soortelijke gewichten afkomstig uit de literatuur (met uitzondering van *E. affinis* waarvoor deze wordt bepaald). Bepaal de jaargemiddelde ADW_{zp} en per segment het tijdstip van de piekbiomassa en per maand het segment met de piekbiomassa.

Bereken op niveau 3 per segment en per maand de biomassa aan *E. affinis* (ADW_{Ea}) door aantallen te vermenigvuldigen met het bepaalde soortelijke gewicht. Bepaal het jaargemiddelde ADW_{Ea} en per segment het tijdstip van de piekbiomassa, en per maand het segment met de piekbiomassa. Bepaal tevens de ruimtelijke range van voorkomen voor *E. affinis*.

Bereken op niveau 3 per segment en maand het soortelijk gewicht van *E. affinis* (fit_{Ea}) en bepaal de populatiesamenstelling.

Bereken op niveau 3 per segment en maand de zoöplanktonsoortenrijkdom (d_{zp}) volgens Margalef: $d_{zp} = \frac{(S-1)}{\ln(n)}$, en de soortendiversiteit (H'_{zp}) volgens Shannon: $H'_{zp} = -\sum_{i=1}^{n} p_i * \ln(p_i)$, waarin S = het aantal soorten, n = het aantal individuen en p_i = het aandeel van de i-de soort op het totaal aantal individuen, allen per standaard monster.

(voor de bepaling van pieken in de tijd is gedurende de zomermaanden, Maart-Augustus, twee maal per maand een monstername noodzakelijk).

Beoordeling indicatoren

Toename in zoöplankton biomassa tenzij veroorzaakt door afname predatiedruk en niet achterblijvend bij primaire productie geeft positieve beoordeling.
Toename zoöplanktonbiomassa door toename chlorofyl-a/detritus-ratio is gewenst.
Vervroeging zoöplanktonpiek door opwarming systeem is ongewenst; met name als de oorzaak lokale opwarming is.
Verschuiving piekbiomassa *E. affinis* stroomopwaarts is gewenst wanneer deze wordt veroorzaakt door een biomassa toename stroomopwaarts en niet alleen door een biomassa afname stroomafwaarts.
Afname soortelijk gewicht door afname conditie *E. affinis* door afname van de chlorofyl-a/detritus-ratio is gewenst en vice versa.
Toename zoöplanktonsoortenrijkdom en -soortendiversiteit is gewenst en vice versa.

Analyse

1. Vergelijk voor de indicatoren voor T_0 de uitkomsten met een referentiesituatie, of op T_1 met T_0. Voer bij voldoende gegevens een trendanalyse uit. Detecteer mogelijke significante verschillen, trends of trendbreuken.

2. Vergelijk de resultaten voor de indicatoren met de resultaten voor de factoren (die zoöplankton beïnvloeden).

Doe hiervoor de volgende analyses:

Voor ADW_{zp} wordt voor de zelfde segment x tijd combinatie geanalyseerd of parallel daar aan er spraken is van (significante) veranderingen in primaire productie, in chlorofyl-a/detritus-verhouding, in gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie, in gemiddelde temperatuur, in lengte groeiseizoen, in areaal per saliniteitszone, in gemiddelde saliniteit, in waterretentie, in hyperbenthosbiomassa, in biomassa filtrerend macrozoöbenthos, of in aantallen planktivore en omnivore vissen.
De gecombineerde evaluatie met maand- en jaargemiddelde waterretentie, maand- en jaargemiddeld areaal per saliniteitszone, najaarsbiomassa filtrerend macrozoöbenthos en voorjaarsaantallen planktivoren en omnivoren vissen wordt hierbij alleen op niveau 2 gedaan.

Voor *E. affinis* fit_{Ea} wordt voor de zelfde segment x tijd combinatie geanalyseerd of parallel daaraan sprake is van (significante veranderingen) in chlorofyl-a/detritus-verhouding of in gemiddelde saliniteit.

Voor de populatie-opbouw van *E. affinis* wordt voor de zelfde segment x tijd combinatie geanalyseerd of parallel daaraan sprake is van (significante) veranderingen in gemiddelde jaartemperatuur, in de datum waarop de watertemperatuur voor het eerst boven de 12 °C reikt, of in de primaire productie.

Voor Soortenrijkdom en Soortendiversiteit zoöplankton (d_{zp} en $H'_{zp)}$ wordt voor de zelfde segment x tijd combinatie geanalyseerd of parallel daaraan sprake is van (significante) veranderingen in jaargemiddelde en minimum zuurstofconcentratie en in primaire productie.

Hiervoor zijn de volgende factoren nodig die worden aangeleverd vanuit andere thema's.

Benodigde factoren

- Jaargemiddeld zwevende stof(detritus)gehalte per segment niveau 3
- Maand- en jaargemiddelde waterretentie per segment niveau 2
- Jaargemiddelde temperatuur per segment niveau 3
- Datum waarop de watertemperatuur voor het eerst boven de 12 °C reikt, en datum waarop de temperatuur voor het laatst de 12 °C haalt per segment niveau 3
- Maand- en jaargemiddelde saliniteit per segment niveau 3
- Gemiddeld areaal zoet, oligohalien, mesohalien, polyhalien, euhalien (begrenzingen bij saliniteit van 0.5, 5.4, 18 en 30) per segment niveau 2
- Jaargemiddelde en jaarminimum zuurstofconcentratie waterkolom per segment niveau 3
- Jaargemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in de waterkolom per segment niveau 3
- Jaargemiddelde primaire productie waterkolom per segment niveau 3
- Jaargemiddeld chlorofyl-a-gehalte waterkolom per segment niveau 3
- Piekbiomassa en jaargemiddelde biomassa hyperbenthos per segment niveau 3
- Najaarsbiomassa filtrerend macrozoöbenthos (schelpdieren) voor de Westerschelde en de Vlakte van Raan (segmenten niveau 2)
- Voorjaarsaantallen planktivore en omnivore vissen per segment niveau 2
- Bereken vanuit de bovengenoemde gegevens de jaargemiddelde chlorofyl-a /detritus-verhouding per segment niveau 3
- Bereken vanuit bovengenoemde gegevens een indicatie voor de lengte van het groeiseizoen als periode met een watertemperatuur boven de 12 °C per segment niveau 3

Overige werkzaamheden
De volgende zoöplanktonfactoren moet berekend worden voor andere evaluaties binnen het thema ecologisch functioneren/diversiteit soorten en/of voor andere evaluaties:

- Jaargemiddelde en piekconcentratie zoöplankton en gemiddelde zoöplanktondiversiteit per segment niveau 2
- Ruwe data zoöplanktonbiomassa per meetstation en meting in de tijd voor modellering (thema Fysico-chemie; hoofdstuk 4)

Kennisleemtes
-Een lijst met soortelijke gewichten voor de aan te treffen soorten die voor iedere evaluatie kan worden gebruikt zal moeten worden samengesteld tijdens de T_0.
-Referentiesituatie zoöplankton voor T_0.

-Vooralsnog is er geen voldoende gebiedsdekkende zoöplanktonmonitoring voorzien voor het gehele Schelde-systeem. Voor het Nederlandse deel zijn ten minste 4 representatieve locaties (voor ieder segment op niveau 3 één) nodig om deze evaluatie voor dit gedeelte uit te voeren.

Fiche 6.5 Epi- en hyperbenthos

Het epi- en hyperbenthos neemt een belangrijke positie in het voedselweb in met directe relaties tot het zoöplankton en de vissen. Het hyperbenthos lijkt na jaren van afwezigheid geleidelijk terug te keren in de zoete getijde en de oligohaliene zone van het Schelde systeem. Een minimale extra inspanning aanvullend op het bestaande vissen monitoring netwerk (wordt momenteel al grotendeels zo gedaan) kan voldoende informatie opleveren om de evaluatie hyperbenthos uit te voeren.

Wat leert ons de hyperbenthos evaluatie
Het hyperbenthos is een goede indicator voor de systeemkwaliteit met betrekking tot zuurstof en verontreinigingscondities, en de kwaliteit en het aanbod van kinderkamerbiotopen.

Het hyperbenthos geeft inzicht in de compleetheid van het voedselweb en bepaald in belangrijke mate de draagkracht van het systeem voor een aantal vissoorten.

Indicatoren Hyperbenthos
Hyperbenthos biomassa, soortenrijkdom en soortendiversiteit

Benodigde meetgegevens
Concreet zijn de volgende data nodig:

- Aantallen der soort per standaard bemonstering (per fuik of per ha)
- Versgewicht per soort per standaard bemonstering (per fuik of per ha)

Berekening indicatoren
Bereken per segment niveau 3 per bemonstering (voorjaar of najaar) de totale hyperbenthosbiomassa (FW_{hb}) in mg FW per fuik, of mg FW/ha.
Bereken per segment niveau 3 per bemonstering (voorjaar of najaar) de soortenrijkdom (d_{hb}) volgens Margalef als: $d_{hb} = \frac{(S-1)}{\ln(n)}$, en de soortendiversiteit (H'_{hb}) volgens Shannon als:

$H'_{hb} = -\sum_{i=1}^{n} p_i * \ln(p_i)$, waarin S = het aantal soorten, n = het aantal individuen per standaard fuikmonster, en p_i = het aandeel van de i-de soort op het totaal aantal individuen per standaard fuikmonster.

Beoordeling indicatoren
Een toename van de hyperbenthosbiomassa in voor- en/of najaar wordt als positief beoordeeld, tenzij veroorzaakt door een afname van de predatiedruk (visaantallen). Een afname in hyperbenthosbiomassa is ongewenst. Een toename van soortenrijkdom of soortendiversiteit in voor- of najaar wordt als positief beoordeeld.

Analyse

- Vergelijk voor de indicator voor T_0 de uitkomst met een referentiesituatie (indien beschikbaar), of op T_1 met T_0 voor het voor- en het najaar afzonderlijk. Voer bij voldoende gegevens een trendanalyse uit. Detecteer mogelijke significante verschillen, trends of trendbreuken.
- Vergelijk de resultaten voor de indicatoren met de resultaten voor de factoren (die hyperbenthos beïnvloeden).

Doe hiervoor de volgende analyses:

Voor FW_{hb} wordt per segment (niveau 3) geanalyseerd of parallel daar aan er sprake is van (significante) veranderingen in gemiddelde en piek zoöplanktonbiomassa, gemiddelde en minimum zuurstofconcentraties, gemiddelde en maximumconcentraties

aan verontreinigingen in de waterkolom (allen per segment niveau 3), en areaal aan ondiep subtidaal, totaal aantal planktivore + omnivore + invertivore + insectivore vissen en aantal tonnen opgeviste garnalen (alle per segment niveau 2).
Voor d_{hb} en H'_{hb} worden per segment (niveau 3) geanalyseerd of parallel daar aan er sprake is van (significante) veranderingen in gemiddelde en minimum zuurstofconcentraties, en gemiddelde en maximum concentraties aan verontreinigingen in de waterkolom (alle per segment niveau 3).

Benodigde factoren

- Jaargemiddelde en jaarminimum zuurstofconcentratie waterkolom per segment niveau 3
- Jaargemiddelde en jaarmaximum concentratie aan verontreinigingen in de waterkolom per segment niveau 3
- Areaal ondiep subtidaal in ha per segment niveau 2
- Gemiddelde en piekconcentratie zoöplankton per segment niveau 2
- Gemiddelde aantallen planktivore, omnivore, invertivore en insectivore vissen per segment niveau 2
- Aantal ton opgeviste garnalen per jaar voor de Westerschelde

Overige werkzaamheden
Er zijn geen extra berekeningen nodig voor andere evaluaties (dezen maken gebruik van FW_{hb}).

Kennisleemtes
-De referentie (streef)waarden van de indicatoren voor een gezond Schelde-systeem dienen te worden bepaald, eventueel aan de hand van andere estuaria.
-Hyperbenthos zal structureel mee dienen te worden bemonsterd met vissen in schietfuiken en in boomkorsamples, en het meetprogramma is nog niet sluitend (schietfuik bemonstering in Nederlandse segmenten en segment Dijle-Zenne-Netes.
-Het is nog onduidelijk of de boomkor monitoring (DFS) voor de Vlakte van Raan toereikend is.

Fiche 6.6 Macrozoöbenthos

Het macrozoöbenthos neemt een belangrijke plaats in in het estuariene ecosysteem, daar het een belangrijke consument is van zowel primaire als secundaire productie en detritus. Hiermee beinvloedt het de turbiditeit van het systeem, de beschikbaarheid van voedingsstoffen in de waterkolom, maar speelt het ook een belangrijke rol in de bodemsamenstelling door processen als nutriëntinbreng, aëratie en het openbreken dan wel vastleggen van substraat. Een aantal macrozoöbenthische soorten kan worden gezien als eco-engineers door hun potentie van het vormen van riffen en banken.
Deze fauna vormt ook een belangrijke voedselbron voor grote aantallen vogels en vissen. Het macrozoöbenthos is een zeer gevarieerde groep van organismen met een variëteit aan voedingswijzes, ecologische functies en soorteigen gevoeligheden en toleranties ten opzichte van veranderingen en verstoringen.
Het macrozoöbenthos, alle bodemdieren van het zachte substraat die na zeven over een 1 mm grid achterblijven, wordt veelal in zijn geheel (gehele gemeenschap inclusief samenstelling op soortniveau) geëvalueerd met speciale aandacht voor schelpdieren en voor het Vlaamse deel de oligochaeten. Terwille van een meer volledige bemonstering van deze oligochaetenfauna wordt in Vlaanderen over 0.5 mm gezeefd, met daar bovenop een 1 mm zeef, resulterend in twee zeeffractie: 0.5-1 mm en >1 mm.

Wat leert ons de macrozoöbenthos evaluatie
De filtrerende en suspensievoedende organismen zijn in grote delen van het zoute en brakke estuarium de belangrijkste grazers van het fytoplankton en belangrijke fixeerders van zwevende stof. Hierdoor hebben zij een grote invloed op het lichtklimaat.

Door hun grote verscheidenheid aan voedingswijzes, gevoeligheden en toleranties, reageert de macrozoöbenthossamenstelling gedifferentieerd maar vaak sterk op verandering en verstoring (zoals verontreinigingen, nutriënten, zuurstof, saliniteit, retentietijd, bodemsamenstelling en dynamiek) in het systeem. Effecten zijn vaak direct waar te nemen, maar herstel kan pas plaats vinden wanneer omstandigheden langer geschikt zijn (indicatie van duurzaamheid verandering).

Het macrozoöbenthos bepaald in hoge mate de draagkracht van het systeem voor grote aantallen vogels (met name steltlopers en eenden waaronder niet alleen benthivoren maar ook vermeende herbivore en omnivore soorten; Van den Bergh et al., 2005; Van Ryckegem et al., 2006), vissen (met name benthivore vissen zoals diverse platvissoorten) en eventueel ook zeezoogdieren.

Indicatoren macrozoöbenthos
Totale macrozoöbenthosdichtheid, totale macrozoöbenthosbiomassa, totaal aantal soorten, gemeenschapssimilariteit, oligochaetenindex, totale schelpdierbiomassa, schelpdierenareaal.

Benodigde meetgegevens
Concreet zijn de volgende data nodig:

- Macrozoöbenthosdichtheden (n/m^2) en -biomassa (mg ADW/m^2) per soort voor ieder station (random monstername per eco-/fysiotoop x segment) in het najaar
- Voor Vlaanderen per fysiotoop x segment-combinatie de soortensamenstelling van 100 random oligochaeten en de verdeling “met –“ ten opzichte van “zonder capillaire haren” in het najaar
- Voor Nederland schelpdierendichtheden (n/m^2) en biomassa (mg ADW/m^2) per soort voor ieder station (grid met 555 m afstand) in intertidaal en ondiep subtidaal in het voorjaar

Berekening indicatoren
Bereken op niveau 3 de totale macrozoöbenthosdichtheid (Dens$_{mb}$ in n/m^2) en de totale macrozoöbenthosbiomassa (ADW$_{mb}$) in grammen asvrijdrooggewicht (ADW) per

ecotoop/fysiotoop en het totale aantal soorten (S_{mb}) en bepaal het bijbehorende bemonsterde oppervlak.

Bereken de Bray-Curtis-similariteit (Sim_{mb}) na een 4de wortel-transformatie ten opzichte van een referentieset, voor iedere ecotoop/fysiotoop x segment (niveau 3) -combinatie.

Bepaal voor iedere ecotoop/fysiotoop per spatiële eenheid de spreiding van de parameters binnen de referentieset door de mediaan, de 5de percentiel-waarde en de waarden 2/3 en 1/3 van het 5de percentiel voor het aantal soorten en de gemeenschapssimilariteit te berekenen; voor dichtheid en biomassa de 25ste en 75ste percentielwaarde, het 2.5de en 97.5de percentiel, het 2/3 en 4/3 deel van de 2.5de en 97.5de percentielwaardes en het 1/3 en 5/3 deel van de 2.5de en 97.5de percentielwaardes. Dit zijn achtereenvolgens de klassengrenzen tussen hoge, goede, gemiddelde, arme en slechte status van de benthische gemeenschappen. (De waarden, en dus klassengrenzen, voor de referentieset zijn afhankelijk van het bemonsterde oppervlak).

Bepaal met behulp van een poweranalyse, uitgaande van de 'natuurlijke' variatie van een indicator in de referentieset, hoe groot het bemonsterde oppervlak dient te zijn om een verschil van 50 % met de mediane waarde met een zekerheid van 5 % en een power van 75 % aan te tonen.

Bereken de oligochaetenindex (IOBS) per fysiotoop x segment (niveau 3) combinatie volgens: $IOBS = 10 * S/T$, waarbij S = aantal soorten binnen een random sample van 100 oligochaeten, en T = percentage oligochaeten behorende tot dominante groep.

Bereken het totale aanbod aan schelpdierenbiomassa (FW_{biv}) per monsterpunt door de aangetroffen dichtheid en biomassa per soort te vermenigvuldigen met het oppervlak van de bijbehorende gridcellen, en dit te berekenen per spatiële eenheid volgens:

$$FW_{spec} = \sum_{i=1}^{n} \left\{ \left(\frac{F_i * FW_i}{0.1} \right) * 308025 \right\}$$, waarbij FW_{spec} = biomassa versgewicht (g) voor tweekleppige soort 'spec', f_i = factor waarmee monster i eventueel is opgedeeld tot subsample, FW_i = biomassa versgewicht in monster i (g) (methodiek afgeleid van Kesteloo et al., 2009). De totale biomassa aan schelpdieren kan worden berekend door de biomassa's per soort te sommeren (er kan worden overwogen om hierbij de oesters buiten beschouwing te laten).

Bereken het naar schelpdierensoort gewogen schelpdierenareaal (A_{biv}) beschikbaar voor steltlopers via $N_{biv} = 0.02 * N_{ced} + 0.0241 * N_{Spi} + 0.00394 * N_{Mba} > 1$, voor intertidaal gebied, waarbij N_{biv} = gewogen aantal schelpdieren per m^2, N_{Ced} = aantal individuen van de gewone kokkel (*Cerastoderma edule*) per m^2, N_{Spl} = aantal individuen van de slijkgaper (*Scrobicularia plana*) per m^2, en N_{Mba} = aantal individuen van het nonnetje (*Macoma balthica*) per m^2. A_{biv} is dan het areaal met $N_{biv}>1$ in hectaren voor het intertidaal per segment niveau 2. Bereken het voor platvissen geschikt bevonden voedselhabitat via

$N_{biv} = 0.004 * N_{Ced} + 0.0482 * N_{Spi} + 0.000787 * N_{Mba} + 0.125 * N_{Edi} > 1$, voor het ondiepe subtidaal

met dezelfde als hierboven vernoemde parameters, en N_{Edi} = aantal individuen van de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*; die ook als zodanig te determineren zijn, wat betekend een minimale lengte van 6 cm). A_{biv} is dan het areaal met $N_{biv}>1$ in hectaren voor het subtidaal per segment niveau 2.

<u>Beoordeling indicatoren</u>

De totale gemiddeld dichtheid voor een segment kan een toe- of afname laten zien ten gevolgen van een verandering in habitatareaalverdeling, waarbij deze gewenst is wanneer de habitatareaalverdeling in de richting van het maximale ecologische potentieel (MEP) gaat voor de Westerschelde (zie hoofdstuk 6.6) of de GEP volgens hoofdstuk 5.2. (Habitatareaalverdeling en dynamiek).
In principe een toename van $Dens_{mb}$ gewenst, maar dan wel evenredig aan en niet ten kosten van de macrozoöbenthosbiomassa (zie ADW_{mb}). Een toename van de dichtheden door verhoogde zoutindringing (verlaagde zoetwaterafvoer) in brakke en zoute delen en/of afname van de dichtheden door verhoogde zoutindringing in de zoete delen is in principe ongewenst. Een toename van de dichtheden door een afname van de begrazingsdruk in ongewenst.
In principe is een toename in ADW_{mb} gewenst. Een toename van de biomassa door verhoogde zoutindringing (verlaagde zoetwater afvoer) in brakke en zoute delen en/of afname van de biomassa door verhoogde zoutindringing in de zoete delen is echter in principe ongewenst. Een toename van de biomassa door een afname van de begrazingsdruk is ongewenst. Een toename van de biomassa door een toename van de primaire productie (met eventueel een toename van chlorofyl a en/of zooplankton) wordt beoordeeld als positief. In principe wordt er gestreefd naar een macrozoöbenthische biomassa die zich verhoudt tot de primaire productie volgens de vergelijking: ADW_{mb}=-1.5+0.105*PP voor de Westerschelde, en is een ontwikkeling in de richting van deze verhouding gewenst.
Een toename in $Dens_{mb}/ADW_{mb}$ verhouding kan duiden op een toename van het zwevend stof gehalte of een afname in het zuurstof gehalte (komt dan echter ook tot uitdrukking in een afwijking van de gewenste ADW_{mb} – PP relatie), het geen beiden ongewenst is.
Een toename van het aantal soorten is in principe gewenst, tenzij dit wordt veroorzaakt door een afname van de variatie in saliniteit of een reductie van de brakwaterzone (vanaf een bepaalde minimum variatie en minimum afmeting; mogelijk ten opzichte van een referentiesituatie, dan wel bepaald door andere indicatoren).
Een toename van de gemeenschap similarity is in principe gewenst. Een afname van Sim_{mb} ten gevolgen van een afname in doorzicht of zuurstof of een toename van de retentietijd is in principe ongewenst.
Een toename van van de IOBS is in principe gewenst, tenzij dit wordt veroorzaakt door een afname van de variatie in saliniteit of een toename van de zoetwaterzone (vanaf een bepaalde minimum variatie en maximum afmeting; mogelijk ten opzichte van een referentiesituatie, dan wel bepaald door andere indicatoren). Een afname van IOBS ten gevolgen van een afname in doorzicht, een toename in het zwevende stofgehalte, een afname in zuurstof of een toename van de retentietijd is in principe ongewenst.
Een toename van de schelpdierbiomassa wordt positief beoordeeld, tenzij veroorzaakt door een achteruitgang van de predatiedruk. Een streven is minimaal 4 miljoen kg versgewicht kokkels en bij voorkeur meer dan 8 miljoen kg versgewicht kokkels zoals door LNV gehanteerd voor het uitgeven van visserijvergunningen (Kesteloo et al., 2009). Veranderingen in schelpdierbiomassa ten gevolgen van een ontwikkeling van het habitatareaalaanbod in de richting van de MEP is gewenst.
Voor het areaal schelpdieren geldt dat deze indicator een positieve beoordeling geeft wanneer deze toeneemt, en dat een afname ongewenst is.

Analyse
1. Vergelijk voor de indicatoren voor T_0 de uitkomsten met een referentie situatie, of op T_1 met T_0. Detecteer mogelijke significante verschillen.

2. Vergelijk de resultaten voor de indicatoren met de resultaten voor de factoren (die macrozoöbenthos beïnvloeden).

Doe hiervoor de volgende analyses:

Voor $Dens_{mb}$ wordt voor het zelfde segment geanalyseerd of parallel daar aan er sprake is van (significante) veranderingen in habitatareaalverdeling, of een verandering in het aantal benthivore vissen, het aantal steltlopers, het aantal benthivore eenden, het aantal ton opgeviste/gelande kokkels, het slibgehalte, de plaathoogte, de overstromingsduur, de gemiddelde saliniteit, of de gemiddelde stroomsnelheid.
Voor ADW_{mb} wordt voor het zelfde segment geanalyseerd of parallel daar aan er sprake is van (significante) veranderingen in habitatareaalverdeling, of een verandering in het aantal benthivore vissen, het aantal steltlopers, het aantal benthivore eenden, het aantal ton opgeviste/gelande kokkels, de primaire productie, de biomassa chlorofyl a, de zooplankton biomassa, gemiddelde saliniteit, of de mediane korrelgrootte.
Geanalyseerd wordt of ADW_{mb} meer dan wel minder afwijkt van de relatie ADW_{mb}=-1.5+0.105*PP, waarbij wordt bepaald of dit parallel loopt met veranderde gemiddelde zuurstof concentratie, zwevende stofgehalte, retentietijd, gemiddelde stroomsnelheid, of concentraties aan verontreinigingen.
De $Dens_{mb}/ADW_{mb}$ verhouding wordt bepaald, bij significante verandering wordt bepaald of dit parallel verloopt aan een verandering in zwevende stofgehalte en gemiddelde zuurstofconcentratie.
De analyse van het aantal soorten (S_{mb}) wordt parallel aan een analyse van de gemiddelde saliniteit, de saliniteitvariatie (standaarddeviatie), het slibgehalte en het zuurstofgehalte voor de zelfde segmenten uitgevoerd.
Voor Sim_{mb} wordt de analyse gecombineerd met biomassa chlorofyl a, zwevende stofgehalte, doorzicht, zuurstofconcentratie, retentietijd, aantallen benthivore eenden en aantallen steltlopers, aantallen benthivore vissen en eventueel biomassa opgeviste schelpdieren (kokkels), en concentraties aan verontreinigingen.
Een verandering in IOBS wordt gerelateerd aan mogelijke veranderingen in gemiddelde saliniteit, saliniteitvariatie (standaarddeviatie), gemiddelde zuurstofconcentratie, retentietijd, zwevende stofgehalte en doorzicht.
De schelpdierenbiomassa en het schelpdierenareaal (FW_{biv} & A_{biv}) wordt gerelateerd aan de primaire productie van de waterkolom, gemiddelde chlorofyl a-concentratie, biomassa zooplankton, gemiddelde zuurstofconcentratie, zwevende stofgehalte, retentietijd, duur periode met oppervlaktewatertemperatuur onder 0 °C (mogelijkheid van aanvriezing op platen en eventuele ijsgang), verandering in habitatareaalbeschikbaarheid (specifiek intertidaal en ondiep subtidaal), aantallen steltlopers en aantallen platvissen, en eventueel biomassa opgeviste schelpdieren (kokkels).

Hiervoor zijn de volgende factoren nodig die worden aangeleverd vanuit andere thema's.

<u>Benodigde factoren</u>

- Eco-/fysiotopenkaart (oppervlakte per eco-/fysiotoop per segment niveau 3
- Jaargemiddelde primaire productie waterkolom per segment niveau 3
- Jaargemiddeld chlorofyl a-gehalte waterkolom per segment niveau 3
- Jaargemiddeld doorzicht per segment niveau 3
- Jaargemiddelde saliniteit en jaargemiddelde saliniteitvariatie (standaarddeviatie) per segment niveau 3
- Mediane korrelgrootte per segment niveau 3
- Jaar- en maandgemiddelde zuurstofconcentratie en minimum zuurstofconcentratie per segment niveau 3
- Jaargemiddeld zwevende stof (detritus) gehalte per segment niveau 3
- Jaar- en maandgemiddelde waterretentie tijd per segment niveau 2
- Jaargemiddelde stroomsnelheid per segment niveau 3
- Jaargemiddelde temperatuur oppervlaktewater en aantal dagen temperatuur oppervlaktewater onder 0 °C per segment niveau 3
- Jaargemiddelde zooplanktonbiomassa per segment niveau 3
- Aantal benthivore vissen per segment niveau 2, en aantal platvissen specifiek voor het Nederlandse deel (de Westerschelde)

- Aantal steltlopers en aantal benthivore eenden per segment niveau 2
- Aantal ton opgeviste/gelande kokkels in de Westerschelde
- Jaargemiddelde concentraties verontreinigingen bodem en waterkolom per segment niveau 3

Overige werkzaamheden

De volgende macrofauna factoren moet berekend worden voor andere evaluaties binnen het thema ecologisch functioneren/diversiteit soorten en/of voor andere evaluaties.

1. Gemiddelde biomassa aan filtrerende organismen macrozoöbenthos per segment niveau 2
2. Gemiddelde biomassa en diversiteit per segment niveau 2

Kennisleemtes

-Referentiegemeenschappen voor bepaling BEQI-indicatoren voor het Vlaamse deel en de Vlakte van Raan op T_0.

-Bepaling macrozoöbenthos – primaire productie-verhouding (volgens geïntegreerde BEQI) voor referentiesituatie voor het Schelde-systeem als geheel (niveau 1).

-Evaluatie (ten tijde van T_0) huidige gehanteerde formules voor geschikte schelpdierarealen op basis van referentiedata en eventueel gegevens uit vergelijkbare systemen.

-Evaluatie (ten tijde van T_0) van of het bemonsterde oppervlak per eco-/fysiotoop voldoet om mogelijke verschillen in macrozoöbenthos indicatoren te detecteren (poweranalyses).

-Voor de Vlakte van Raan is vooralsnog geen standaard jaarlijkse monitoring voorzien; voor dit deel zouden om te beginnen ten minste 5 monsters per ecotooptype dienen te worden genomen (hetgeen later dient te worden geëvalueerd of deze monsterdichtheid voldoet).

-De huidige kokkelbestandopnames zouden moeten worden uitgebreid naar schelpdier bestandopnames (ten minste ook opnames van de Slijkgaper, het Nonnetje en de Amerikaanse zwaardschede) met periodieke evaluatie of hiermee de meest algemene schelpdieren worden gemonitoord. Verder zouden de bestand opnames moeten worden uitgebreid naar het ondiepe subtidaal.

Eventueel alternatief is het berekenen van de schelpdierbestanden vanuit de MWTL-gegevens waarvan de nauwkeurigheid dan dient te worden getoetst voor de kokkel (waarvoor alle gegevens beschikbaar zijn).

Fiche 6.7 Vissen

Vissen vormen de schakel tussen de primaire en secundaire consumenten, zijnde het zoöplankton, epi- en hyperbenthos en macrozoöbenthos, en de hogere trofische niveaus vertegenwoordigd door piscivore vogels en zeezoogdieren.
De vissen kunnen worden ingedeeld op basis van hun gebruik van het estuarium, het gebonden zijn van bepaalde levensfases aan saliniteitszones, bathymetrische zones en stromingsintensiteitsklasses, hun voedsel, hun positie in de waterkolom, en specifieke gevoeligheden en benodigdheden. De evaluatiemethodiek vissen zal een groot aantal indicatoren bevatten, gebaseerd op deze indelingen, toegepast op de zones waar de omschreven indicatoren relevant zijn.

Wat leert ons de vissenevaluatie

De vissenevaluatie geeft een goed beeld van de compleetheid van het systeem, bestaande uit het aanbod aan habitats verdeeld of het gehele traject, de grootte van afzonderlijke habitats, de bereikbaarheid van habitats en de connectiviteit tussen habitats, niet alleen in relatie tot fysieke maar ook tot chemische barrières.
De vissenevaluatie geeft een goed beeld van de compleetheid van het voedselweb door soorten met specifieke eisen in de evaluatie mee te nemen. Niet alleen wordt er een goed beeld gekregen van het voedselaanbod over het gehele traject, maar ook de draagkracht van het systeem voor de hogere trofische niveaus, en de toppredatoren van het estuarium (piscivore vogels en zeezoogdieren).
Door de gevoeligheid van diverse soorten voor verstoringen en veranderingen, zullen bepaalde vissenindicatoren al snel effecten aangeven. Herstel van de vissenindicatoren zal pas geleidelijk zichtbaar worden wanneer een set aan factoren een minimaal niveau heeft bereikt; men kan dan echter wel stellen dat het om substantiële verbeteringen gaat. Geleidelijke veranderingen zullen zichtbaar worden in verhoudingen tussen bepaalde indicatoren, waarmee ook een soort van 'early warning' van de vissenevaluatie uit gaat.
Vissen zijn een hooggewaardeerd onderdeel van de gewenste biodiversiteit van een goed functionerend ecosysteem, wat tevens tot uiting komt in een aantal soorten met specifieke instandhoudingdoelen, en het feit dat er geregeld grote ingrepen in estuaria worden verricht om de terugkeer van één of enkele soorten mogelijk te maken, waarbij enkele soorten een publieke signaalfunctie hebben gekregen (denk aan zalmachtigen).
In een goed functionerend estuarium is er ook ruimte voor commerciële visserij-activiteiten, en ook recreatief vissen vindt grote populariteit bij een substantieel deel van de bevolking.

Indicatoren Vissen

Totaal aantal soorten, Totaal aantal individuen, Aantal estuariene/diadrome/mariene seizoensgasten /marien juveniel migrerende/benthische/habitat gevoelige/gespecialiseerde ei-afzettende/verontreiniging intolerante/piscivore soorten, Aandeel estuariene/anadrome/ mariene seizoensgasten/ marien juveniel migrerende/benthische/ habitat gevoelige/habitat fragmentatie gevoelige/gespecialiseerde ei-afzettende/verontreiniging intolerante/piscivore/omnivore/ Abundantie per lengteklasse Spiering en Fint, Abundantie Bot, Puitaal, Haring en Schol. Seizoenale dynamiek van marien-estuariene vissen/ Natura 2000 soorten.

Benodigde meetgegevens

Concreet zijn de volgende data nodig:

- Aantallen per soort per standaard monstername per locatie per tijdstip (voorjaar, zomer en najaar)
- Individuele lengtes per soort per staalname (voorjaar, zomer en najaar)
- Individueel gewicht per soort per staalname (voorjaar, zomer en najaar)
- Voor Spiering en Fint bemonsterd met ankerkuil specifiek aantallen voor 0+, subadulten en adulten.
- (Voor ankerkuil en boomkorbemonstering ook biomassa per soort per standaard monstername per locatie per tijdstip (benodigd voor Evaluatie Vogels en Evaluatie Zoogdieren))
- Maandelijkse aantallen individuen van Marien-estuariene soorten per standaardmonitoringinspanning in de Kerncentrale van Doel.

Berekening indicatoren
Bereken op niveau 3 per segment het gemiddelde aantal soorten, het gemiddelde aantal individuen, het gemiddelde aantal estuariene/diadrome/mariene seizoensgasten/marien juveniel migrerende/benthische/habitat gevoelige/gespecialiseerde ei-afzettende/verontreiniging intolerante/piscivore soorten per schietfuik, en het gemiddelde aandeel estuariene/anadrome/ mariene seizoensgasten/ marien juveniel migrerende/benthische/ habitat gevoelige/habitat fragmentatie gevoelige/gespecialiseerde ei-afzettende/verontreiniging intolerante/piscivore/omnivore/ individuen op het totale aantal vissen.
Bereken voor het estuarium tot en met de oligohaliene zone het gemiddelde aantal 0+, subadulten en adulten Spieringen en Finten, en het gemiddelde totale aantal Botten en Haringen per 80 m^2 per uur ankerkuil bemonstering.
Bereken voor de Westerschelde en de Vlakte van Raan het gemiddelde aantal Puitaalen en Schollen per hectare.
Vergelijk de seizoenale piek voor de marien-estuariene soorten met de normale cyclus per soort.
Bereken voor de Natura 2000 soorten de aantallen en evalueer de recrutering op basis van de lengteklassen.

Beoordeling indicatoren
Toename totaal aantal soorten gewenst, tenzij veroorzaakt door opwarming van delen van het systeem verdere verspreiding van exotische soorten..
Toename totaal aantal individuen is gewenst, tenzij ten gevolge van een achteruitgang van de predatiedruk of explosieve toename van tolerante, opportunistische soorten.
Toename van het aantal estuariene soorten en het aandeel estuariene individuen is gewenst
Toename van het aantal diadrome soorten en het aandeel anadrome individuen wordt positief beoordeeld.
Toename van het aantal soorten mariene seizoensgasten het aandeel mariene seizoensgasten wordt als positief beoordeeld, tenzij deze plaats vindt ten gevolge van stroomopwaartse verschuivingen in de saliniteitszones.
Een toename van het aantal marien juveniel migrerende soorten en het aandeel individuen is gewenst, maar een verandering in het habitat areaal aanbod dient wel in de richting van de MEP in de zin van de Kaderrichtlijn Water te gaan.
Toename van het aantal benthische soorten en/of individuen wordt als positief beoordeeld.
Toename van het aantal habitat gevoelige soorten en/of aandeel individuen wordt als positief beoordeeld.
Er wordt gestreefd naar een toename van het aantal habitat fragmentatie gevoelige individuen, wat als positief wordt beoordeeld.
Er wordt een toename van het aantal gespecialiseerde ei-afzettende soorten en/of het aandeel individuen nagestreefd, wat als positief wordt beoordeeld.
Een toename van het aantal verontreiniging intolerante soorten of het aandeel individuen wordt als positief geëvalueerd.
Toename van het aantal piscivore soorten en/of individuen wordt als positief beoordeeld.
Afname van het aandeel omnivore individuen in de richting van 21 % is gewenst, tenzij bereikt door wegvissen.
Toename van juveniele, subadulten en adulten van Spiering en Fint wordt nagestreefd, en iedere toename wordt als positief beoordeeld.
Toename van Bot en/of Puitaal wordt als positief beoordeeld.
Toename van Haring en/of Schol is gewenst.
Normale, soorteigen seizoensdynamiek is gewenst, lichte verschuivingen door klimatologische omstandigheden zijn mogelijk.

Toename en recrutering van Natura 2000 soorten is gewenst.

Analyse
1. Vergelijk voor de indicatoren voor T_0 de uitkomsten met de referentie waarden, of op T_1 met T_0. Voer bij voldoende gegevens een trendanalyse uit. Detecteer mogelijke significante verschillen, trends of trendbreuken.

2. Vergelijk de resultaten voor de indicatoren met de resultaten voor de factoren (die vissen kunnen beïnvloeden).

Doe hiervoor de volgende analyses:

Vis indicator	**Factor**	**Zijrivieren**	**Zoetwater**	**Oligohalien**	**Mesohalien**	**Polyhalien**
Totaal aantal soorten	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie	x	x	x	x	x
	Zoöplankton biomassa en diversiteit					
	Epi- enhyperbenthos biomassa en diversiteit					
	Schelpdier biomassa					
	Tonnen vis visserij					
	Waterwerken					
	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in bodem en waterkolom					
	Gemiddelde temperatuur					
Totaal aantal individuen	Zoöplankton biomassa	x	x	x	x	x
	Epi- en hyperbenthos biomassa					
	Macrozoöbenthos biomassa					
	Schelpdier biomassa					
	Habitat areaal verdeling					
	Aantal piscivore vogels					
	Aantal zeezoogdieren					
	Tonnen vis visserij					
Aantal estuariene soorten				x	x	x
	Gemiddelde temperatuur					
	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie					
	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in bodem en waterkolom					
Aandeel estuariene individuen				x	x	x
	Gemiddelde temperatuur					
	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie					
	Gemiddelde en minimum concentraties verontreinigingen in bodem en waterkolom					
Aantal diadrome soorten	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie	x	x	x	x	x
	Waterwerken					
	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in waterkolom					
Aandeel anadrome individuen	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie	x	x	x	x	
	Waterwerken					
Aantal soorten mariene seizoensgasten	Zoöplankton biomassa en diversiteit			x	x	x
	Epi- enhyperbenthos biomassa en diversiteit					
	Macrozoöbenthos biomassa en diversiteit					
	Habitat areaal verdeling					
	Tonnen vis visserij					

	Gemiddelde saliniteit					
Aantal marien juveniel migrerende soorten	Habitat areaal verdeling		x	x	x	x
	Zoöplankton diversiteit					
	Epi- en hyperbenthos diversiteit					
	Macrozoöbenthos diversiteit					
Aandeel marien juveniel migrerende individuen	Habitat areaal verdeling		x	x	x	
	Zoöplankton biomassa					
	Epi- en hyperbenthos biomassa					
	Macrozoöbenthos biomassa					
	Schelpdier biomassa					
	Areaal schelpdieren					
Aantal benthische soorten	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in bodem		x			
	Areaal bodemverstorende activiteiten					
	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie					
	Gemiddelde stroomsnelheid en orbitaalsnelheid					
Aandeel benthische individuen	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in bodem	x	x			
	Habitat areaal verdeling					
	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie					
Aantal habitat gevoelige soorten	Habitat areaal verdeling		x	x	x	
	Gemiddelde stroomsnelheid en orbitaalsnelheid					
	Areaal bodemverstorende activiteiten					
Aandeel habitat gevoelige individuen	Habitat areaal verdeling		x	x	x	
Aantal habitat fragmentatie gevoelige soorten	Habitat areaal verdeling		x			
Aandeel habitat fragmentatie gevoelige individuen	Habitat areaal verdeling		x			
Aantal gespecialiseerde ei-afzettende soorten	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie		x	x	x	
	Waterwerken					
	Habitat areaal verdeling					
Aandeel gespecialiseerde ei-afzettende individuen	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie		x	x	x	
	Waterwerken					
	Habitat areaal verdeling					
Aantal verontreiniging intolerante soorten	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in waterkolom en bodem		x	x	x	
	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie					
Aandeel verontreiniging intolerante individuen	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in waterkolom en bodem		x	x	x	
	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie					
Aantal piscivore soorten	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie	x	x	x	x	
	Habitat areaal verdeling					
	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in waterkolom					
Aandeel piscivore individuen	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie	x	x	x	x	
	Habitat areaal verdeling					
	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in waterkolom					
Aandeel omnivore individuen	Nutriënten concentraties	x	x			
	Doorzicht					

	Zwevende stofgehalte	
	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in waterkolom	
	Doorzicht	
	Zwevende stofgehalte	
	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in waterkolom	
Abundantie 0+ Spiering Abundantie 0+ Fint	Habitat areaal verdeling	Geheel estuarium
	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in waterkolom	
Abundantie subadulten Spiering Abundantie subadulten Fint	Macrozoöbenthos biomassa	Geheel estuarium
	Doorzicht	
	Zwevende stofgehalte	
Abundantie adulten Spiering Abundantie adulten Fint	Waterwerken	Geheel estuarium
	Gemiddelde en minimum zuurstof concentratie	
	Tonnen vis visserij	
Abundantie Bot	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in bodem	Geheel estuarium
	Habitat areaal verdeling	
	Areaal bodemverstorende activiteiten	
	Tonnen vis visserij	
	Zoöplankton biomassa	
	Macrozoöbenthos biomassa	
Abundantie Puitaal	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in bodem	Geheel estuarium
	Habitat areaal verdeling	
Abundantie Haring	Tonnen vis visserij	Geheel estuarium
	Zoöplankton biomassa	
	Epi- en hyperbenthos biomassa	
	Aantal piscivore vogels	
	Aantal zeezoogdieren	
	Doorzicht	
Abundantie Schol	Tonnen vis visserij	Geheel estuarium
	Macrozoöbenthos biomassa	
	Schelpdieren biomassa	
	Areaal schelpdieren	
	Aantal piscivore vogels	
	Aantal zeezoogdieren	
	Gemiddelde en maximum concentraties verontreinigingen in bodem	
Seizoen dynamiek marien-estuariene vissen.	NAO-Index Temperatuur	Mesohalien
Natura 2000 soorten	Hatitat areaal en verdeling	Geheel estuarium
	Zuurstofhuishouding	
	Stromingspatronen	
	Migratieknelpunten	
	Zoetwatermossels Waterplanten	

Benodigde factoren

- Jaargemiddelde en jaarminimum zuurstof concentratie waterkolom per segment niveau 3
- Jaargemiddelde zooplankton biomassa en diversiteit per segment niveau 2
- Jaargemiddelde hyperbenthos biomassa en diversiteit per segment niveau 2
- Gemiddelde macrobenthos biomassa en diversiteit in het najaar per segment niveau 2
- Gemiddelde schelpdierbiomassa in het najaar voor het Nederlandse deel per segment niveau 2
- Subtidaal areaal schelpdieren (zoals gedefinieerd in hoofdstuk 6.6) per segment niveau 2
- Aantal ton opgeviste/gelande vis uit de Westerschelde per jaar
- Aantal ton opgeviste/gelande schelpdieren uit de Westerschelde per jaar
- Overzicht waterwerken en specificaties (regime veranderingen)
- Jaargemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in de waterkolom en de bodem per segment niveau 3
- Jaargemiddelde temperatuur per segment niveau 3
- Aantal piscivore vogels per segment niveau 2
- Aantal zeezoogdieren per segment niveau 2
- Jaargemiddelde saliniteit + standaard deviatie per segment niveau 3
- Areaal brakwater (saliniteit 5.4 – 18)
- Areaal per eco-/fysiotoop per segment niveau 3
- Areaal aan bodemverstorende activiteiten (suppletie, verdieping, ed.) per segment niveau 2
- Jaargemiddelde stroomsnelheid en orbitaalsnelheid per segment niveau 3
- Jaargemiddelde concentraties nutrienten (P,N) per segment niveau 3
- Jaargemiddelde doorzicht per segment niveau 3
- Jaargemiddeld zwevend stof (detritus) gehalte per segment niveau 3
- NAO
- Stromingspatronen, waterplanten en aanwezigheid van zoetwatermossels in bovenstroomse gebieden

Overige werkzaamheden
De volgende vissen factoren moet berekend worden voor andere evaluaties binnen het thema ecologisch functioneren/diversiteit soorten en/of voor andere evaluaties.
Biomassa aan platvissen per hectare gebaseerd op de boomkor-opnames.

Kennisleemtes
-Referentie aantallen en percentages dubbele schietfuik bemonsteringen voor het Nederlandse deel, wellicht af te leiden uit het vergelijken met de ankerkuil en de boomkor bemonsteringen.
-Vooralsnog zijn er geen dubbele schietfuik bemonsteringen voorzien voor het Nederlandse deel (zouden er 3 moeten zijn; voor ieder segment 1).
-Er ontbreekt nog een ankerkuil station in het mesohaline en oligohaliene.
-Evaluatie of er voldoende boomkorbemonsteringen worden uitgevoerd en beschikbaar zijn voor de Vlakte van Raan.
-Referenties voor % mariene seizoensgasten en % marien juveniele soorten in de Zeeschelde.
-Referenties voor % anadromen in de Zeeschelde.

Fiche 6.8 Vogels

Vogels staan aan de top van de voedselketen en geven zodoende een goed beeld van de kwaliteit en compleetheid van het onderliggende voedselweb. Belangrijkste voedselbronnen zijn de macrozoöbenthos- en visgemeenschappen. Vogels zijn ook in grote mate afhankelijk van het habitataanbod voor foerageren, broeden en rusten. In deze evaluatie worden de instandhoudingsdoelstellingen getoetst en maken we een selectie van 4 groepen vogels met indicatiewaarde, gebaseerd op voedselvoorkeur. Evaluaties per segment dienen echter wel altijd in combinatie gezien te worden met evaluaties van andere delen van het estuarium, en ontwikkelingen kunnen worden beïnvloed door factoren van buiten het systeem.

Wat leert ons de evaluatie vogels

De vogelindicatoren reageren voornamelijk op het voedselaanbod, zijnde de macrozoöbenthische - en de visgemeenschappen. Alle indicatoren zullen reageren op een groter voedselaanbod, maar verschuivingen in de verhoudingen van indicatorgroepen zijn vooral indicatief voor de diversiteit van het onderliggende voedselweb.

Een belangrijk onderdeel van het Scheldesysteem dat wordt geëvalueerd door middel van vogels is het aanbod van onverstoord foerageergebied, en de systeemkwaliteit ten opzichte van andere potentiële watervogelgebieden in de omgeving.

Kwaliteitsverbeteringen in onderliggende trofische niveau's kunnen uiteindelijk zichtbaar worden in vogelgemeenschappen.

Vogels zijn een hooggewaardeerd onderdeel van de biodiversiteit van het systeem, met een groot aantal soorten waarvoor instandhoudingsdoelen zijn opgesteld. Het Schelde-estuarium is een gebied van internationaal belang omdat het 1% criterium voor verschillende soorten overwinterende watervogels wordt overschreden. De Instandhoudingsdoelstellingen formuleren ook streefdoelen voor broedvogels die vooral een indicator zijn voor de habitatkwaliteit (voldoende geschikt broedgebied: beperkte verstoring, gunstige oppervlakte, goede habitatkwaliteit, voldoende voedsel).

Indicatoren Vogels

De IHD voor de Zeeschelde broedvogels, IHD voor de Westerschelde broedvogels, IHD Westerschelde niet-broedvogels, IHD-Zeeschelde niet-broedvogels, Aantal steltlopers en bergeenden, Aantal omnivore eenden, Aantal herbivore eenden, rallen en ganzen, Aantal piscivore vogels.

Benodigde meetgegevens

Concreet zijn de volgende data nodig:

- Aantal broedparen van de aandachtssoorten IHD voor WS en ZS
- Aantal vogels per aandachtssoort IHD niet-broedvogels per maand voor WS
- Aantallen vogels per soort per maand per segment op niveau 2 en 3

Berekening indicatoren

- per aandachtssoort het percentage van de IHD broedvogel gerealiseerd op niveau 2
- seizoensgemiddelde (seizoen juli tot juni) per aandachtssoort IHD niet-broedvogels voor WS
- seizoensmaximum (seizoen juli tot juni) totaal aantal vogels over periode van laatste 5 jaar voor ZS
- seizoensminimum (seizoen juli tot juni) totaal aantal vogels over een periode van de laatste 5 jaar voor ZS
- Bereken op niveau 3, 2 en 1 per segment en per maand het totale aantal vogels behorende bij de 4 functionele groepen. Bepaal het glijdend gemiddelde over een periode van 5 jaar van het aantal waargenomen vogels per indicatorgroep per seizoen (op niveau 3, 2 en 1 per segment).

Beoordeling indicatoren

Soortdiversiteit:
Een streefpercentage van 100% geldt voor de IHD. Een toename van het gerealiseerde percentage IHD is gewenst. Voor de IHD-Z is een bijkomende analyse gewenst met de factor 'gerealiseerde natuurdoelstelling' om het potentieel habitat voor alle doelsoorten te evalueren. Deze analyse toetst of er effectief voldoende potentieel habitat aanwezig is voor de realisatie van de doelstelling IHD-Z broedvogels.

De doelstelling voor de IHD-Zeeschelde niet-broedvogels is als volgt te evalueren: De totale aantallen van watervogels in de Zeeschelde (exclusief meeuwen) mag het gemiddelde van de seizoensmaxima over de laatste vijf seizoenen niet minder zijn dan 40.000. Het gemiddelde van de seizoensminima over de laatste vijf seizoenen mag niet minder zijn dan 3500.

Ecologisch functioneren
Een toename van het aantal steltlopers + bergeenden (N_{benth}) wordt als positief beoordeeld.
Een afname van het aantal omnivore eenden (N_{omn}) kan positief zijn wanneer dit parallel verloopt of wordt gevolgd door een toename in N_{benth}. Een toename van N_{omn} wordt positief beoordeeld wanneer dit niet ten koste gaat van N_{benth} of het aantal piscivore vogels (N_{pisc}).
Een toename van N_{herb} is in principe positief, maar niet wanneer in het zelfde gebied N_{benth} en/of N_{pisc} afnemen.
Een toename in aantallen piscivore vogels (N_{pisc}) is gewenst, en wordt als positief beoordeeld.

Analyse
1. Vergelijk voor de indicatoren voor T_0 de uitkomsten met een referentiesituatie of IHD, en op T_1 met T_0. Voer bij voldoende gegevens een trendanalyse uit. Detecteer mogelijke significante verschillen, trends of trendbreuken.

2. Vergelijk de resultaten voor de indicatoren met de resultaten voor de factoren (die vogels beïnvloeden).

Diversiteit soorten
1. Vergelijk voor de diversiteitsindicatoren voor T_0 , T_1 de uitkomsten met de IHD, Voer bij voldoende gegevens een trendanalyse uit. Detecteer mogelijke significante verschillen, trends of trendbreuken.

2. Vergelijk de resultaten voor de indicatoren met de resultaten voor de factoren (die vogels beïnvloeden).

De IHD indicatoren worden geëvalueerd in combinatie met gerealiseerde natuurdoelstelling per segment niveau 1, 2 en 3, habitatareaalveranderingen = eco-/fysiotopenkaart. N-W Europese populatieschatting, 5-jaarlijks glijdend gemiddelde van de seizoensgemiddelde aantallen voor Zoute Delta, Nederlandse populatie en de Vlaamse populatie per IHD-doelsoort

Ecologisch functioneren
Doe hiervoor de volgende analyses:

De aantallen van deze groepen op niveau van het estuarium wordt geëvalueerd door een trendberekening met de seizoensgemiddelde aantallen tegenover de aantallen van de Zoute Delta populatie, Nederlandse populatie, de Vlaamse populatie, de Westerschelde

populatie, de Zeeschelde populatie. Door gebruik te maken van gemiddelde waarden over een periode van 5 jaar (glijdend gemiddelde)

Voedselgilde	Groep	Schelde-estuarium populatie	% Zoute Delta populatie	% Vlaamse populatie	% Nederlandse populatie
Benthivoren	Steltlopers + bergeend	5-jaarlijks glijdend gemiddelde van de seizoensgemiddelde aantallen			
Omnivoren	Omnivore eenden				
Herbivoren	Herbivore eenden, rallen en ganzen				
Piscivoren	Reigerachtigen, aalscholvers, duikers				

Tabel 6.8.4 Evaluatiematrix voor de Schelde-estuarium populatie (niveau 1).

Voedselgilde	Groep	Westerschelde populatie	% Zoute Delta populatie	% Vlaamse populatie	% Nederlandse populatie	% Schelde-estuarium populatie	% Zeeschelde populatie
Benthivoren	Steltlopers + bergeend	5-jaarlijks glijdend gemiddelde van de seizoensgemiddelde aantallen					
Omnivoren	Omnivore eenden						
Herbivoren	Herbivore eenden, rallen en ganzen						
Piscivoren	Reigerachtigen, aalscholvers, duikers						

Tabel 6.8.5 Evaluatiematrix voor de Westerschelde populatie (niveau 2). Vergelijkbare evaluatie is mogelijk voor de Zeeschelde populatie

Voedselgilde	Groep	Waterlichaam Zeeschelde IV	% Westerschelde populatie	% Zeeschelde populatie	% Macrocel 1 WS	% Zeeschelde III populatie	…
Benthivoren	Steltlopers + bergeend	5-jaarlijks glijdend gemiddelde van de seizoensgemiddelde aantallen					
Omnivoren	Omnivore eenden						
Herbivoren	Herbivore eenden, rallen en ganzen						
Piscivoren	Reigerachtigen, aalscholvers, duikers						

Tabel 6.8.6 Evaluatiematrix op macrocelniveau en kaderrichtlijnwater niveau (niveau 3). Vergelijkbare evaluatie is mogelijk voor elk segment van niveau 3

Door de veranderingen in aandeel van de verschillende groepen in het estuarium te vergelijken met de seizoensgemiddelde aantallen in de deelpopulaties worden enerzijds de jaarlijkse fluctuaties afgevlakt en kan de evolutie in de vogelgroepen beoordeeld worden ten aanzien van andere deelpopulaties (is de trend vergelijkbaar in het estuarium met deze in de Zoute Delta, Westerschelde populatie, Zeeschelde populatie, Vlaamse en Nederlandse situatie). Andere trends die aan het licht kunnen komen met deze indicatormatrix zijn: is er een verschuiving in de verhouding van vogelaantallen tussen de Westerschelde en de Zeeschelde, en dit afzonderlijk te beschouwen voor de verschillende groepen.

Voor N_{benth} wordt geanalyseerd of parallel daaraan er sprake is van een verandering in voedselaanbod; zoals totale macrobenthosbiomassa, totale schelpdierbiomassa (intertidaal) en/of areaal aan schelpdierhabitat. Verder wordt geanalyseerd of er sprake is van een verandering in plaatoppervlak, van het areaal aan intertidaal gebied, van de gemiddelde overstromingsduur en/of van procentuele verdeling over mesoreliëfklassen, en in het slibgehalte.
N_{omn} wordt geëvalueerd in combinatie met totale macrozoöbenthosbiomassa, met het intertidale oppervlak, en met het gemiddelde slibgehalte, maar ook in combinatie met N_{benth} N_{herb} wordt geëvalueerd in combinatie met het schorrenareaal en/of het areaal supralitoraal buitendijks gebied.
Het aantal piscivoren vogels wordt geanalyseerd samen met het visaanbod; met name het totale aantal individuen, het aantal spieringen of het aantal haringen. Verder wordt gekeken naar de relatie met doorzicht, de concentraties aan verontreinigingen in de waterkolom, en habitatareaalveranderingen.
De verandering van de indicatoren voor de verschillende segmenten op niveau worden tegen elkaar afgewogen en vergeleken met ontwikkelingen op niveau 2.

<u>Benodigde factoren</u>

- Geschatte N-W Europese populatieschatting van de doelsoorten IHD
- 5-jaarlijks glijdend gemiddelde van de seizoensgemiddelde aantallen voor Zoute Delta, Nederlandse populatie en de Vlaamse populatie
- Gemiddelde macrozoöbenthosbiomassa najaar per segment niveau 1, 2 en 3
- Gemiddelde schelpdierbiomassa voorjaar per segment niveau 2 en 3 voor Westerschelde
- Oppervlak aan schelpdierareaal per segment niveau 2 en 3 voor Westerschelde
- Gemiddeld oppervlak aan plaat per segment niveau 2 en 3

- Gemiddeld oppervlak aan litoraal en supralitoraal gebied per segment niveau 1, 2 en 3
- Gemiddelde overstromingsduur voor het intertidaal per plaat
- Percentuele indeling van het intertidaal per plaat in mesoreliëf klassen
- Gemiddeld slibgehalte intertidaal
- Percentuele habitatareaalverdeling per segment niveau 1, 2 en 3
- Percentage gerealiseerde natuurdoelstelling per segment niveau 1, 2 en 3
- Gemiddeld aantal vissen per standaard fuikvangst of ha per segment niveau 2
- Gemiddeld aantal spieringen per ha per segment niveau 2
- Gemiddeld aantal haringen per segment niveau 2
- Gemiddeld doorzicht per segment niveau 2 en 3

Overige werkzaamheden
nvt

Kennisleemtes
Monitoring van de broedvogels in het estuarium is nog onvoldoende ingebed in een structurele monitoring. Dit is zeker het geval voor Vlaanderen. Voor de Nederlandse situatie moet dit uitgeklaard worden. Er is geen uitgeschreven fiche beschikbaar voor de broedvogelmonitoring. De kustbroedvogelmonitoring is te beperkt om de volledige IHDevaluatie te kunnen dekken.

De voedselbiologie van een aantal soorten is onvoldoende gekend

De evaluatie van Zwin IHD's werden niet in rekening gebracht voor deze methodiek. Voor de T0 opdracht moet de gebiedsgrens exclusief Zwin bevestigd worden.

Fiche 6.9 Zoogdieren

De (zee)zoogdieren staan aan de top van de voedselketen. Daarmee zijn het goede indicatoren van de algehele kwaliteit van het systeem. Temeer daar de populatie-ontwikkelingen ook duidelijk onder invloed staan van gebruikersfuncties van het systeem door de mens. Door de grote mobiliteit van de dieren kunnen de ontwikkelingen echter niet los worden gezien van ontwikkelingen in nabijgelegen gebieden.
De zoogdieren evaluatie analyseerd ontwikkelingen in gewone zeehonden en bruinvissen in de Westerschelde als geheel.

Wat leert ons de zoogdieren evaluatie
De zoogdierenevaluatie geeft een goed beeld van de compleetheid van het Schelde ecosysteem, daar de toppredatoren worden geëvalueerd.

De zoogdierenevaluatie geeft inzicht in eventuele verstoringen van het systeem door het gebruik van de Westerschelde door de mens.

De zoogdierenevaluatie kan een beeld geven van de overall-verontreinigingsstatus van het systeem.

Zeezoogdieren zijn hooggewaardeerde organismen in het systeem met een publieke vlagfunctie.

Indicatoren Zoogdieren
Aantal Gewone zeehonden en verhouding tov Oosterschelde, Waddenzee en Voordelta, Aantal Bruinvissen en verhouding ten opzichte van Noordzee.

Benodigde meetgegevens
Concreet zijn de volgende data nodig:

- Aantallen waargenomen zeehonden en bruinvissen in de Westerschelde tijdens zoogdier telvluchten eens in de twee weken tijdens zomermaanden.

Berekening indicatoren
Bepaal voor ieder jaar het maximaal aantal waargenomen zeehonden in de Westerschelde op één en dezelfde dag. Doe hetzelfde voor de Bruinvissen.

Beoordeling indicatoren
Een toename van het aantal Gewone zeehonden is gewenst. Een in verhouding tot de Oosterschelde, Voordelta of Waddenzee positievere ontwikkeling in zeehondenaantallen wordt als zeer positief beoordeeld.
Een toename van het aantal Bruinvissen is gewenst. Een in verhouding tot de Noordzee positievere ontwikkeling in bruinvissenaantallen wordt als zeer positief beoordeeld.

Analyse
1. Vergelijk voor de indicatoren voor T_0 de uitkomsten met de referentiewaarden (180 gewone zeehonden en 20 bruinvissen), of op T_1 met T_0. Voer bij voldoende gegevens een trendanalyse uit. Detecteer mogelijke significante verschillen, trends of trendbreuken.

2. Vergelijk de resultaten voor de indicatoren met de resultaten voor de factoren (die zoogdieren kunnen beïnvloeden), en met aantalsontwikkelingen in Oosterschelde, Voordelta en Waddenzee (Gewone zeehond) en in de Noordzee (Bruinvis).

Doe hiervoor de volgende analyses:

Voor het aantal Gewone zeehonden wordt voor de Westerschelde geanalyseerd of er spraken is van (significante) veranderingen in beschikbaar plaatareaal met minimale droogvalduur van 3 uur per cyclus, gemiddelde totale lengte plaatoevers, gemiddelde

lengte steile plaatranden, areaal subtidaal, gemiddelde en maximum concentraties toxische stoffen bodem en waterkolom, platvissen biomassa, en mate van verstoring door recreanten.

Voor het aantal Bruinvissen wordt voor de Westerschelde geanalyseerd of er sprake is van (significante) veranderingen in areaal subtidaal, gemiddelde en maximum concentraties toxische stoffen bodem en waterkolom, (epi)benthische en pelagische vissen biomassa.

Benodigde factoren

- Areaal intertidale platen met minimale droogvalduur van 3 uur per cyclus in de Westerschelde
- Gemiddelde totale beschikbare oeverlengte platen in de Westerschelde
- Gemiddelde beschikbare totale lengte aan steile plaatranden (hellingshoek minimaal 1.5 °)
- Areaal subtidaal in de Westerschelde
- Jaargemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in de waterkolom en de bodem van de Westerschelde
- Biomassa aan platvis en (epi)benthische en pelagische vissen per hectare voor de Westerschelde
- Maximum waargenomen aantal bootjes (recreatie) en schepen (beroepsvaart) Westerschelde
- Aantal Gewone zeehonden in Oosterschelde, Voordelta en Waddenzee
- Aantal Bruinvissen in Noordzee

Overige werkzaamheden
nvt

Kennisleemtes
-De vraag is of er een goed beeld kan worden verkregen van het aantal Bruinvissen in de Westerschelde.

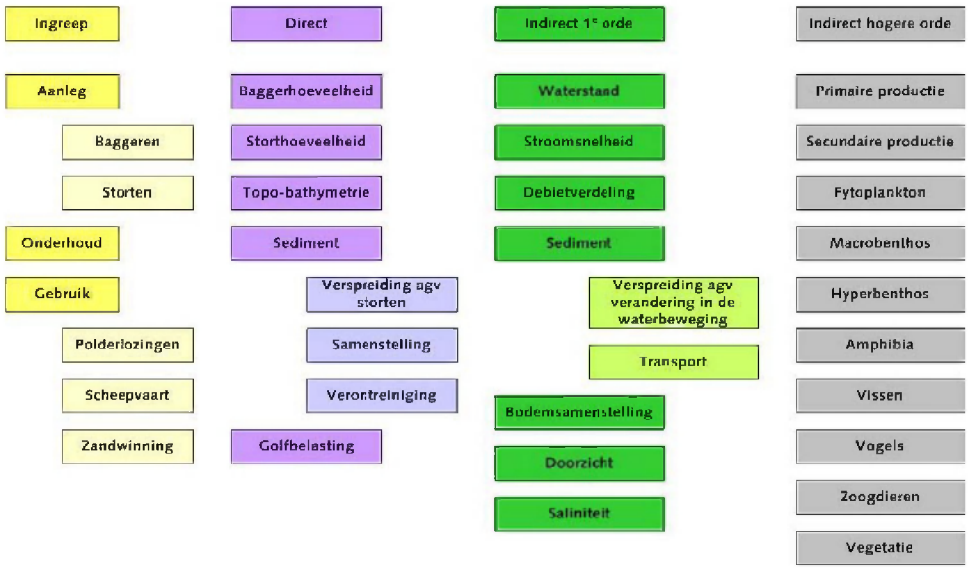
Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Hoofdstuk 7: Effecten ingrepen en autonome ontwikkelingen

7 Effecten ingrepen en autonome ontwikkelingen

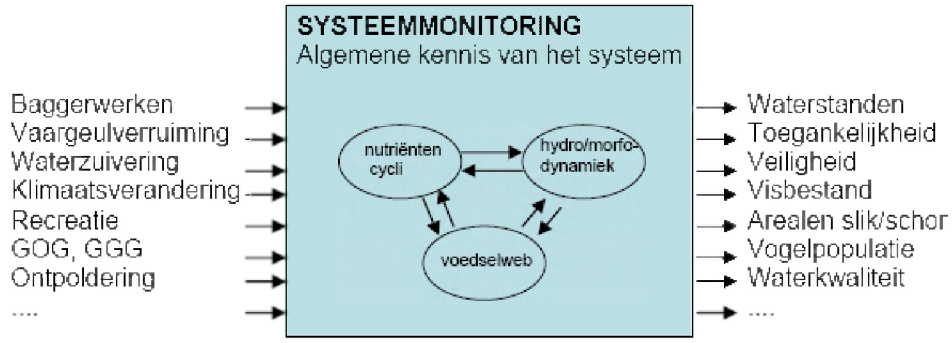
7.1 Inleiding

Effecten van ingrepen en autonome ontwikkelingen vormen een complex geheel. Het effect van een ingreep op het directe niveau (figuur 7.1) is vaak wel vast te stellen maar het effect op het indirect hogere orde niveau vaak niet. Figuur 7.1 geeft hiervan een voorbeeld voor wat betreft de ingrepen gerelateerd aan toegankelijkheid. Als er effecten meetbaar zijn, blijft bovendien de vraag in welke mate de ingreep en andere oorzaken bijdragen aan het gemeten effect.
Toch is het van essentieel belang om veranderingen op de hogere orde niveaus te kunnen verklaren en eventueel toe te kunnen wijzen aan ingrepen. Het zijn immers dikwijls veranderingen op hogere orde niveaus die het onderwerp vormen van maatschappelijke vragen.



Figuur 7.1 Schema ingreep-effect relaties (Uit: Schrijver M., Plancke Y. (2008))

Er zijn natuurlijk meer ingrepen dan deze in functie van toegankelijkheid. Figuur 7.2 laat schematisch zien welke effecten van ingrepen of autonome ontwikkelingen verwacht kunnen worden in het Schelde estuarium. Het gaat hierbij om effecten van klimaatverandering, maatregelen van de OS2010, de KRW, Natura 2000 en watergebruik/wateronttrekking. Naar verwachting zullen in de Zeeschelde vooral de effecten van klimaatverandering, GOGs/GGGS, onderhoudsbaggerwerken, zandwinning, waterzuivering en wateronttrekking spelen. Voor de Westerschelde zullen waarschijnlijk de effecten van de vaargeulverruiming en bagger- en stortwerkzaamheden en zandwinning van belang zijn. Verder kunnen ook de geplande natuurherstelprojecten in de Westerschelde een effect hebben.

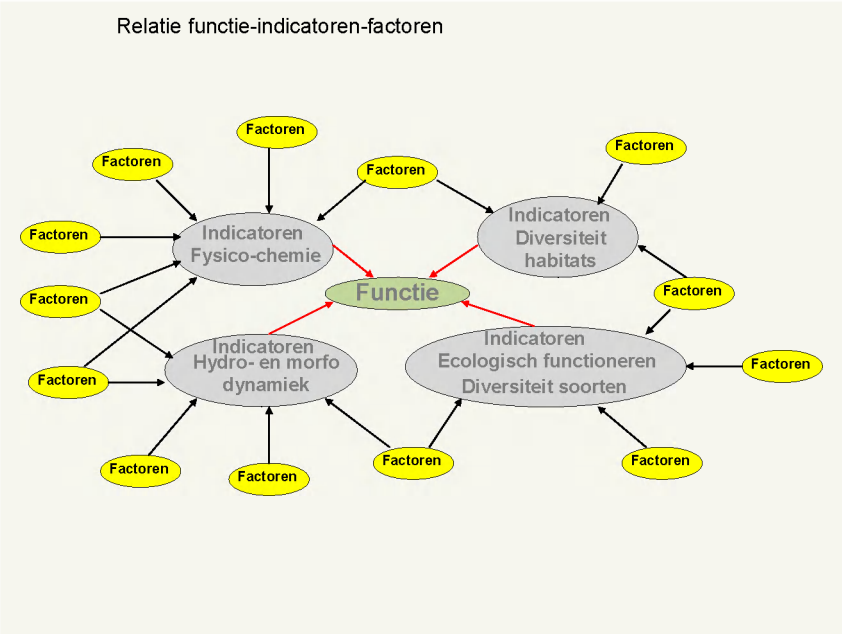


Figuur 7.2 *Te verwachten effecten van ingrepen of autonome ontwikkeling (Uit: Meire, P. & T. Maris. 2008)*

7.2 Methodiek bepaling effecten van ingrepen

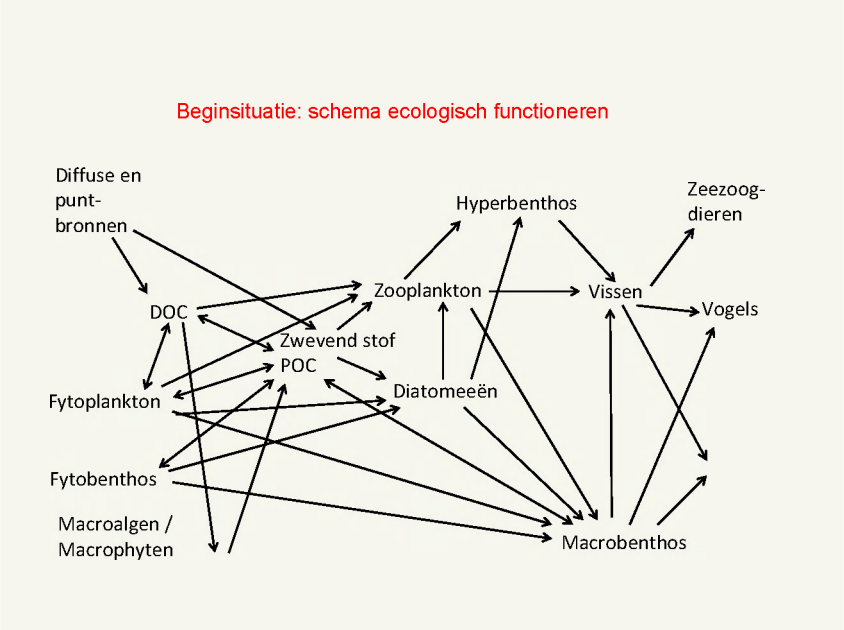
Een veel gebruikte methode is werken met ingreep-effect relaties. Figuur 7.1 geeft een voorbeeld van een schema waarmee een ingreep-effect relatie keten bepaald kan worden. Er is echter altijd een risico dat een dergelijke keten onvolledig is. Om voor de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium een sluitend ingreep-effect schema op te stellen is bijna onbegonnen werk. Dit is ook een van de redenen, dat geopteerd werd voor een geïntegreerde systeemmonitoring in plaats van effectmonitoring. Door monitoring strikt te beperken tot het opvolgen van de verwachte effecten, worden mogelijks andere belangrijke effecten niet gedocumenteerd.
Voor bepaalde ingrepen kan het overigens nuttig zijn om dit wel te doen. De evaluatie van de tweede verdieping van de Westerschelde (zie MOVE 2005) is hier een voorbeeld van. De evaluatiemethodiek voor de geïntegreerde systeemmonitoring moet echter de effecten opvolgen van tal van uiteenlopende ingrepen als verdieping, morfologisch baggeren, ontpolderen, GOG's, GGG's, KRW en Natura 2000 maatregelen. De effecten hiervan dienen onderscheiden te worden van tal van andere beïnvloedende (autonome) factoren zoals klimaat veranderingen, aanpassing van sluisbeheer (Spuikanaal Bath), trends in debiet (Bovenschelde), waterzuivering en mondiale trends in aantallen trekvogels.
Vooraf ingreep-effect relaties opstellen en kwalitatieve of zelfs kwantitatieve hypothesen formuleren over de te verwachten effecten van ingrepen wordt daarom niet voorgesteld in deze evaluatiemethodiek.

Voorgestelde methodiek
De voorgestelde methodiek vertrekt vanuit de evaluatiemethodiek. Het uitgangspunt is weergegeven in Figuur 7.3.
Er zijn functies die geëvalueerd worden via indicatoren die vanuit 4 thema's komen. De indicatoren worden beïnvloed door factoren. Factoren kunnen een of meerdere indicatoren beïnvloeden, indicatoren zelf kunnen ook factor zijn.



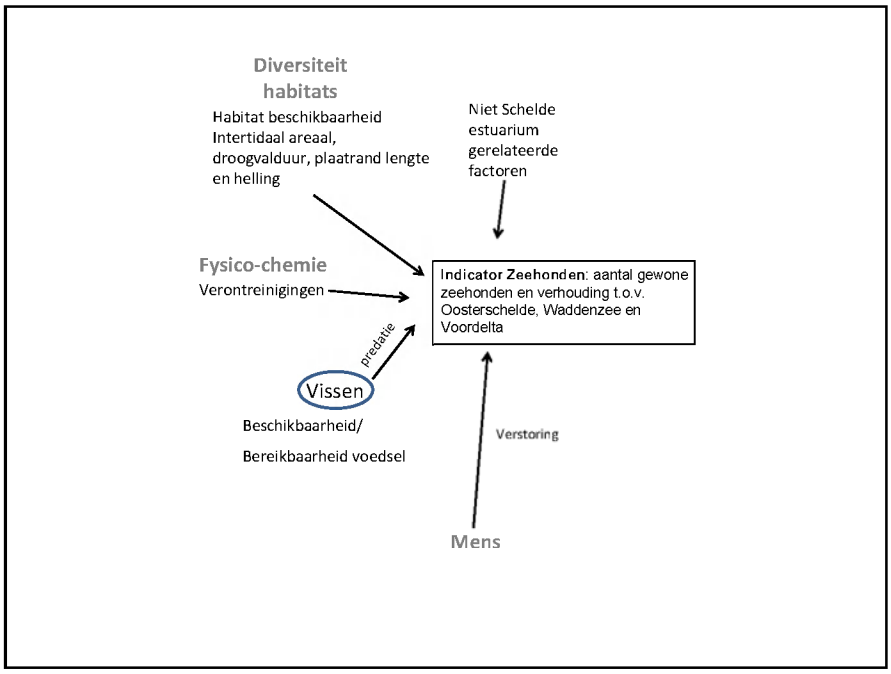
Figuur 7.3 Schematische weergave evaluatiemethodiek

Vanuit het overall beeld in figuur 7.3 kan vervolgens worden ingezoomd. Figuur 7.4 geeft als voorbeeld het resultaat na inzoomen op indicatoren ecologisch functioneren in Figuur 7.3. Het resultaat is het schema ecologisch functioneren. De indicatoren per trofisch niveau zelf zijn hierin om praktische redenen weggelaten.



Figuur 7.4 Schema indicatoren ecologisch functioneren

Per indicator kan er vervolgens opnieuw worden ingezoomd op de factoren die de indicator beïnvloeden. Figuur 7.5 geeft als voorbeeld na inzoomen de vier indicatoren voor zeezoogdieren en de bijbehorende factoren.



Figuur 7.5 Indicator en Factoren Zeezoogdieren

Na verwerking van de gemeten monitorgegevens kan figuur 7.5 concreet worden ingevuld. Figuur 7.5 en alle andere figuren 7.5 zijn vervolgens uitgangspunt voor het bepalen van de effecten van ingrepen.
Waar te beginnen met het bepalen van de effecten ligt vervolgens vaak aan de (maatschappelijke) vraag. In het voorbeeld in paragraaf 7.4 was dit de vraag naar de oorzaak van de verandering in het aantal zeehonden. Het effect van een ingreep kan overigens ook uitgangspunt zijn. In paragraaf 7.4 is de voorgestelde methode met als voorbeeld de “zeehonden vraag” verder in detail uitgewerkt.

Samengevat bestaat de voorgestelde methode voor het bepalen van effect dus uit het adequaat inzoomen/selecteren uit het geheel van de resultaten (indicatoren en factoren) van de systeemmonitoring met een vraag of ingreep als achtergrond en vervolgens de resultaten (voor de indicatoren en factoren) systematisch evalueren.
Onzekerheden, zowel in de (berekende) factoren als indicatoren spelen hierbij echter een belangrijke rol.

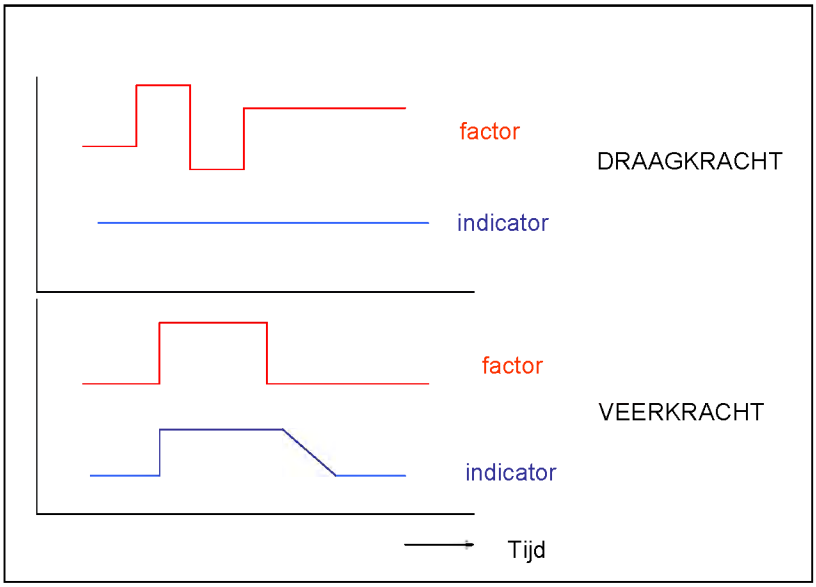
Ingrepen / veranderende randvoorwaarden
Randvoorwaarde voor de bepaling van het effect van ingrepen is natuurlijk dat de ingrepen gekend zijn, een omvang hebben die verder reikt dat de directe omgeving van de ingreep en een relevante tijdsduur hebben. Voor de meer locale effecten van beperkte duur is er daarom naast de systeemmonitoring Schelde-estuarium ook de “monitoring maatregelen OS2010”. Naast ingrepen dient ook het (relevante) onderhoud c.q. gebruik van het estuarium zelf te worden vastgelegd.
Een derde element naast ingrepen en onderhoud is het vastleggen van veranderingen in randvoorwaarden en de systeemgrenzen. Dit betreft zaken als waterkwaliteit en -kwantiteit en emissies maar ook gegevens over veranderingen in klimaat of getij.

7.3 Effecten van ingrepen op Draagkracht en Veerkracht

Veerkracht (Resilience) is “het vermogen van (eco)systemen om na een verstoring terug te keren naar een evenwichtspunt c.q. het vermogen om de effecten van verstoringen te absorberen”. Draagkracht (Vulnerability) is “de maximale beïnvloeding door invloeden van buitenaf waarbij een ecosysteem zich nog kan handhaven”.
Draagkracht en veerkracht zijn samen met Adaptief bestuur (Governance) de drie gerelateerde eigenschappen die de mogelijke ontwikkelingstrajecten van “social-ecological” systemen bepalen (Walker et al. 2004, 2006).

Aan veerkracht en draagkracht van een systeem wordt veel waarde gehecht. De vraag is dan of met het voorgestelde evaluatiesysteem informatie wordt verkregen over effecten van ingrepen op de veerkracht en draagkracht van het Schelde estuarium. De schema’s van de evaluatiemethodiek laten zien dat dit inderdaad het geval is. Aanwijzingen zullen gehaald kunnen worden door te kijken naar de relatie tussen indicatoren en door de mens of autonome invloeden beïnvloede factoren (zie Figuur 7.6). Als de door de mens of autonome invloeden beïnvloede factoren veranderen, maar indicatoren niet, dan is er sprake van draagkracht. Als een indicator na verloop van tijd weer terugkeert naar de oorspronkelijke waarde is er sprake van veerkracht. De onzekerheid in de berekende waarden voor de factoren/indicatoren speelt hierbij overigens wel een belangrijke rol.

Verder kan ook de robuustheid analyse (zie het hoofdstuk fysico-chemie), die in feite een test is van de draagkracht van het systeem tot aan de primaire productie, bijdragen aan bovenstaande analyse.



Figuur 7.6 Relatie factoren, indicatoren, veerkracht en draagkracht

7.4 Voorbeeld van bepaling van effecten van ingrepen

Hieronder een voorbeeld van hoe met de resultaten van de evaluatiemethodiek op T1 de effecten van ingrepen kunnen worden bepaald. Het voorbeeld betreft de vraag “wat is de oorzaak van de verandering in aantallen zeehonden in de Westerschelde”.
Dit voorbeeld is gekozen om te illustreren hoe de methodiek, in dit geval van indirect hogere orde naar ingrepen (figuur 7.1), werkt. Hoewel het hier om een voorbeeld gaat, zijn de resultaten hieronder wel realistisch.

Omdat de vraag zeehonden betreft is de beginsituatie in dit voorbeeld het schema ecologisch functioneren. Verder wordt verondersteld dat alle benodigde indicatoren en factoren berekend zijn met de gegevens van de T1 monitoring.
Figuur 7.7 A geeft de beginsituatie, het schema ecologisch functioneren. In Figuur 7.7 B is aangegeven dat het aantal zeehonden tijdens T1 is veranderd. In het voorbeeld is het niet van belang of dit een toename dan wel afname is.

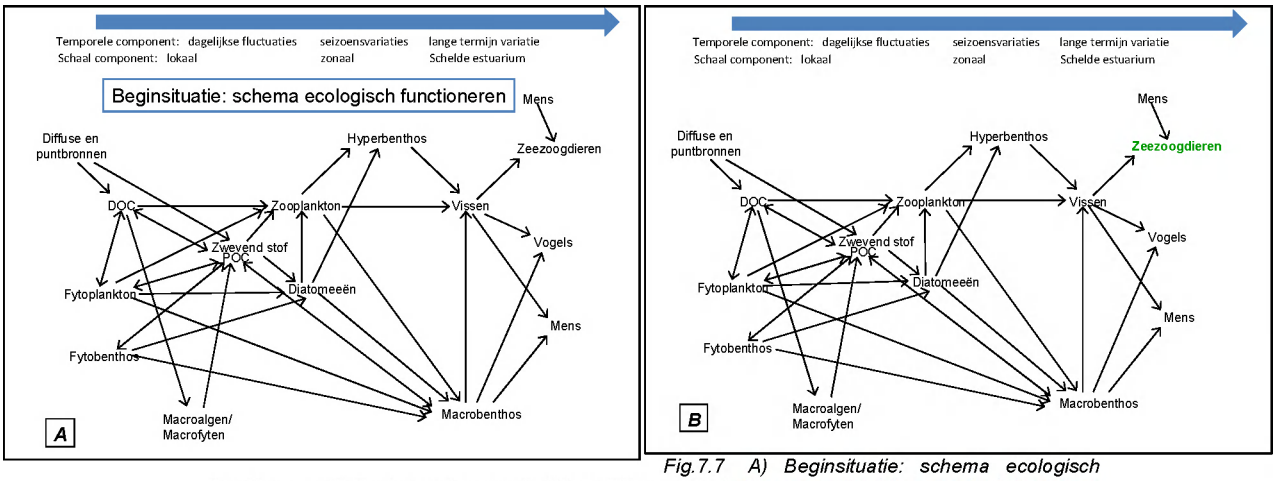


Fig.7.7 A) Beginsituatie: schema ecologisch functioneren B) Aantal zeehonden is tijdens T1 veranderd. Groen=toestand is veranderd (+ of -) => relatie (pos. of neg.) aantoonbaar ; Blauw=toestand is niet veranderd =>geen relatie aantoonbaar ; Rood=verandering is niet te bepalen

Als tweede stap wordt vervolgens gekeken naar de resultaten voor de factoren die het aantal zeehonden bepalen. Het resultaat hiervan staat in Figuur 7.7c.
Er zijn dan primair twee mogelijkheden:

- de oorzaak ligt buiten het systeem (bijvoorbeeld in de Deltawateren). In dit geval kan niet worden vastgesteld of dit zo is.
- de oorzaak ligt in het systeem. Hiervan kan gezegd worden dat de oorzaak niet habitatbeschikbaarheid is. Het kan wel voedselgebrek of –bereikbaarheid zijn. In dit voorbeeld kan niet worden bepaald of verontreinigingen of verstoring door de mens oorzaak is.

Het resultaat van figuur 7.7C verwerkt in figuur 7.7B geeft figuur 7.7 D.
Vanwege de relatie met vissen wordt vervolgens naar de factoren voor vissen gekeken.

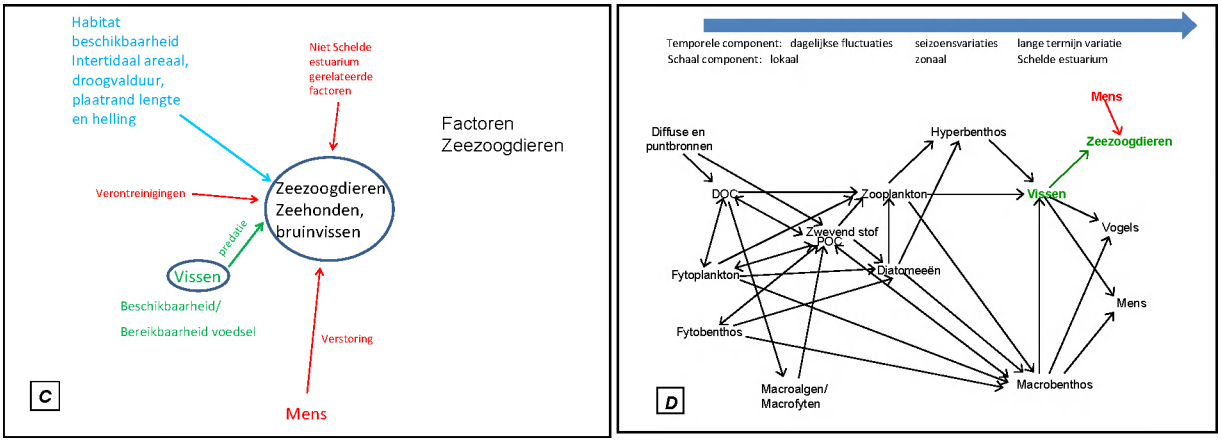


Fig.7.7 C) Evaluatie zoogdieren: beschouwde factoren D) Beeld na evaluatie zeezoogdieren. Groen=toestand is veranderd (+ of -) => relatie (pos. of neg.) aantoonbaar ; Blauw=toestand is niet veranderd =>geen relatie aantoonbaar ; Rood=verandering is niet te bepalen

Figuur 7.7E geeft de resultaten voor de factoren van vissen. Figuur 7.7E laat zien dat er geen relatie is met visserij of vogels. Hoewel macrobenthos is veranderd, is er geen relatie mee aan te tonen. Zooplankton is veranderd en er is (mogelijk) een relatie mee. Veranderingen in de fysico-chemie, zuurstof en temperatuur, zijn niet de oorzaak. De invloed van verontreinigingen, habitat beschikbaarheid en connectiviteit/bodemverstoring is niet te bepalen. Het resultaat van figuur 7.7E in figuur 7.7D geeft figuur 7.7F. Vanwege de relatie met zooplankton wordt vervolgens naar de factoren voor zooplankton gekeken.

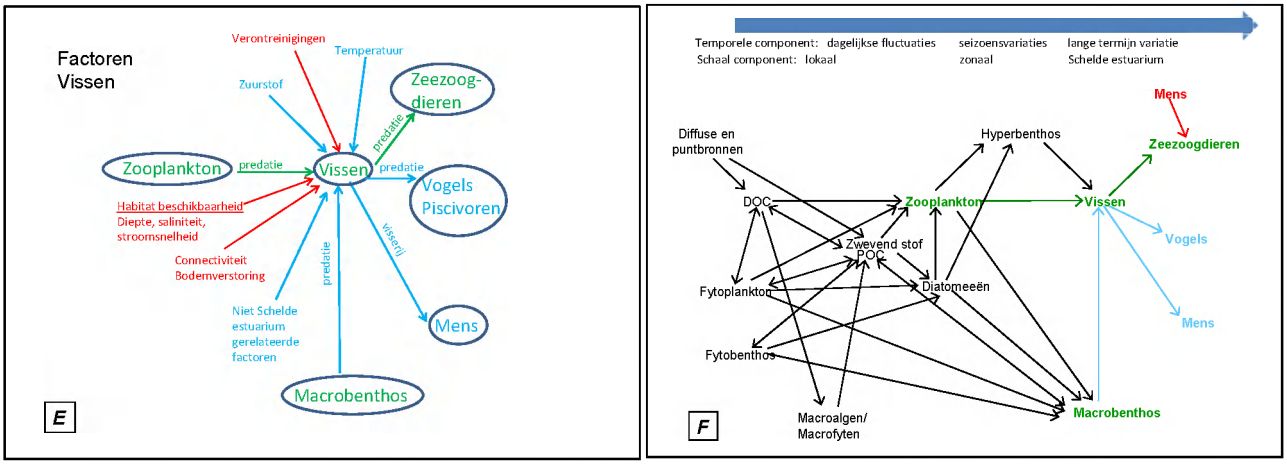


Fig.7.7 E) Evaluatie vissen: beschouwde factoren F) Beeld na evaluatie vissen. Groen=toestand is veranderd (+ of -) => relatie (pos. of neg.) aantoonbaar ; Blauw=toestand is niet veranderd =>geen relatie aantoonbaar ; Rood=verandering is niet te bepalen

Figuur 7.7G geeft de factoren voor zooplankton. Er is een relatie met fytoplankton en macrobenthos. De relatie met hyperbenthos is niet vast te stellen.
Er is een relatie aanwezig met doorzicht, niet met temperatuur of zuurstof. De invloed van verontreiniging en waterverblijftijd is niet vast te stellen. Het resultaat van figuur 7.7G in figuur 7.7F geeft figuur 7.7H. Vanwege de relatie met fytoplankton wordt vervolgens naar de factoren voor fytoplankton gekeken.

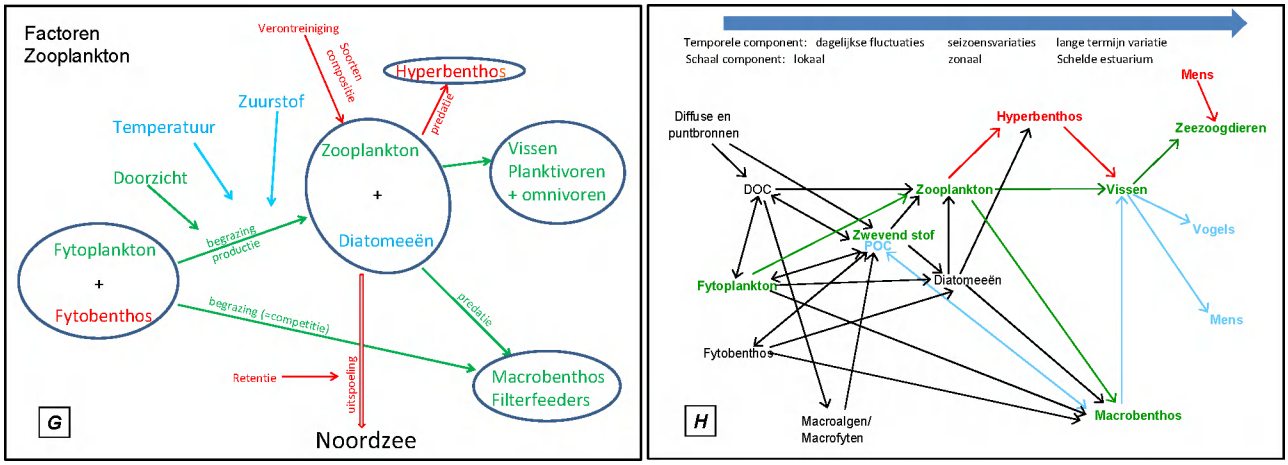


Fig.7.7 G) Evaluatie zooplankton: beschouwde factoren H) Beeld na evaluatie zooplankton. Groen=toestand is veranderd (+ of -) => relatie (pos. of neg.) aantoonbaar ; Blauw=toestand is niet veranderd =>geen relatie aantoonbaar ; Rood=verandering is niet te bepalen

Figuur 7.7I geeft de factoren voor plankton. Fytobenthos valt niet te bepalen. Stikstof en fosfor emissies zijn veranderd net als de primaire productie. De invloed van fytoplankton sterfte is niet te bepalen, net als de invloed van de waterverblijftijd. Er is invloed van saliniteitsveranderingen. Het resultaat van figuur 7.7I in figuur 7.7H geeft figuur 7.7J.

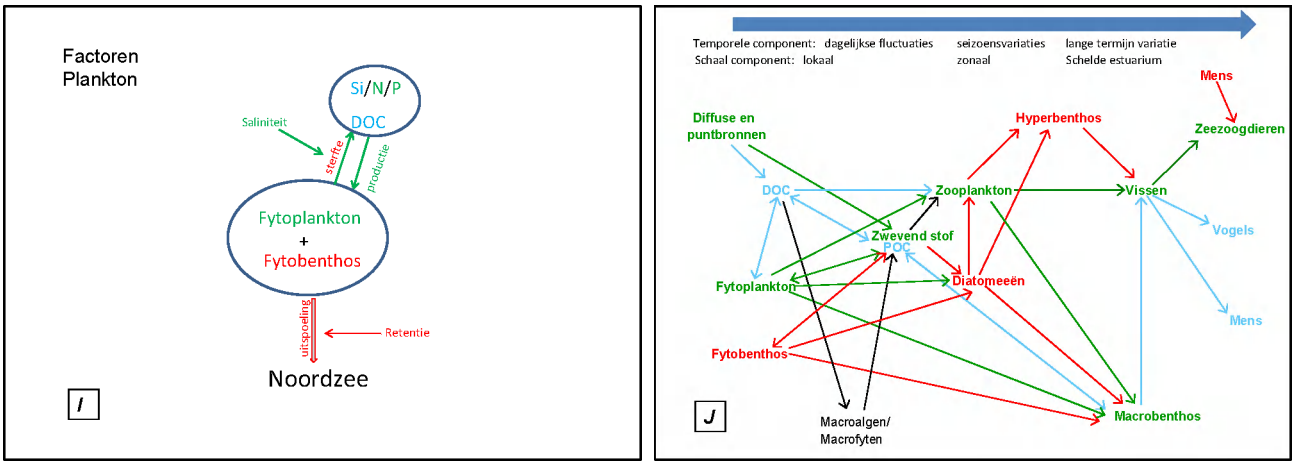


Fig.7.7 I) Evaluatie plankton: beschouwde factoren J) Beeld na evaluatie plankton. Groen=toestand is veranderd (+ of -) => relatie (pos. of neg.) aantoonbaar ; Blauw=toestand is niet veranderd =>geen relatie aantoonbaar ; Rood=verandering is niet te bepalen

Ten slotte kunnen uit de bovenstaande resultaten conclusie worden getrokken of hypothesis worden geformuleerd met betrekking tot de mogelijke oorzaken van de verandering in het aantal zeehonden. De conclusie bestaat daarbij naar verwachting altijd uit een drietal elementen: wat zijn mogelijke oorzaken, welke oorzaken zijn dat niet en welke mogelijke oorzaken zijn niet te evalueren.

Voor dit (hypothetische) voorbeeld leidt dit tot de volgende conclusies: .
1. De verandering in het aantal zeehonden komt door verandering van het zwevend stof/doorzicht (en daarmee het onderwaterlichtklimaat) en/of nutrienten die op hun beurt de primaire productie veranderen en uiteindelijk de hoeveelheid vis.

2. De verandering in het aantal zeehonden komt niet door visserij, de habitatbeschikbaarheid voor zeehonden, vogels, watertemperatuur en zuurstofgehalte. De rol van microfytobenthos, hyperbenthos en deels macrozoobenthos is (deels) onduidelijk.
3. De verandering van het aantal zeehonden door oorzaken buiten de Westerschelde valt niet uit te sluiten. Dit zelfde geldt voor effecten van verontreinigingen, menselijke verstoring en de veranderingen in de habitats voor vis in het estuarium.

Vervolgens zijn er twee wegen om bovenstaande (kwalitatieve) aanwijzingen (hypotheses) voor effecten van ingrepen en/of autonome ontwikkelingen verder te onderbouwen: statistische methoden en (model)berekeningen.
Een voorbeeld vanuit de statistiek is de (kwantitatieve) bepaling van de invloed (indirect eerste orde) van de tweede verruiming op de (gemeten afname van) laagwaterstanden met behulp van een Box-Jenkins-(tijdreeks-)analyse (Baggelaar en van der Meulen, 2007). Een voorbeeld van het gebruik van modellen is een model analyse om de rol die nutriënten en zoetwateraanvoer (waterretentie) spelen in de (gemeten verandering in de) eutrofiering nader te bepalen.

7.5 Literatuurlijst

Baggelaar, P.K.; van der Meulen, E.C.J.; van Eck, G.Th.M.; Twisk, F. (2006). Statistische validatie ecotopenkaarten Westerschelde. AMO-Icastat: Amstelveen, The Netherlands. 143 pp.

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

Schrijver, M.; Plancke, Y. (2008). Uitvoeringsplan MONEOS-T 2008 - 2018. Rijkswaterstaat Zeeland/Vlaamse Overheid. Departement voor Mobiliteit en Openbare Werken: Middelburg, Netherlands; Antwerpen, Belgium. 44 pp.

Walker, B., C. S. Holling, S. R. Carpenter, and A. Kinzig. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. Ecology and Society **9**(2): 5.

Walker BH, Anderies JM, Kinzig Ap, Ryan P. 2006. Exploring Resilience in Social-Ecological Systems Through Comparative Studies and Theory Development: Introduction to the Special Issue. Ecology and Society. 11(1): 12.

Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Hoofdstuk 8: Evaluatiemethodiek T0 rapport

8 Evaluatiemethodiek T0 rapport

8.1 T0 rapport

Doel(stelling) van (het) T0 (rapport) is het vaststellen van de huidige situatie en trends van het Schelde-estuarium, rekening houdend met evoluties, effecten van menselijke ingrepen en autonome ontwikkelingen. De T0 moet verder inhoudelijk en betreffende aanpak aansluiten bij de komende T1 evaluatie. Het motto van de T0 evaluatie is “leren uit het verleden voor de toekomst”. De T0 is hierdoor geen beleidsevaluatie, geen ingreep-effect evaluatie, geen systeemevaluatie *pur sang*.

8.2 Uitvoering

Vanuit de doelstelling van het T0 rapport kunnen een aantal opmerkingen gemaakt worden.

8.2.1 Gebruik gegevens

Een eerste keuze die gemaakt moet worden is met welke gegevens de T0 wordt opgesteld.
Er zijn “officiële” monitor gegevens (bijv: MWTL Nederland, VMM Vlaanderen) maar ook gegevens die niet- (bijv.: MOSES, universiteiten) of projectmatig zijn (bijv: MOVE). Eventueel kan eerst een breed overzicht gemaakt worden van de beschikbare gegevens of kan direct specifiek gezocht worden naar benodigde gegevens die in de “officiële” gegevens ontbreken. Bij de keuze wel of niet gebruiken spelen zaken als ruimte- en tijdschaal van de gegevens en betrouwbaarheid ook nog een rol. In principe is de wens zover mogelijk terug gaan in de tijd, voor zover er betrouwbare gegevens beschikbaar zijn.

8.2.2 Nadere keuze doelstelling T0 rapport

Na de keuze van de gegevens is bekend welke gedeeltes van de evaluatiemethodiek gebruikt kunnen worden. Vaak is dit duidelijk, soms zal dat minder duidelijk zijn. Dit laatste zal het geval zijn als bijvoorbeeld gegevens beschikbaar zijn vanuit een beperkte ruimte- en tijdschaal (ten opzichte van de gegevens tot aan T1). Een ander voorbeeld is als wel indicatoren berekend kunnen worden maar factoren niet. Een derde voorbeeld is als in andere kaders al veel aandacht wordt gegeven aan een bepaald onderwerp. Ook beleid- en beheersoverwegingen kunnen een rol spelen.

Een keuze wat de belangrijkste items voor het verleden zijn vanuit de toekomst kan ook helpen om de doelstelling nader te preciseren. Belangrijk is om vanuit het motto van T0 eventueel andere keuzes te maken. Een voorbeeld is om aan de historische vervuilingsproblematiek minder prioriteit te geven, omdat de vervuilingsproblematiek minder belangrijk zal zijn voor de T1 evaluatie.

De mogelijke keuzes om T0 verder af te bakenen betreffen globaal menselijke ingrepen, autonome ontwikkelingen, “natuurlijke” fluctuaties in tijd en ruimte en systeem functioneren. Voor menselijke ingrepen lijken verruiming, zandwinning, eutrofiëring en zoetwateraanvoer belangrijke aspecten omdat die naar verwachting de belangrijkste problemen in de toekomst zullen vormen. Voor autonome ontwikkeling kunnen invloed van getij en klimaat op veiligheid tegen overstroming genoemd worden. Kennis van “natuurlijke” fluctuaties in tijd en ruimte (voorbeelden zijn de 18,6 jaar getijcylus of cyclische morfologische fenomenen) is belangrijk omdat deze de onzekerheid in effecten

en systeemfunctioneren (veerkracht, draagkracht) in hoge mate bepalen. Doel van deze opsomming is om de randvoorwaarden voor het T0 rapport aan te scherpen opdat het T0 rapport optimaal aansluit bij het T1 rapport.

8.2.3 Uitvoering T0 rapport

De vraag is of de evaluatiemethodiek moet worden toegepast op de periode waarin alle benodigde monitorgegevens voor alle indicatoren beschikbaar zijn of op die periode waarover per indicator afzonderlijk monitor gegevens beschikbaar zijn. Slechts bij de eerste keuze kan een volledige systeemevaluatie plaatsvinden. Bij de tweede keuze kan slechts evaluatie van bepaalde onderdelen van het systeem plaatsvinden.
Kijken we globaal naar de beschikbare gegevens dan kan het volgende worden gezegd. Getij gegevens zijn er al meer dan 100 jaar. Na de tweede wereldoorlog zijn hier gegevens bijgekomen over het morfologische systeem, vanaf de jaren 1970 over het chemische en biologische systeem. Dit betekent dat een volledige systeemevaluatie slechts mogelijk is over de laatste decennia. Evaluaties van delen van het systeem zijn echter mogelijk over (veel) langere perioden. De evaluatie van het getij bijvoorbeeld is mogelijk over meer dan 100 jaar.
Om zoveel mogelijk ervaring op te doen met de evaluatiemethodiek lijkt de tweede keuze de beste. De T0 evaluatie bestaat hierbij uit een volledige systeemevaluatie over een relatief korte periode aangevuld met aanvullende zinvolle deelevaluaties over (veel) langere perioden. Een zinvolle deelevaluatie is bijvoorbeeld als hieruit inzicht wordt verkregen in “forcing functions” met invloed in recentere periodes.

Een ander aspect dat aandacht verdient is “continuïteit”. De resultaten voor T0 na toepassing van de evaluatiemethodiek kunnen anders zijn dan de resultaten verkregen met andere bestaande evaluatiemethoden. Dit aspect is van belang voor de verplichtingen uit vergunningen of EU-richtlijn evaluaties. Het zou in dat geval nuttig kunnen zijn om in T1 zowel de oude als nieuwe methodieken naast elkaar toe te passen.

8.2.4 Nevendoelen T0 rapport

De uitvoering van het T0 rapport zal in eerste plaats gericht zijn op het doel van het T0 rapport. Toch is het van belang om vooraf nevendoelen voor het T0 rapport te definiëren. Het belangrijkste nevendoel bij het maken van het T0 rapport is het leren toepassen van de evaluatiemethodiek (voor T1). De nevendoelen kunnen deels naast of na T0 worden gedaan of in andere kaders. De nevendoelen betreffen de volgende aspecten:

Verbeteren, aanvullen evaluatiemethodiek
Het T0 rapport kan dienen om de evaluatiemethodiek zelf te evalueren en daarna aan te vullen of te verbeteren. Een voorbeeld is het uitwerken van meer kwantitatieve methodieken om ingreep-effect relaties op te sporen. De toepassing van de evaluatiemethodiek voor T0 zal in eerste instantie vooral kwalitatief inzicht geven. Om dit inzicht meer kwantitatief te onderbouwen zullen geëigende statistiek en modellen moeten worden ingezet. Een voorbeeld is de Box-Jenkins-analyse van de laagwater gegevens met correctie voor de 18,6 jaar getijcyclus in MOVE om de grootte van het effect van de tweede verruiming op de laagwaterstanden kwantitatief te bepalen. De resultaten laten zien dat deze methodiek ook toepasbaar is voor T0 en T1. Door dit soort technieken in te zetten in T0 kan een geëigend, aanvullend instrumentarium worden opgebouwd voor toepassing in T1.
Een tweede voorbeeld betreft het vereenvoudigen van de evaluatiemethodiek. Een voorbeeld betreft factoren die wellicht weggelaten kunnen worden.
Ten slotte zal de T0 rapportage duidelijk kunnen aangeven waar er leemtes in kennis en monitoring bestaan.

Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Hoofdstuk 9: Aanbevelingen rond kennisleemtes en toekomstige monitoring

9 Aanbevelingen rond kennisleemtes en toekomstige monitoring

Dit hoofdstuk geeft de geconstateerde leemtes in de systeemmonitoring en aanbevelingen voor toekomstige kennisontwikkeling gericht op verbetering van de voorgestelde evaluatie.

9.1 Leemtes in systeemmonitoring

Prioriteit 1.

Er vindt nauwelijks monitoring plaats van de Vlakte van Raan. Zeker voor macrozoöbenthos en vissen is een uitbreiding van de monitoring naar de Vlakte van Raan zeer gewenst.

De zoöplanktonmonitoring wordt momenteel nog niet uitgevoerd in Nederland. Daar zijn ten minste 4 monitoringlocaties (conform de niveau 3 indeling; Vlakte van Raan, het polyhaliene en twee mesohaliene segmenten), die maandelijks en in de zomermaanden twee maal per maand worden bezocht, noodzakelijk. Ten tijde van de ontwikkeling van de evaluatiemethodiek is er wel een actie gestart om in de zoöplanktonmonitoring te voorzien. Mogelijk nog niet operatief (ook in de Vlaamse monitoring) is dat voor de evaluatiemethodiek het soortelijke gewicht en de populatie-opbouw voor *E. affinis* dient te worden bepaald.

Het is aangewezen na te gaan of bij bepaling van kokkelbestanden al andere schelpdieren worden meegenomen. Dit verbetert de evaluatie van Macrozoöbenthos.

Nagaan in hoeverre de in de huidige vissenmonitoring (schietfuik en boomkorbemonstering) meegetelde soorten van het hyperbenthos kunnen volstaan voor de uitvoering van de epi- en hyperbenthos monitoring (en of ze overal reeds mee worden geteld). Wellicht wordt hiermee slechts een beeld verkregen van de grijze garnalen en steurgarnalen, wat uitbreiding van de monitoring met hyperbenthische sledes wenselijk maakt voor bepaling van met name de aasgarnalen.

Voor de evaluatie Vissen is een uitbreiding van het schietfuiknetwerk naar Nederland gewenst. De ankerkuilvisserij-opnames dienen te worden uitgebreid met een opname in de oligohaliene zone. Het is ook wenselijk dat de gegevens van Wageningen IMARES voor een viertal meetlocaties in de Westerschelde beschikbaar komen. Voor de evaluatie zijn ook gegevens over de visserij in het Schelde-estuarium (tonnen opgeviste schelpdieren en vis in de Westerschelde) gewenst.

Zoogdiertellingen zouden best standaard recreatie activiteiten op en rond platen noteren.

Voor een goede evaluatie ontbreekt het aan toegankelijke gegevens omtrent ingrepen (onderhoudsbaggeren en zandwinning) in de Boven-Zeeschelde. Voor het gehele Schelde-systeem zou het overigens goed zijn wanneer er één portaal komt waar alle ingrepen, werkzaamheden, versterkingen en (pilot-)projecten worden vermeld, daar het in de praktijk blijkt dat niet alle instanties van elkaars activiteiten op de hoogte zijn en er geen compleet historisch overzicht beschikbaar is.

Voor een goede schatting van het aandeel gerealiseerde habitatdoelstelling zijn de oppervlaktes van de effectief uitgewerkte inrichtingsplannen nodig. Voor de bepaling van het habitatwaardige oppervlak is er nood aan afstemming aangaande de lokale staat van instandhouding (LSVI) beoordeling tussen Vlaanderen en Nederland.

Het dient bekeken te worden of er voor de Westerschelde een bestaande databank en een regelmatige actualisatie ervan is voor de oeverstructuur. Het wordt aanbevolen een 6-jaarlijke monitoring te doen van de oeverstructuur.

Een portaal dat op geïntegreerde wijze toegang geeft tot alle gegevens en dataproducten uit de systeemmonitoring is een belangrijk instrument voor een efficiënt verloop van de evaluaties.

Communicatie over de systeemmonitoring naar alle betrokkenen is gewenst en vergroot de bekendheid en het draagvlak voor de systeemmonitoring en evaluaties.

Prioriteit 2.

Het is nuttig om in de periode dat T0 wordt gemaakt in detail vast te stellen wat de verschillen zijn tussen het vastgestelde monitorprogramma en de benodigde temporele en ruimtelijke resolutie van de gegevens benodigd voor de evaluatiemethodiek op T1. Hiervoor kan o.a. gebruik worden gemaakt van de fiches van de evaluatiemethodiek en data fiches opgesteld door de O&M projectgroep Monitoring en Databeheer.

Voor de evaluatie zuurstof zijn permanente meetstations nodig in de Westerschelde.

Voor diversiteit habitats en de evaluaties met betrekking tot ecologisch functioneren is de periodiciteit van de ecotopenkaarten een punt van aandacht (idealiter zou er om de twee jaar maar minimaal om de 3 jaar een ecotopenkaart beschikbaar dienen te zijn).

Voor Macrozoöbenthos is een uitbreiding van de monitoring van schelpdieren in het ondiepe subtidaal gewenst, of er dient te worden negegaan in hoeverre de huidige macrozoöbenthos monitoring voldoet om een schatting van de schelpdierbestanden te kunnen maken.

Voor een gedege monitoring van het epi- en hyperbenthos is monitoring met de hyperbenthische slede (maaswijdte 1mm) in te zetten vanaf een boot of intertidaal met behulp van mankracht voort te slepen, gewenst.

Voor de evaluatie van zeezoogdieren is het bepalen van de factor beroepsvaarttrafic-onderwatergeluid voor de Westerschelde gewenst.

9.2 Aanbevelingen voor toekomstige kennisontwikkeling

Hydrodynamiek

De voorgestelde indicatoren voor het horizontaal getij vragen om een verdere ontwikkeling van het hydrodynamisch model dat de nodige afgeleide gegevens kan produceren en voor een aantal aspecten ook gebiedsdekkende informatie kan geven.

Voor het gebruik van het hydrodynamisch model bij toepassingen voor oa droogvalduur en debieten is er nood aan een verdere validatie van het model. Verder is een goede kennis of een gebiedsdekkend model van stroomsnelheden in Vlaanderen nodig voor het onderscheid hoog/laagdynamisch intertidaal/subtidaal en de ecologische validatie daarvan.

Aanvullend op het standaard monitoringprogramma lijkt een eenmalige meer gedetailleerde monitoring van de hydrodynamiek zinvol om zo een gebiedsdekkende calibratie en/of validatieset te genereren.

Morfodynamiek

De hydrodynamiek op grote schaal kan redelijk tot goed gemodelleerd worden, voor de morfodynamiek is dit slechts in beperkte mate het geval. De exacte invloed van de autonome ontwikkeling als bijvoorbeeld zeespiegelstijging en antropogene ingrepen als bijvoorbeeld inpoldering, baggeren en storten op de waargenomen ontwikkeling is nog niet gekend. Voor het afleiden van deze verbanden en effecten van ingrepen is toepassing van modellen in de toekomst zinvol. Voor een goede T1 evaluatie is deze kennis gewenst.

Het inzicht in de kleinschalige korte termijn ontwikkeling is minder groot dan het inzicht in de grootschalige lange termijn ontwikkeling. Met name voor het ecologisch relevante intergetijdengebied is er sprake van leemte in kennis. De grootschalige waterstanden zijn eenvoudiger af te leiden dan stroomsnelheden op plaatranden. Ook voor de grootschalige geulontwikkeling geldt dat deze eenvoudiger af te leiden is dan het sedimenttransport (en erosie en sedimentatiesnelheden) op specifieke plaatsen in de geul (bijvoorbeeld drempels).

Voor een goede doorvertaling van de ontwikkelingen in de macromorfologie naar ecologische effecten is het waarschijnlijk nodig om de koppeling via de mesomorfologie beter in beeld te brengen. Tijdens de T0 moet bekeken worden of de koppeling voldoende is en zo niet, welke mesomorfologische aspecten verder belicht moeten worden.

Ontwikkeling van eenduidige streefwaarden voor het behoud van fysieke systeemkenmerken in het Schelde estuarium.

Om de gehele systeemwerking in beeld te brengen (dus niet enkel de indicatoren, maar ook de factoren, causale verbanden en effecten van ingrepen) lijkt ook hier een (één- of meerdermalige) meer gedetailleerde monitoring van de morfodynamiek zinvol. Deze kan gebruikt worden voor verdere ontwikkeling, calibratie en validatie van morfodynamische modellen.

In het kader van LTV O&M is in de afgelopen jaren gewerkt aan de ontwikkeling van een slibmodel. Dit slibmodel, en het achterliggende hydrodynamische model, is voor een aantal indicatoren / factoren toepasbaar in de evaluatie.

Overige

Voor Vissen, Macrozoöbenthos en Hyperbenthos dienen voor bepaalde delen van het estuarium nog referentie (streef)waarden voor een aantal indicatoren te worden bepaald. Dit geldt ook voor saliniteit.

Voor vissen zijn momenteel een groot aantal indicatoren voorgesteld gezien hun belangrijke signaalfunctie. Juist door het grote aantal gebruikersfuncties, benodigdheden, levensstrategieën en gevoeligheden van de vissoorten kan de combinatie van een behoorlijk aantal indicatoren voor vissen een goede beoordeling van het ecosysteem functioneren opleveren. Het beoordelen van al deze indicatoren vergt geen extra monitoring of meetinspanning, er wordt dan ook voorgesteld om ze voorlopig allemaal te behouden. Voor de eenvoud kan in een later stadium het aantal indicatoren eventueel gereduceerd worden na analyse van de eerste resultaten op redundantie.

De evaluaties voor indicatoren Saliniteit, Nutriënten en Zuurstof vragen om een verdere uitwerking van het ecosysteemmodel dat de hydrologie en fysico-chemie inclusief primaire productie en begrazing door zoöplankton beschrijft.

Wat de ecotopen betreft zou het mogelijk zinvol zijn (andere) methode(n) te ontwikkelen voor het bepalen van het hoog/laagdynamisch met name in het intergetijdengebied. Ook is belangrijk vast te stellen of er verschil is tussen ondiep laagdynamisch sublitoraal en diep laagdynamisch sublitoraal en de relatie te bepalen tussen laagdynamisch sublitoraal en het aangrenzende hoog- en laagdynamische litoraal. Ten slotte is validatie van de ecotopenkaart een belangrijk onderdeel van de ecotopenkartering. Er is een verschil in definitie voor het ondiep water : ZES hanteert de maat -5m NAP en GLWS; Vlaams ecotopenstelsel hanteert de maat -2m onder GLWS tot GLWS als definitie. Dit slechts als voorbeeld; in het algemeen is verdere afstemming noodzakelijk (bv. ook schorecotopen).

Voor de evaluatie van de pioniersvegetaties is het aan te bevelen om te onderzoeken of het nodig is om een onderscheid te maken tussen pioniers aan de waterkant en pioniers in de schorkommen. Beide pioniersvegetaties zijn gerelateerd aan andere condities. Terwijl de pioniers aan waterkant eerder de dynamiek weerspiegelen zijn de pioniers in kommen van het schor eerder gelimiteerd door waterstress. Het moet nader onderzocht worden of een opdeling van de schorecotopen moet verfijnd worden om dit te ondervangen. Het bijstellen van deze indeling kan de indicator voor habitatdynamiek scherper stellen.

Het dient verder onderzocht te worden welke habitattypes zich ontwikkelen in GGG's: ontwikkelen zich estuariene natura2000 habitattypen? Zijn de schorecotopen ook geldig in GGG's?

Er kan worden bekeken of in de toekomst de primaire productie op een aantal locatie continu kan worden gemonitored door middel van FRRF opstellingen. Het is aan te bevelen deze techniek parallel aan de C14-metingen te ontwikkelen, zodat er eventueel op termijn kan worden overgeschakeld.

Met betrekking tot het microfytobenthos zijn vooralsnog voor de monitoring cel-tellingen voorzien in combinatie met de C14 methodiek. Op termijn zouden ook hier actieve fluorescentietechnieken (bv. PAM) of toepassing van spectrale reflectie (nDVI) de monitoring kunnen optimaliseren. Het valt dan ook aan te bevelen beiden sporen verder te ontwikkelen parallel aan de voorgestelde monitoring.

De evaluatie met betrekking tot de Primaire Productie maakt gebruik van markerpigmenten. Vooralsnog is het onderscheiden van functionele groepen nog geen onderdeel van de monitoring en kunnen slechts gegevens over diatomeeën worden verkregen via cel-tellingen. Deze zouden op termijn kunnen worden bepaald door een verfijning van de HPLC-chlorofyl-analyse, in combinatie met analyse van de pigment-verhoudingen met daarvoor ontwikkelde programmatuur (zoals Chemtax).

De evaluatie met betrekking tot de schorbuffercapaciteit in de Si-recyclage als onderdeel van de evaluatie Macrofyten zou kunnen worden aangescherpt. Momenteel wordt er geen onderscheid gemaakt in het type schor en wordt slechts het totale oppervlak geëvalueerd. Het zou goed zijn om in de toekomst onderscheid te maken in types schor (verschillen in bijdragen van verschillende vegetatie types), en in de positionering van het schor langs de lengte-as van het Schelde-systeem, omdat dit grote consequenties heeft voor de doorvertaling van Si naar het voedselweb. Daarmee zou een formule voor schorbuffercapaciteit kunnen worden ontwikkeld die aangeeft of er ontwikkeling in de richting van een streefwaarde plaats vindt.

Veelbelovend voor bepaling van de secundaire productie is bepaling van de chitobiase-concentraties in de waterkolom (een enzym wat vrij komt bij de vervelling van Crustaceeën). De chitobiase-concentratie zal in de praktijk in het Schelde-systeem dus indicatief zijn voor de aanwezigheid van copepoden, garnalen en kleine krab- en kreeftachtigen. Voor inzet van deze methodiek in de evaluatie dient te worden onderzocht in hoeverre de in de Noordzee waardevol gebleken methode zich houdt in

estuaria waar men te maken heeft met verschillende saliniteiten en een zeegaande waterkolom. Eveneens is enigzins complicerend dat de potentiele indicator indicatie is voor organismen uit zowel het zoöplankton, het epi- en hyperbenthos en het macrozoöbenthos.

Er dient te worden nagegaan hoe de schietfuik en boomkor- en ankerkuilbemonsteringen zich tot elkaar verhouden. Daarvoor is het wenselijk om het schietfuiknetwerk uit te breiden naar Nederland. Te meer dat daarmee ook monitoring in het voor- en najaar zou kunnen plaatsvinden, daar waar de boomkorbemonstering slechts in het najaar wordt uitgevoerd.

Er dient teworden bepaald in hoeverre de voledige geïntegreerde BEQI-methodologie, gehanteerd in de macrozoöbenthos evaluatie, kan worden uitgebreid naar Vlaanderen en daar voldoet als indicator. Onderdelen van BEQI (dichtheden, biomassa, soortenrijkdom) zullen in Vlaanderen zeker zonder probleem kunnen worden toegepast, maar het is mogelijk dat een andere diversiteitsindicator (dan similariteit) dient te worden toegepast bij het ontbreken van een geschikte referentie. Verder dient te worden geëvalueerd hoe de Oligochaetenindex (IOBS) en de BEQI-indicatoren zich tot elkaar verhouden in het Vlaamse gedeelte nu de waterkwaliteit lijkt te verbeteren.

Er dient te worden bekeken of er momenteel sprake is van een optimale verdeling van het aantal macrozoöbenthosmonsters over de te bemonsteren ecotopen en/of fysiotopen rekening houdende met de aanwezige variatie in bodemdiergemeenschappen (met behulp van power analyses). Gezien het feit dat voor een groot aantal ecotopen de bemonsteringsintensiteit momenteel minimaal is bij een 6-jaarlijkse evaluatie, kan herschikking van de bemonstering een monitoringprogramma opleveren wat bij dezelfde inspanningen meer ‘power’ oplevert. Uitbreiding van het te nemen aantal monsters kan gewenst zijn; het mogelijk maken van een 3-jaarlijkse evaluatie (aansluitend bij een ecotopenkaart die eens in de 3 jaar zou dienen te verschijnen) zou de indicatiewaarde substantieel vergroten.

Er dient te worden nagegaan wat het schelpdieren aanbod dient te zijn in het ondiepe subtidaal om een geschikt foerageergebied voor platvissen te vormen. De huidige gehanteerde formule is wellicht werkbaar voor trend- en trendbreukanalyses, maar het staven van omrekenfactoren kan de indicator aanscherpen.

Er is nood aan bijkomende kennis betreffende de voedselkeuze van vogels in het Schelde-estuarium. Voor de verfijning van de indicator is het nodig de voedselkeuze (vooral van omnivoren) regelmatig te controleren. De omnivoor kan zich op korte termijn anders gaan gedragen en een signaal geven voor een andere voedselgilde. Er dient bijkomend onderzoek te gebeuren naar de voornaamste factoren die van invloed zijn op de vogelaantallen.

Mogelijk dat in de toekomst voor het tellen van bruinvissen gebruik kan worden gemaakt van sonar (CPOD); een techniek waarmee al is getest in de Oosterschelde.

Evaluatiemethodiek systeemmonitoring Schelde-estuarium

Bijlage 1: Indicatoren, factoren, streefwaarden en bestaande normen

OVERZICHTSTABEL: INDICATOREN, FACTOREN, STREEFWAARDEN EN BESTAANDE NORMEN

Hydro- en morfodynamiek

Indicator	Factoren	Streefwaarde	Normen en richtlijnen uit wettelijke bepalingen en bestaande beoordelingskaders
Morfodynamiek - Geuldimensies: • verandering watervolume van geulen • verandering gemiddelde diepte van geulen verandering in areaal ondiepwater Morfodynamiek - Plaatdimensies: • verandering in plaatomtrek • verandering in areaal intergetijdengebied op platen Morfodynamiek - Oeverdimensies: • Verandering in lengte van de oevers • Verandering in areaal intergetijdengebied op oevers	Erosie en sedimentatie Verschijningsvorm van geulen en platen (het relatief areaal intergetijdengebied, de breedte-diepteverhouding van een bochtgroep, de verhouding tussen de diepte bij hoogwater en laagwater, zandbalans) Evenwicht van geulen (gemiddelde geuldiepte en ratio, erosie-sedimentatiesnelheden, bruto sedimenttransportcapaciteit, DTV/Ac, Stortcapaciteit, Volumina ingrepen) Aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen (Akg/Amc, looptijdenverval, erosie en sedimentatie snelheden, migratiesnelheden)	Er bestaan nog geen eenduidige streefwaarden voor het behoud van de fysieke systeemkenmerken. Een afname, en met name een versterkte afname, van de volgende indicatoren wordt als ongunstig beoordeeld: • Watervolume van de nevengeulen • Gemiddelde diepte van de nevengeulen • Plaatomtrek • Oeverlengte Areaal intergetijdengebied	LTV - Fysieke systeemkenmerken*
Hydrodynamiek - Hoogwaterstand: • gemiddeld (Jaargemiddeld hoogwater voor gemiddeld tij, springtij en doodtij en jaargemiddelde waterstand) • extreem (hoogste hoogwater en extreem hoogwater met 10%, 5% en 1% overschrijding) • Golfhoogte Hydrodynamiek - Snelheden: • de maximale eb- en vloedstroomsnelheid	Geometrie (breedte, lengte, convergentie) Bathymetrie (diepte, watervolume geulen, watervolume intergetijdengebied, golven) Forcering (astronomisch getij, rivierafvoer, meteorologie)	Het toetsen van de waterkering aan de wettelijke veiligheidsnorm vormt geen onderdeel van deze systeem evaluatie. Wel kunnen de volgende ontwikkelingen als ongunstig voor het handhaven van de maximale veiligheid beoordeeld worden: • Een toename van de hoogwaterstanden, met name een toename groter dan de zeespiegelstijging (vergelijking met een referentiestation buiten het estuarium). • Een (initiële) toename van de stroomsnelheden, met name een toename groter dan de toename welke het gevolg is van een grotere getijslag in de	LTV - Veiligheid*

		mond van het estuarium. Een toename van golfhoogte, met name een versterkte toename ten opzichte van de toename in de monding.	
Hydrodynamiek - Laagwaterstand: • gemiddeld (Jaargemiddeld laagwater voor gemiddeld tij, springtij en doodtij en Jaargemiddelde waterstand) • extreem (hoogste hoogwater en extreem hoogwater met 10%, 5% en 1% overschrijding)		De volgende ontwikkelingen kunnen als ongunstig voor het handhaven van de optimale toegankelijkheid beoordeeld worden: • Verlaging van de laagwaterstanden net als toename van de voortplantingsnelheid van het getij en vervorming van de getijcurve. • Afname van de vaargeuldiepte (m.n. op drempels). • Toename van het baggervolume. • Een (initiële) toename van de stroomsnelheden, met name een toename groter dan de toename welke het gevolg is van een grotere getijslag in de mond van het estuarium, om het bemoeilijken van de scheepvaart te voorkomen.	LTV- Toegankelijkheid*
Hydrodynamiek - Waterstanden (tijdvenster): • Voortplantingssnelheid laagwater en hoogwater • Vorm van getijcurve			
Morfodynamiek - Vaargeuldiepte: • Gemiddelde geuldiepte • Minimale geuldiepte	Erosie en sedimentatie Verschijningsvorm van geulen en platen (het relatief areaal intergetijdengebied, de breedte-diepteverhouding van een bochtgroep, de verhouding tussen de diepte bij hoogwater en laagwater, zandbalans) Evenwicht van geulen (gemiddelde geuldiepte en ratio, erosie-sedimentatiesnelheden, bruto sedimenttransportcapaciteit, DTV/Ac, Stortcapaciteit, Volumina ingrepen) Aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen (Akg/Amc, looptijdenverval, erosie en sedimentatie snelheden, migratiesnelheden)		
Ingrepen: • Totale baggervolume • Baggervolume op drempels			

*Voor het thema hydro- en morfodynamiek is er niet echt sprake van normen en richtlijnen uit wettelijke bepalingen en bestaande beoordelingskaders. Wel kaderen de indicatoren in het behoud van de functies beschreven in de langetermijnvisie van het Schelde-estuarium (LTV).

Fysico Chemie

Indicator	Factoren	Streefwaarde	Normen en richtlijnen uit wettelijke bepalingen en bestaande beoordelingskaders (LTV, OS, KRW, IHD, natura2000,…)
Zuurstof: Dagminimum zuurstof	**-Vanuit Fysico chemie**: temperatuur, licht, nutrienten **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** Saliniteit, stroomsnelheden **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	Winter: > 6 mg/l zuurstof Zomer: > 5 mg/l (brakke zone: 90% norm 5 mg/l en 2,5mg/l absoluut min)	IHD; min zuurstofnorm 5mg/l voor overleven alle doelsoorten.Soortenlijst mariene, estuariene (Breine 2009, tabel C, IHD, blz. 164-166) en zoetwatervissoorten (IHD, blz 171) in de Schelde. **IHD:** Rekening houdend met soortspecifieke migratieperiodes en zwemcapaciteiten wordt in de IHD **6 mg l^{-1} als wekelijks gemiddelde** aangehouden in het pelagiaal **tussen 1 november en 30 april**, aangezien zalm-achtigen en rondbekken in deze tijd migreren. Tussen 1 mei en 30 oktober is deze minimale waarde in het pelagiaal verlaagd tot een wekelijks gemiddelde van **5 mg l^{-1}**. **KRW België:** normen voor oppervlaktewater met de functie viswater in België: 50% van de metingen 8 mg l^{-1} moet tonen (richtlijn), en 100% 5 mg l^{-1}(richtlijn voor karper-achtigen). 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 zalm-achtigen 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. **KRW Nederland:** schrijft een Viswaterrichtlijn (EG. Nederland 2006) voor. Water met als functie viswater voor zalm-achtigen 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. Viswater voor karper-achtigen 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 percentiel waarde 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. **BPWS 1998**: doelstelling korte termijn in het overgangsgebied
Zuurstof: Maandgemiddelde dagminimum zuurstof	**-Vanuit Fysico chemie**: temperatuur, licht, nutrienten **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** Saliniteit, stroomsnelheden **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	Geen daling van maandgemiddelde dagminima ten opzichte van de waarden van dezelfde maand in de voorbije jaren	
Zuurstof: Maandminimum zuurstof	**-Vanuit Fysico chemie**: temperatuur, licht, nutrienten **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** Saliniteit, stroomsnelheden **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	Geen daling van maandminimum ten opzichte van de waarden van dezelfde maand in de voorbije jaren (in kinderkamergebieden + nieuwe gebieden dr ontpolderingen, GGG's: 6 mg/l absoluut minimum)	

			rivier-estuarium een absolute norm voor het zuurstofgehalte van het water van 5 mg/l. De doelstelling voor middellange termijn voor in de rivier, het overgangsgebied en de Westerschelde is de natuurlijke referentiewaardde (5 mg/l) te benaderen.
Nutriënten en organische belasting: Stikstof zuurstofvraag (zeer snel opneembare stikstoffractie) (FastNOD)	**-Vanuit Fysico chemie**: aanvoer vanuit bekken, temperatuur, licht, zuurstof **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** debieten **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	FastNOD < 2 mg/l	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 snelafbreekbare fractie deze waarde aanneemt, leidt dit onmiddellijk tot zuurstofproblemen. Daarom wordt hier gesteld dat de snelafbreekbare fractie maximaal 1/3 mag zijn van de BOD.
Nutriënten en organische belasting: Stikstof zuurstofvraag (traag omzetbare stikstoffractie) (SlowNOD)	**-Vanuit Fysico chemie**: aanvoer vanuit bekken, temperatuur, licht, zuurstof **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** debieten **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	Daling SlowNOD is positief	Hierover is de kennis nog zeer beperkt. Een beoordelingskader is nog niet voorhanden, maar een daling kan als positief beschouwd worden.
Nutriënten en organische belasting: Biochemische zuurstofvraag (BOD-C)	**-Vanuit Fysico chemie**: aanvoer vanuit bekken, temperatuur, licht, zuurstof **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** debieten **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	BOD< 6mg/l	**KRW België:** 6 mg/l norm voor BOD
Nutriënten en organische belasting: Totale vracht aan opgeloste organische stikstof (TDIN) en fosfor (P)	**-Vanuit Fysico chemie**: aanvoer vanuit bekken, temperatuur, licht, zuurstof **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** debieten **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	Maximale TDIN-flux vanuit Schelde: 20 kiloton/jaar.	/
Nutriënten en organische belasting: Opgeloste silicium (Dsi)	**-Vanuit Fysico chemie**: aanvoer vanuit bekken, temperatuur, licht, zuurstof **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** debieten	DSi maximaal 2 maanden < 0.01 mM	/

	-Vanuit Ecologisch functioneren: bacteriële biomassa, chla, primaire productie		
Nutriënten en organische belasting: Indicator of Coastal Eutrofication Potential - biogeen silicium (ICEP-DSi) en biogeen + opgelost silicium (ICEP-TSi)	**-Vanuit Fysico chemie**: aanvoer vanuit bekken, temperatuur, licht, zuurstof **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** debieten **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	ICEP-DSi <0	/
Nutriënten en organische belasting: Nitriet (NO2-)	**-Vanuit Fysico chemie**: aanvoer vanuit bekken, temperatuur, licht, zuurstof **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** debieten **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	NO_2^--N < 0.03 mg/l	
Nutriënten en organische belasting: Ammoniak (NH3-N)	**-Vanuit Fysico chemie**: aanvoer vanuit bekken, temperatuur, licht, zuurstof **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** debieten **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	NH_3-N < 0.025 mg/l	
Lichtklimaat: Jaargemiddelde en zesjaarlijks gemiddelde eufotische diepte	**-Vanuit Fysico chemie**: aanvoer uit bekken **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** Saliniteit, stroomsnelheden, diepte **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chl a,	Zesjaarlijks gemiddelde eufotische diepte stijgt; Jaarlijks gemiddelde eufotische diepte > zesjaarlijk gemiddelde -15%	**IHD:** *"Hoewel er geen hard bewijs is dat het lichtklimaat vroeger beter was dan vandaag, zijn er verschillende indicaties dat het lichtklimaat vroeger beter kan geweest zijn. Daarom zijn maatregelen nodig die het lichtklimaat verbeteren. Het temperen van de hydrodynamiek is, samen met het beperken van erosie in het bekken, het meest aangewezen."* *"Er zijn dus indicaties dat momenteel het lichtklimaat inderdaad is afgenomen omdat het systeem dieper en troebeler is geworden. Ondanks het feit dat geen kwantificerende IHD voor lichtklimaat konden worden afgeleid, kunnen wel sturende criteria worden opgegeven, zoals:* *- de troebelheid van het systeem mag jaargemiddeld niet vergroten* *- de verhouding fotische diepte op mengdiepte mag jaargemiddeld niet afnemen.*
Lichtklimaat: Maximale en minimale eufotische diepte per jaar	**-Vanuit Fysico chemie**: aanvoer vanuit bekken, temperatuur, licht, zuurstof **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** debieten **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	Criteria dienen modelmatig te worden opgesteld	
Lichtklimaat: Jaargemiddelde en	**-Vanuit Fysico chemie**: aanvoer	Zesjaarlijks gemiddelde lichtlimitatie daalt;	

zesjaarlijks gemiddelde lichtlimitatie	vanuit bekken, temperatuur, licht, zuurstof **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** debieten **-Vanuit Ecologisch functioneren:** bacteriële biomassa, chla, primaire productie	Jaarlijks gemiddelde lichtlimitatie < zesjaarlijk gemiddelde + 15%	*Troebelheid en fotische diepte zijn lastige parameters om trends op te bepalen.* *Daarom kan het criterium ook geformuleerd worden naar sturende factoren o.a.:* *- de asymmetrie van de tijcurve mag niet meer vergroten dan wat het gevolg is van de stijging van de zeespiegel en de natuurlijke daling van de zeebodem. "* Voor overgangswateren (O_2) zijn getalswaarden gesteld voor doorzicht Goed Ecologisch Toestand, namelijk minimaal 0,2 m en maximaal 0,5 meter. Deze getalswaarden slaan op Z_{secchi}, omgerekend komt het neer op minimaal 33 cm, maximaal 125 cm eufotische diepte (Evers, 2006)
Temperatuur: Dagmaximum temperatuur	Atmosferische condities Warmtelozingen Debieten	Dagmaximum temperatuur < 28°C	Voor temperatuur bestaan reeds verschillende wettelijke kaders met bijbehorende criteria en normen. **KRW** is de norm voor maximale temperatuur voor een goede ecologische toestand in grote rivieren gesteld op 25°C, voor kust- en overgangswateren op 25 °C (Evers et al., 2007). Het RIVM adviseert ook een maximale temperatuur van 25°C, met in het voorjaar (april en mei) 20°C om migratie, reproductie en groei van flora en fauna niet in gevaar te brengen. Viswateren dienen de norm van 21,5 °C (water voor zalm-achtigen) en 28 °C (water voor karper-achtigen) niet te overschrijden (Viswaterrichtlijn EG voor Nederland2006). Daarbij wordt een temperatuurnorm van 10 °C gesteld voor wateren waarin soorten kunnen voorkomen (bijvoorbeeld salmoniden) die koud water nodig hebben voor hun voortplanting , gedurende deze voortplantingsperiode. In 2% van de gevallen mogen deze temperatuurnormen overschreden worden. Ook in België wordt het onderscheid gemaakt tussen viswateren voor zalm- of karperachtigen, echter in het Vlaams gewest zijn geen oppervlaktewateren aangeduid als bestemd voor zalmachtigen.
Temperatuur: Seizoensgemiddelden temperatuur	Atmosferische condities Warmtelozingen Debieten	Winter: seizoensgemiddelde temperatuur < 8°C Lente: seizoensgemiddelde temperatuur < 5°C Zomer: seizoensgemiddelde temperatuur < 21.5°C Herfst: seizoensgemiddelde temperatuur < 15°C	
Temperatuur: Minimum temperatuur winter	Atmosferische condities Warmtelozingen Debieten	/	

			VLAREMII: Verhoging van maximaal 3 graden met een absolute norm van ≤25°C. Algemeen voor oppervlaktewater bestemd voor schelpdieren: max 3 °C boven natuurlijke waarde. **KRW en VLAREMII:** Oppervlaktewateren met de functie drinkwaterproductie hebben een temperatuurlimiet van 25°C . Bindende waarde
Saliniteit/ specifieke geleidbaarheid: Stratificatie	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** Afvoerdebiet, getij, stroomsnelheden, diepte	Stratificatie ongewenst	**KRW België**: Geleidingsvermogen 90% <1000 µS/cm
Saliniteit/ specifieke geleidbaarheid: Seizoensgemiddelde saliniteit in zout/Seizoensgemiddelde geleidbaarheid in brak en zoet	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** Afvoerdebiet, getij, stroomsnelheden, diepte	Stijging zesjaarlijkse seizoensgemiddelde saliniteit niet gewenst	
Saliniteit/ specifieke geleidbaarheid: Geleidbaarheidsgradiënt	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** Afvoerdebiet, getij, stroomsnelheden, diepte	Toename van saliniteits/geleidbaarheidsgradiënt is nadelig	
Saliniteit/ specifieke geleidbaarheid: Geleidbaarheidsschommelingen	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** Afvoerdebiet, getij, stroomsnelheden, diepte	Plotse geleidsbaarheidsschommelingen veroorzaken stress	
Toxische stoffen: Chemische waterkwaliteit	Aanvoer vanuit bekken Vrijstelling uit bodem		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. De KRW kent twee typen milieunormen (Environmental Quality

			Standards, EQS): 1. jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm: een norm voor de chronische blootstelling van het aquatisch ecosysteem (AA, annual average of MPC maximum permissible concentration of JG-MKN) 2. een norm die moet beschermen tegen kortdurende blootstelling, piekconcentraties (MAC maximum acceptable concentration). Wanneer de AA of CAM overschreden wordt, wordt de concentratie van de bepaalde toxische stof een negatief oordeel.
Toxische stoffen: Waterbodemkwaliteit	Aanvoer vanuit bekken Vrijstelling uit bodem	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	Baggerspecie dat niet voldoet aan de ZBT voor zoute wateren mag niet worden teruggestort in de Westerschelde. Voor de waterbodemkwaliteit in het Schelde-estuarium zijn geen streefcijfers beschikbaar.
Toxische stoffen: Zwemwaterkwaliteit	Aanvoer vanuit bekken Vrijstelling uit bodem		Zwemwaterrichtlijn (76/160/EEG, vervalt na december 2014): alle Europese zwemwateren voldoen tegen 1986 aan de minimumnorm. Herziene Zwemwaterrichtlijn (2006/7/EG): alle Europese zwemwateren (en dus ook deze in het Schelde-estuarium) voldoen minimaal aan de kwaliteitsklasse 'aanvaardbaar' tegen 2015.
Toxische stoffen: Milieuverontreingende stoffen in het voedselweb	Aanvoer vanuit bekken Vrijstelling uit bodem		Op dit moment bestaan er heel wat verschillende normen voor verontreinigende stoffen in levende organismen. In de Kaderrichtlijn Water werden milieukwaliteitsnormen vastgelegd voor kwik (en verbindingen), hexachloorbenzeen en hexachloorbutadieen in het weefsel van prooidieren zoals vissen, schaal- en weekdieren. Er bestaan ook 'No Observed Effect Concentrations' voor specifieke stoffen in bepaalde organismen: de hoogste concentratie van een stof in het weefsel van een organisme waarbij nog geen (negatieve) effecten worden waargenomen. Voor bepaalde milieuverontreinigende stoffen in biota hebben de normen betrekking op de voedselveiligheid: dit zijn de zogenaamde consumptienormen (bv. cadmium, dioxines in

			visserijproducten). Vlaanderen heeft voor de milieuverontreinigende stoffen in paling (*Anguilla anguilla*), die worden opgevolgd in het palingpolluentenmeetnet, referentiewaarden vastgelegd, en vier afwijkingsklassen t.o.v. die referentiewaarden bepaald (niet afwijkend, licht afwijkend, afwijkend en sterk afwijkend). De referentiewaarden worden beschouwd als de concentratie van een bepaalde stof in het weefsel van palingen bij een niet verontreinigd leefmilieu.

Ecologisch functioneren/Diversiteit Soorten

Indicator	Factoren	Streefwaarde	Normen en richtlijnen uit wettelijke bepalingen en bestaande beoordelingskaders
Primaire Productie (fytoplankton & fytobenthos): Chlorofyl-a-concentratie fytoplankton	**-Vanuit Fysico chemie**: doorzicht, totaal P waterkolom, totaal N waterkololm, Dsi, P/DSi verhouding, N/DSi verhouding, gemiddelde temperatuur, duur periode met temperatuur boven 12°C, datum temperatuur boven 12°C, gemiddelde saliniteit **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** waterretentie **-Vanuit Diversiteit habitats:** areaal zoet, oligohalien, mesohalien,polyhalien, euhalien (begrenzingen bij saliniteit van 0.5, 5.4, 18 en 30) = eco-/fysiotopenkaart	Een toename in de primaire productie gewenst, tenzij ook de Chl-a-concentratie toeneemt. Een toename van de primaire productie en/of het chlorofylgehalte door een toename van het doorzicht is gewenst. Een toename van de primaire productie en/of het chlorofylgehalte door een toename van de temperatuur is ongewenst, waarbij locale opwarming als negatief wordt beoordeeld. Er wordt gestreefd naar P- of N-gelimiteerde primaire productie.	**KRW België: zoete wateren:** zomergemiddelde chlorofyl-a **zoute wateren:** 90-percentiel **%** zomergemiddelde chlorofyl-a deelmaatlat Zeeschelde: Grenswaarden van de verschillende toestandsklassen voor de fytoplankton biomassa (chl a) voor de Vlaamse zoetwatergetijdengebieden (naar Brys et al. 2005): tabel 6 blz.40. **KRW Nederland:** **Westerschelde:** Klassegrenzen en normalisatie ten behoeve van de EKR voor het type O2 van de abundantie van fytoplankton en het voorkomen van Phaeocystis In tabel 24.2a, blz 239. Uit *Referenties en maatlatten voor meren ten behoeve van de KRW. STOWA-rapport 2004-42a. STOWA, Utrecht, december 2006.* **Zeeuwse kust:** Klassegrenzen en normalisatie ten behoeve van de EKR voor het type K2 van de abundantie van fytoplankton en het voorkomen van Phaeocystis In tabel 27.2a, blz. 270. Uit *Referenties en maatlatten voor meren ten behoeve van de KRW. STOWA-rapport 2004-42a. STOWA, Utrecht, december 2006.*
Primaire Productie (fytoplankton & fytobenthos): Chlorofyl-a-concentratie fytobenthos	**Vanuit Fysico chemie**: doorzicht, totaal P waterkolom, totaal N waterkololm, Dsi, P/DSi verhouding, N/DSi verhouding, gemiddelde temperatuur, duur periode met temperatuur boven 12°C, datum temperatuur boven 12°C, gemiddelde saliniteit **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** waterretentie **-Vanuit Diversiteit habitats:** areaal zoet, oligohalien, mesohalien,polyhalien, euhalien (begrenzingen bij saliniteit van 0.5, 5.4, 18 en 30) = eco-/fysiotopenkaart	Een toename in de primaire productie gewenst, tenzij ook de Chl-a-concentratie toeneemt. Een toename van de primaire productie en/of het chlorofylgehalte door een toename van de temperatuur is ongewenst, waarbij locale opwarming als negatief wordt beoordeeld. Er wordt gestreefd naar P- of N-gelimiteerde primaire productie.	
Primaire Productie (fytoplankton & fytobenthos): Markerpigment concentraties fytoplankton	**-Vanuit Fysico chemie**: totaal P waterkolom, totaal N waterkololm, DSi, P/DSi verhouding, N/DSi verhouding, gemiddelde saliniteit	Wanneer de Chl-a-concentratie toe neemt wordt dit negatief beoordeeld als het zoöplankton en het macrozoöbenthos (of de schelpdierbiomassa) niet mee groeit,	

	-Vanuit Hydro- en morfodynamiek: waterretentie **-Vanuit Diversiteit habitats:** areaal zoet, oligohalien, mesohalien,polyhalien, euhalien (begrenzingen bij saliniteit van 0.5, 5.4, 18 en 30), areaal intertidaal = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** Primaire Productie fytoplankton, zoöplanktonbiomassa, macrozoöbenthosbiomassa, schelpdierbiomassa	of het chlorofyl, zuurstof limitatie veroorzaakt. Een afname van de Chl-a-concentratie en/of de primaire productie door een afname van de retentie en/of een inkrimping van de productiviteitszone is niet gewenst. Een toename van de primaire productie en/of het chlorofylgehalte door een toename van het doorzicht is gewenst. Een toename van de primaire productie en/of het chlorofylgehalte door een toename van de temperatuur is ongewenst, waarbij locale opwarming als negatief wordt beoordeeld. Er wordt gestreefd naar P- of N-gelimiteerde primaire productie.	
Primaire Productie (fytoplankton & fytobenthos): fytoplankton	**-Vanuit Fysico chemie**: totaal P waterkolom, totaal N waterkololm, DSi, P/DSi verhouding, N/DSi verhouding, gemiddelde saliniteit **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** waterretentie **-Vanuit Diversiteit habitats:** areaal zoet, oligohalien, mesohalien,polyhalien, euhalien (begrenzingen bij saliniteit van 0.5, 5.4, 18 en 30,) areaal intertidaal = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** Primaire Productie fytoplankton, zoöplanktonbiomassa, macrozoöbenthosbiomassa, schelpdierbiomassa	Een toename van de microfytobenthos Chl-a door een toename van het areaal aan intertidaal is positief wanneer dit in de richting van de MEP is.	
Primaire Productie (fytoplankton & fytobenthos): fytobenthos	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde saliniteit, P/DSi verhouding, N/DSi verhouding **-Vanuit Hydro- en**	De Chl-a/Fucoxanthine verhouding wordt negatief beoordeeld wanneer die toe neemt door een afname van het Dsi-aanbod.	

	morfodynamiek: waterretentie **-Vanuit Diversiteit habitats:** habitat areaalverdeling, areaal zoet, oligohalien, mesohalien,polyhalien, euhalien (begrenzingen bij saliniteit van 0.5, 5.4, 18 en 30) = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** chlorofyl-a-concentratie, totale macrozoöbenthosbiomassa	Een afname van de Chl-a/Fucoxanthine-verhouding door een toename van de begrazingsdruk wordt in principe positief beoordeeld. Een toename van de dinoflagellaten in plankton of benthos is ongewenst.	
Primaire Productie (fytoplankton & fytobenthos): Aantal Phaeocystis sp cellen	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde watertemperatuur, totaal P waterkolom, totaal N waterkololm, DSi, P/DSi verhouding, N/DSi verhouding, gemiddelde saliniteit **-Vanuit Diversiteit habitats:** areaal zoet, oligohalien, mesohalien,polyhalien, euhalien (begrenzingen bij saliniteit van 0.5, 5.4, 18 en 30) = eco-/fysiotopenkaart	Bloei van *Phaeocystis sp* of *Noctiluca scintillans* is ongewenst. Een reductie van de frequentie van voorkomen van bloei of verkorting van de gemiddelde bloeiperiode wordt positief beoordeeld.	
Primaire Productie (fytoplankton & fytobenthos): Aantal Noctiluca scintillans cellen	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde watertemperatuur, totaal P waterkolom, totaal N waterkololm, DSi, P/DSi verhouding, N/DSi verhouding, gemiddelde saliniteit **-Vanuit Diversiteit habitats:** areaal zoet, oligohalien, mesohalien,polyhalien, euhalien (begrenzingen bij saliniteit van 0.5, 5.4, 18 en 30) = eco-/fysiotopenkaart	Bloei van *Phaeocystis sp* of *Noctiluca scintillans* is ongewenst. Een reductie van de frequentie van voorkomen van bloei of verkorting van de gemiddelde bloeiperiode wordt positief beoordeeld.	
Macrofyten: Schorareaal	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde DSi concentratie **-Vanuit Diversiteit habitats:** Schor oppervlak = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch**	Een toename in schorareaal tot de voorgestelde oppervlaktes is gewenst	**KRW België:** **Zeeschelde:** Afbakening van de klassegrenzen van het MEP, het GEP, en de matige-, slechte- en zeer slechte toestand voor de arealen 'schorgebied' (ha) per waterlichaam en ecosysteem voor de Zeeschelde.

	Functioneren: gemiddelde en maximum Fucoxanthine concentratie		In tabel 37, blz114; Uit *Brys, R. et al (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.. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 7[S.n.]: Brussel, Belgium. 178 pp*
Macrofyten: Soortenrijkdom, sleutensoortenrijkdom en sleutelsoortenabundantie; Habitatrichtlijnsoorten (groenknolorchis)	**-Vanuit Diversiteit habitats:** reliëf-index per schor, vegetatiediversiteit per schor, vegetatiezone maatlat	Een toename van het aantal soorten is gewenst. Een toename van het aantal sleutelsoorten is gewenst. Een toename in de bedekking is gewenst.	**KRW België:** **Zeeschelde:** Afbakening van de klassegrenzen van het GEP, en de matige, slechte en zeer slechte toestand voor vegetatiediversiteit (vegetatie-div), de soortenijkdom (sp-rijkdom) en de floristische kwaliteitsindex (FQI) voor zoet- en brakwaterschorren binnen de Zeeschelde. In tabel 39 blz. 119; Uit *Brys, R. et al (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.. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 7[S.n.]: Brussel, Belgium. 178 pp* **Natura2000**: Westerschelde: Aanwijzingsbesluit Natura 2000-gebied 'Westerschelde en Saeftinghe : streefdoel behoud populatie (in vochtig kalkrijke duinvalleien)
Zoöplankton: Totale zoöplankton biomassa	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde en minimum zuurstof concentratie, gemiddelde temperatuur, duur periode met temperatuur boven 12°C, gemiddelde saliniteit **-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** waterretentie **-Vanuit Diversiteit habitats:** areaal zoet, oligohalien, mesohalien,polyhalien, euhalien (begrenzingen bij saliniteit van 0.5, 5.4, 18 en 30) = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** primaire productie fytoplankton, chlorofyl-a/detritus-verhouding, hyperbenthos biomassa,	Toename in zoöplankton biomassa tenzij veroorzaakt door afname predatiedruk en niet achterblijvend bij primaire productie geeft positieve beoordeling. Toename zoöplanktonbiomassa door toename chlorofyl-a/detritus-ratio is gewenst. Vervroeging zoöplanktonpiek door opwarming systeem is ongewenst; met name als de oorzaak lokale opwarming is.	

	biomassa filtrerend macrozoöbenthos, aantallen planktiivore en omnivore vissen		
Zoöplankton: Biomassa *Eurytemora affinis*	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde saliniteit **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** chlorofyl-a/detritus-verhouding	Verschuiving piekbiomassa E. affinis stroomopwaarts is gewenst wanneer deze wordt veroorzaakt door een biomassa toename stroomopwaarts en niet alleen door een biomassa afname stroomafwaarts.	
Zoöplankton: Soortelijk gewicht *Eurytemora affinis*	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde temperatuur, datum waarop temperatuur voor het eerst boven de 12°C reikt **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** primaire productie fytoplankton	Afname soortelijk gewicht door afname conditie E. affinis door afname van de chlorofyl-a/detritus-ratio is gewenst en vice versa.	
Zoöplankton: Soortenrijkdom zoöplankton	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** primaire productie fytoplankton	Toename zoöplanktonsoortenrijkdom en -soortendiversiteit is gewenst en vice versa.	
Hyperbenthos: Totale hyperbenthos biomassa	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie, gemiddelde en maximumconcentraties aan verontreinigingen in waterkolom **-Vanuit Diversiteit habitats:** areaal ondiep subtidaal = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** gemiddelde en maximum biomassa zoöplankton, aantal planktivore, omnivore, invertivore en insectivore vissen **-Overige:** aantal ton aan gelande garnalen	Een toename van de hyperbenthosbiomassa in voor- en/of najaar wordt als positief beoordeeld, tenzij veroorzaakt door een afname van de predatiedruk (visaantallen). Een afname in hyperbenthosbiomassa is ongewenst.	
Hyperbenthos: Soortenrijkdom hyperbenthos	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie,	Een toename van soortenrijkdom of soortendiversiteit in voor- of najaar wordt als positief beoordeeld.	

	gemiddelde en maximumconcentraties aan verontreinigingen in waterkolom		
Macrozoöbenthos: Totale macrozoöbenthos dichtheid	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** slibgehalte, plaathoogte, overstromingsduur, gemiddelde stroomsnelheid **-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde saliniteit **-Vanuit Diversiteit habitats:** habitatareaalverdeling = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** aantal benthivore vissen, aantal steltlopers, aantal benthivore eenden **-Overige:** aantal ton aan gelande kokkels	De totale gemiddeld dichtheid voor een segment kan een toe- of afname laten zien ten gevolgen van een verandering in habitatareaalverdeling, waarbij deze gewenst is wanneer de habitatareaalverdeling in de richting van het maximale ecologische potentieel (MEP) gaat voor de Westerschelde (zie hoofdstuk 6.6) of de GEP volgens hoofdstuk 5.2. (Habitatareaalverdeling en dynamiek). In principe een toename van Densmb gewenst, maar dan wel evenredig aan en niet ten kosten van de macrozoöbenthosbiomassa (zie ADWmb). Een toename van de dichtheden door verhoogde zoutindringing (verlaagde zoetwaterafvoer) in brakke en zoute delen en/of afname van de dichtheden door verhoogde zoutindringing in de zoete delen is in principe ongewenst. Een toename van de dichtheden door een afname van de begrazingsdruk in ongewenst.	**KRW België:** **Zeeschelde:** -Op ecosysteem niveau Maatlat en afbakening van de klassengrenzen van het MEP, GEP, en de matige (moderate), slechte (poor) en zeer slechte (bad) toestand voor de relatie tussen Biomassabenthos en Primaire Productie. In figuur 33, blz 59; Uit *Brys, R. et al (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.. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 7[S.n.]: Brussel, Belgium. 178 pp* -Op ecotoop niveau Beoordelingsschaal voor het areaal ondiep subtidaal en slik voor de vier waterlichamen (A,B,C,D) binnen de Zeeschelde. De tabel geeft de begrenzing aan van de klassen (minimale areaalproportie) gebruikt voor het bepalen van de ecologische status (MEP, GEP, MATIG (MODERATE), SLECHT (POOR), en ZEER SLECHT (BAD)) voor het areaal aan ondiep subtidale en intertidale gebieden (slikken). In tabel 10, blz 62; Uit *Brys, R. et al (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.. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 7[S.n.]: Brussel, Belgium. 178 pp*
Macrozoöbenthos: Totale macrozoöbenthos biomassa	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** mediane korrelgrootte, zwevend stof gehalte, retentietijd, gemiddelde stroomsnelheid **-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde saliniteit, gemiddelde zuurstofconcentratie, gemiddelde concentraties verontreinigingen bodem en waterkolom	In principe is een toename in ADWmb gewenst. Een toename van de biomassa door verhoogde zoutindringing (verlaagde zoetwater afvoer) in brakke en zoute delen en/of afname van de biomassa door verhoogde zoutindringing in de zoete delen is echter in principe ongewenst. Een toename van de biomassa door een afname van de begrazingsdruk is ongewenst. Een toename van de biomassa door een	**Westerschelde:** -Op ecotoop niveau Referentie voor het areaal leefgebieden binnen een waterlichaam in het zuidelijke watersysteem, als percentage van de oppervlakte van het waterlichaam (Westerschelde 1900) In tabel 24.4a, blz.242 Uit *Referenties en maatlatten voor meren ten behoeve van de KRW. STOWA-rapport 2004-42a. STOWA, Utrecht, december 2006.*

	-Vanuit Diversiteit habitats: habitatareaalverdeling = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** aantal benthivore vissen, aantal steltlopers, aantal benthivore eenden, primaire productie fytoplankton en fytobenthos, biomassa chlorofyl-a, biomassa zoöplankton **-Overige:** aantal ton aan gelande kokkels	toename van de primaire productie (met eventueel een toename van chlorofyl a en/of zooplankton) wordt beoordeeld als positief. In principe wordt er gestreefd naar een macrozoöbenthische biomassa die zich verhoudt tot de primaire productie volgens de vergelijking: ADWmb=-1.5+0.105*PP voor de Westerschelde, en is een ontwikkeling in de richting van deze verhouding gewenst. Een toename in Densmb/ADWmb verhouding kan duiden op een toename van het zwevend stof gehalte of een afname in het zuurstof gehalte (komt dan echter ook tot uitdrukking in een afwijking van de gewenste ADWmb – PP relatie), het geen beiden ongewenst is.	-Op gemeenschapsniveau Deelmaatlat Gemeenschappen voor zout, laagdynamisch, midden-littoraal, slibrijk habitat In tabel 24.4c, blz 243. Uit *Referenties en maatlatten voor meren ten behoeve van de KRW. STOWA-rapport 2004-42a. STOWA, Utrecht, december 2006.*
Macrozoöbenthos: Totaal aantal macrozoöbenthos soorten	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** slibgehalte **-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde saliniteit en standaarddeviatie, gemiddelde zuurstofconcentratie	Een toename van het aantal soorten is in principe gewenst, tenzij dit wordt veroorzaakt door een afname van de variatie in saliniteit of een reductie van de brakwaterzone (vanaf een bepaalde minimum variatie en minimum afmeting; mogelijk ten opzichte van een referentiesituatie, dan wel bepaald door andere indicatoren).	
Macrozoöbenthos: Totale macrozoöbenthos gemeenschap similariteit	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** zwevend stofgehalte, retentietijd **-Vanuit Fysico chemie**: doorzicht, gemiddelde zuurstofconcentratie, gemiddelde concentraties verontreinigingen bodem en waterkolom **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** biomassa chlorofyl-a, aantal benthivore eenden, aantal steltlopers,	Een toename van de gemeenschap similarity is in principe gewenst. Een afname van Simmb ten gevolgen van een afname in doorzicht of zuurstof of een toename van de retentietijd is in principe ongewenst.	

	aantal benthivore vissen **-Overige:** aantal ton aan gelande schelpdieren (kokkels)		
Macrozoöbenthos: Oligochaetenindex	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** zwevend stofgehalte, retentietijd **-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde saliniteit en standaarddeviatie, gemiddeldfe zuurstofconcentratie, doorzicht	Een toename in de IOBS wordt als positief beoordeeld, tenzij veroorzaakt. Een toename van van de IOBS is in principe gewenst, tenzij dit wordt veroorzaakt door een afname van de variatie in saliniteit of een toename van de zoetwaterzone (vanaf een bepaalde minimum variatie en maximum afmeting; mogelijk ten opzichte van een referentiesituatie, dan wel bepaald door andere indicatoren). Een afname van IOBS ten gevolgen van een afname in doorzicht, een toename in het zwevende stofgehalte, een afname in zuurstof of een toename van de retentietijd is in principe ongewenst.	
Macrozoöbenthos: Totale schelpdierbiomassa	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** zwevend stofgehalte, retentietijd, duur periode met temperatuur oppervlaktewater onder 0°C **-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde zuurstofconcentratie **-Vanuit Diversiteit habitats:** habitatareaalverdeling en areaal intertidaal en ondiep subtidaal = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** primaire productie fytoplankton, gemiddelde chlorofyl a-concentratie, biomassa zoöplankton, aantal steltlopers, aantal platvissen **-Overige:** aantal ton aan gelande schelpdieren (kokkels)	Een toename van de schelpdierbiomassa wordt positief beoordeeld, tenzij veroorzaakt door een achteruitgang van de predatiedruk. Een streven is minimaal 4 miljoen kg versgewicht kokkels en bij voorkeur meer dan 8 miljoen kg versgewicht kokkels zoals door LNV gehanteerd voor het uitgeven van visserijvergunningen (Kesteloo et al., 2009). Veranderingen in schelpdierbiomassa ten gevolgen van een ontwikkeling van het habitatareaalaanbod in de richting van de MEP is gewenst.	
Macrozoöbenthos: Schelpdierenareaal	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** zwevend	Voor het areaal schelpdieren geldt dat deze indicator een positieve	

	stofgehalte, retentietijd, duur periode met temperatuur oppervlaktewater onder 0°C **-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde zuurstofconcentratie **-Vanuit Diversiteit habitats:** habitatareaalverdeling en areaal intertidaal en ondiep subtidaal = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** primaire productie fytoplankton, gemiddelde chlorofyl a-concentratie, biomassa zoöplankton, aantal steltlopers, aantal platvissen **-Overige:** aantal ton aan gelande schelpdieren (kokkels)	beoordeling geeft wanneer deze toeneemt, en dat een afname ongewenst is.	
Vogels: Aantal steltlopers en bergeenden	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** plaat oppervlak, areaal intertidaal gebied, gemiddelde overstromingsduur, procentuele verdeling over mesoreliëfklassen, gemiddeld slibgehalte **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** macrozoöbenthos biomassa, intertidale schelpdier biomassa, areaal schelpdierhabitat	Een toename van het aantal steltlopers + bergeenden (Nbenth) wordt als positief beoordeeld.	**KRW Nederland: Brondocument Westerschelde. Bijlage 5: Overzicht van de doelen van Natura 2000 voor de Westerschelde**
Vogels: Aantal omnivore eenden	**-Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** areaal intertidaal gebied, gemiddeld slibgehalte **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** macrozoöbenthos biomassa, Aantal steltlopers en bergeenden	Een afname van het aantal omnivore eenden (Nomn) kan positief zijn wanneer dit parallel verloopt of wordt gevolgd door een toename in Nbenth. Een toename van Nomn wordt positief beoordeeld wanneer dit niet ten koste gaat van Nbenth of het aantal piscivore vogels (Npisc).	
Vogels: Aantal herbivore eenden en ganzen	**-Vanuit Ecologisch Functioneren:** schorrenareaal **-Vanuit Diversiteit habitats:**	Een groot aantal herbivore eenden en ganzen (inclusief zwanen) (Nherb) of omnivore eenden geeft	

	areaal supralitoraal buitendijks gebied = eco-/fysiotopenkaart	aan dat er relatief weinig verstoring door recreatieve activiteiten is. Een toename van Nherb is in principe positief, maar niet wanneer in het zelfde gebied Nbenth en/of Npisc afnemen.	
Vogels: Aantal piscivore vogels	**-Vanuit Fysico chemie**: doorzicht, concentraties verontreinigingen in waterkolom **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** totaal aantal individuen vissen, aantal spieringen, aantal haringen **-Vanuit Diversiteit habitats:** habitatareaalveranderingen = eco-/fysiotopenkaart	Een toename in aantallen piscivore vogels (Npisc) is gewenst, en wordt als positief beoordeeld.	
Vogels: De instandhoudingsdoelstelling (IHD) voor de Zeeschelde broedvogels, De instandhoudingsdoelstelling (IHD) voor de Westerschelde broedvogels, De instandhoudingsdoelstelling (IHD) voor de Zeeschelde niet-broedvogels, De instandhoudingsdoelstelling (IHD) voor de Westerschelde niet-broedvogels	**Vanuit Diversiteit habitats:** Percentage gerealiseerde natuurdoelstelling per segment niveau 1, 2 en 3, habitatareaalveranderingen = eco-/fysiotopenkaart **- overige**: N-W Europese populatieschatting, 5-jaarlijks glijdend gemiddelde van de seizoensgemiddelde aantallen voor Zoute Delta en de Vlaamse populatie per IHD-doelsoort		**Natura2000** IHD-ZS. Adriaensen et al., 2005. Broedvogels tabel 6.20; niet-broedvogels kaderstuk pg. 178; tabel 6.10 wordt niet beoordeeld op soortniveau maar op voedselgilde niveau – 'groep' aantallen. IHD-WS : Aanwijzingsbesluit Natura 2000-gebied 'Westerschelde en Saeftinghe.
Zoogdieren: Aantal gewone zeehonden en verhouding tot Oosterschelde, Waddenzee en Voordelta populaties	**Vanuit Hydro- en morfodynamiek:** plaatareaal met minimale droogvalduur van 3 uur per cyclus, gemiddelde totale lengte plaatoevers, gemiddelde lengte steile plaatranden **-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in bodem en waterkolom **-Vanuit Diversiteit habitats:** areaal subtidaal = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch**	Een toename van het aantal Gewone zeehonden is gewenst. Een in verhouding tot de Oosterschelde, Voordelta of Waddenzee positievere ontwikkeling in zeehondenaantallen wordt als zeer positief beoordeeld.	

	Functioneren: platvissen biomassa **-Overige:** mate van verstoring door recreanten		
Zoogdieren: Aantal bruinvissen en verhouding tot Noordzee populatie	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in bodem en waterkolom **-Vanuit Diversiteit habitats:** areaal subtidaal = eco-/fysiotopenkaart **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** biomassa aan (epi)benthische en pelagische vissen	Een toename van het aantal Bruinvissen is gewenst. Een in verhouding tot de Noordzee positievere ontwikkeling in bruinvissenaantallen wordt als zeer positief beoordeeld.	
Vissen: Totaal aantal vissoorten	**-Vanuit Fysico chemie**: gemiddelde en minimum zuurstof concentraties, gemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in bodem en waterkolom, gemiddelde water temperatuur. **-Vanuit Ecologisch Functioneren:** Zoöplankton biomassa en diversiteit, Epi- en hyperbenthos biomassa en diversiteit, Schelpdier biomassa, tonnen vis visserij, - **Van elders:** Migratiebarrières, tonnen gelande vis in de visserij	Toename totaal aantal soorten gewenst, tenzij veroorzaakt door opwarming van delen van het systeem of verdere verspreiding van exotische soorten. Referentie: Totale estuarium 38 Mesohalien:30 Oligohalien: 31 Zoet en zijrivieren: 23	**KRW Nederland:** GEP= 29 soorten 8 diadrome soorten, 10 estuarien residente soorten, 8 marien juveniele soorten, 3 mariene seizoensgasten alle behorend tot MEPlijst als som van alle gevangen soorten over een seizoen in het volledige estuarium. *Uit Kranenbarg J. & Jager Z., 2008 Maatlat vissen in estuaria KRW watertype O2.* **KRW Vlaanderen:** GEP Zoet inclusief zijrivieren= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 14 soorten behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Oligohalien= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 10.4 soorten behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Mesohalien= : gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 13.5 soorten behorend tot MEP/GEP-lijst. *Uit Breine et al, 2010 A zone specific fish-based biotic index as a managemant tool for the Zeeschelde estuary*
Vissen: Totaal aantal individuen	**Vanuit Ecologisch Functioneren:** Zoöplankton biomassa, Epi- en hyperbenthos biomassa, macrozoöbenthos biomassa, schelpdier biomassa, aanatl piscivore vogels, aantal zeezoogdieren **-Vanuit Diversiteit habitats:** habitatareaal verdeling **- Overheid:** tonnen gelande vis in de visserij	Toename van het toale aantal individuen is gewenst tenzij ten gevolge van een achteruitgang van de predatiedruk of een explosieve toename van tolerante soorten Referentie: Oligohalien: 200 Zoet: 193:	**KRW Nederland:** De deelmaatlat abundantie wordt berekend voor specifieke soorten (Spiering, Fint, Bot, Puitaal, Schol en Haring, zie verder) **KRW Vlaanderen:** GEP Zoet inclusief zijrivieren= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 87 GEP Oligohalien= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 90 GEP Mesohalien moet nog bepaald worden.. *Uit Breine et al, 2010 A zone specific fish-based biotic index as a managemant tool for the Zeeschelde estuary*
Vissen: Aantal estuariene soorten	**Vanuit Fysico chemie:**	Toename van aantal estuariene	**KRW NL**

en aandeel estuariene individuen	gemiddelde temperatuur, gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie, gemiddelde en maximu concentraties verontreinigingen in de bodem en waterkolom	soorten een aandeel estuariene individuen is gewenst Referentie: Westerschelde:13 Mesohalien:7 soorten, 23.3 % Oligohalien: 6 soorten, 19.3%	10 estuarien residente soorten behorend tot MEPlijst als som van alle gevangen soorten over een seizoen in het volledige estuarium. Abundantie estuarien residenten wordt bepaald voor Bot en Puitaal, zie verder . *Uit Kranenbarg J. & Jager Z., 2008 Maatlat vissen in estuaria KRW watertype O2* **KRW Vlaanderen:** GEP Oligohalien= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 2.7 soorten en 8.7 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Mesohalien= : gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 3.15 soorten en 10.5% van de individuen behorend tot MEP/GEP-lijst. *Uit Breine et al, 2010 A zone specific fish-based biotic index as a managemant tool for the Zeeschelde estuary*
Vissen: Aantal diadrome soorten en aandeel anadrome individuen	**Vanuit Fysico chemie:** gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie, gemiddelde en maximu concentraties verontreinigingen in de bodem en waterkolom. **Overheid:** migratiebarrières	Toename van het aantal diadrome soorten en anadrome individuen is gewenst Referentie: Westerschelde: 10 Zeeschelde: 9 Referentie voor % anadromen moet nog vastgesteld worden.	**KRW NL** 8 diadrome soorten, behorend tot MEPlijst als som van alle gevangen soorten over een seizoen in het volledige estuarium. Abundantie estuarien residenten wordt bepaald voor spiering en fint; zie verder. *Uit Kranenbarg J. & Jager Z., 2008 Maatlat vissen in estuaria KRW watertype O2* **KRW Vlaanderen:** GEP Zeeschelde= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 4 soorten behorend tot MEP/GEP-lijst % anadrome individuen moet nog vastgesteld worden. *Uit Breine et al, 2010 A zone specific fish-based biotic index as a managemant tool for the Zeeschelde estuary*
Vissen: Aantal mariene seizoensgasten soorten	**Vanuit Fysico chemie:** gemiddelde saliniteit. **Vanuit habitatdiversiteit:** habitat areaalverdeling **Vanuit Ecologisch Functioneren:** Zoöplankton biomassa en diversiteit, Epi- en hyperbenthos biomassa en diveristeit, macrozoöbenthos biomassa, schelpdier biomassa, aanatl piscivore vogels, aantal zeezoogdieren **- Overheid:** tonnen gelande vis in de visserij	Toename van het aantal soorten mariene seizoensgasten het aandeel mariene seizoensgasten wordt als positief beoordeeld, tenzij deze plaats vindt ten gevolge van stroomopwaartse verschuivingen in de saliniteitszones. Referentie: Westerschelde: 5 Zeeschelde: Referenties bestaan voor Marien Migrerende soorten, deze moeten opgesplitst worden in seizoensgasten en juvenielen	**KRW NL** 3 mariene seizoensgasten behorend tot MEPlijst als som van alle gevangen soorten over een seizoen in het volledige estuarium. Abundantie voor mariene seizoensgasten wordt niet bepaald. *Uit Kranenbarg J. & Jager Z., 2008 Maatlat vissen in estuaria KRW watertype O2* **KRW Vlaanderen:** Aantal soorten Mariene seizoensgasten en individuen worden in Vlaanderen in combinatie met het aantal marien juvenielen beoordeeld
Vissen: Aantal marien-juveniel migrerende soorten en aandeel marien-juveniel migrerende	**Vanuit habitatdiversiteit:** habitat areaalverdeling **Vanuit Ecologisch**	Toename van het aantal soorten marien juveniel migrerende soorten en het aandeel marien juveniel	**KRW NL** 8 marien juveniele soorten behorend tot MEPlijst als som van alle gevangen soorten over een seizoen in het volledige estuarium. Abundatie van marien

individuen.	**Functioneren:** Zoöplankton diversiteit en biomassa, Epi- en hyperbenthos diveristeit en biomassa, macrozoöbenthos biomassa en diversiteit, schelpdierbiomassa, areaal schelpdieren.	migrerende individuen wordt als positief beoordeeld Referentie: Westerschelde: 10 Zeeschelde: Referenties bestaan voor Marien Migrerende soorten, deze moeten opgesplitst worden in seizoensgasten en juvenielen	juveniele soorten wordt beoordeeld op basis van aantallen Haring en schol (zie verder) *Uit Kranenbarg J. & Jager Z., 2008 Maatlat vissen in estuaria KRW watertype O2* **KRW Vlaanderen:** Aantal soorten Mariene seizoensgasten en individuen worden in Vlaanderen in combinatie met het aantal marien juvenielen beoordeeld
Vissen: Aantal benthische soorten en aandeel benthische individuen.	**-Vanuit Fysico chemie-** gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie gemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in bodem gemiddelde water temperatuur. **-Vanuit habitatdiversiteit:** habitat areaalverdeling -**Vanuit hydrodynamiek en morfodynamica**: gemiddelde stroomstelheid en orbitaalsnelheid **Vanuit de Indicatoren Duurzame Ontwikkeling:** bodemverstorende activiteiten.	Toename van het aantal benthische soorten en/of individuen wordt als positief beoordeeld Referentie: Zeeschelde zoet: 7 soorten en 30% individuen Zijrivieren: 36% individuen.	**KRW NL** Geen beoordeling van benthische soorten of individuen **KRW Vlaanderen:** GEP Zoet= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 3.15 soorten en 13.7 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Zijrivieren= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 16.2 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst *Uit Breine et al, 2010 A zone specific fish-based biotic index as a managemant tool for the Zeeschelde estuary*
Vissen: Aantal habitatgevoelige soorten en aandeel habitatgevoelige individuen	**-Vanuit habitatdiversiteit:** habitat areaalverdeling **Vanuit hydrodynamiek en morfodynamica**: gemiddelde stroomstelheid en orbitaalsnelheid **Vanuit de Indicatoren Duurzame Ontwikkeling:** bodemverstorende activiteiten.	Toename van het aantal habitat gevoelige soorten en/of aandeel individuen wordt als positief beoordeeld. Referentie: Zeeschelde Mesohalien: 16 soorten en 53% individuen Oligohalien:: 14 soorten en 45% individuen Zoet: 11 soorten en 48% individuen	**KRW NL** Geen beoordeling van habitatgevoelige soorten of individuen **KRW Vlaanderen:** GEP mesohalien= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 7.2 soorten en 23.9 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Oligohalien= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 6.3 soorten en 20.25 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Zoet= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 5 soorten en 21.6 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst *Uit Breine et al, 2010 A zone specific fish-based biotic index as a managemant tool for the Zeeschelde estuary*
Vissen: Aantal fragmentatiegevoelige soorten en aandeel fragmentatiegevoelige	**-Vanuit habitatdiversiteit:** habitat areaalverdeling	Er wordt gestreefd naar een toename van het aantal habitat fragmentatie gevoelige individuen,	**KRW NL** Geen beoordeling van fragmentatiegevoelige soorten of individuen

individuen		wat als positief wordt beoordeeld. Referentie: Zeeschelde Zoet: 14 soorten en 60% individuen	**KRW Vlaanderen:** GEP Zoet= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 6.3 soorten en 27 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst *Uit Breine et al, 2010 A zone specific fish-based biotic index as a managemant tool for the Zeeschelde estuary*
Vissen: Aantal gespecialiseerde ei-afzettende soorten en aandeel gespecialiseerde ei-afzettende individuen	**-Vanuit Fysico chemie-** gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie **-Vanuit habitatdiversiteit:** habitat areaalverdeling - **Overheid**= waterwerken	Er wordt een toename van het aantal gespecialiseerde ei-afzettende soorten en/of het aandeel individuen nagestreefd, wat als positief wordt beoordeeld. Referentie: Zeeschelde Mesohalien: 6 soorten en 20% individuen Oligohalien:: 3 soorten en 9.7% individuen Zoet: 8 soorten en 34.8% individuen	**KRW NL** Geen beoordeling van gesêcoamoseerde ei-afzettende soorten of individuen **KRW Vlaanderen:** GEP mesohalien= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 2.7 soorten en 9 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Oligohalien= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 1.3 soorten en 4.3 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Zoet= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 3.6 soorten en 15.7 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst *Uit Breine et al, 2010 A zone specific fish-based biotic index as a managemant tool for the Zeeschelde estuary*
Vissen: Aantal verontreiniging-intolerante soorten en aandeel verontreiniging-intolerante individuen	**-Vanuit Fysico chemie-** gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie gemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in bodem en waterkolom	Een toename van het aantal verontreiniging intolerante soorten of het aandeel individuen wordt als positief geëvalueerd. Referentie: Zeeschelde Mesohalien10 soorten en 20% individuen Oligohalien:: 10 soorten en 10% individuen Zoet: 8 soorten en 34 % individuen	**KRW NL** Geen beoordeling van verontreiniging intolerante soorten of individuen **KRW Vlaanderen:** GEP mesohalien= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 4.5 soorten en 9 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Oligohalien= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 4.5 soorten en 4.5 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Zoet= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 3.6 soorten en 15.3 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst *Uit Breine et al, 2010 A zone specific fish-based biotic index as a managemant tool for the Zeeschelde estuary*
Vissen: Aantal piscivore soorten en aandeel piscivore individuen	**-Vanuit Fysico chemie-** gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie gemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in bodem en waterkolom -**Vanuit habitatdiversiteit:** habitat areaalverdeling	Toename van het aantal piscivore soorten en/of individuen wordt als positief beoordeeld. Referentie: Zeeschelde Mesohalien 14 soorten en 46% individuen Oligohalien:: 15 soorten en 48%	**KRW NL** Geen beoordeling van piscivore soorten of individuen **KRW Vlaanderen:** GEP mesohalien= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 6.3 soorten en 20.7 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Oligohalien= gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 6.8 soorten en 21.5 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst GEP Zoet en zijrivieren = gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 5 soorten en

		individuen Zoet: 11 soorten en 48 % individuen Zijrivieren:11 soorten en 48 % individuen	21.5 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst *Uit Breine et al, 2010 A zone specific fish-based biotic index as a managemant tool for the Zeeschelde estuary*
Vissen: Percentage omniore individuen	**-Vanuit Fysico chemie-:** nutriëntenconcentraties, doorzicht, zwevende stofgehalte, gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie gemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in bodem	Afname van het aandeel omnivore individuen in de richting van 21 % is gewenst, tenzij bereikt door wegvissen. Referentie Zeeschelde Zoet en zijrivieren: 21 % individuen	**KRW NL** Geen beoordeling van omnivore individuen **KRW Vlaanderen:** GEP Zoet en zijrivieren = gemiddeld per fuik per dag over een jaar: 21.7 % individuen behorend tot MEP/GEP-lijst *Uit Breine et al, 2010 A zone specific fish-based biotic index as a managemant tool for the Zeeschelde estuary*
Vissen: Abundantie per lengteklasse Spiering en Fint	**-Vanuit Fysico chemie-** doorzicht, zwevende stofgehalte gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie gemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in bodem en waterkolom -**Vanuit habitatdiversiteit:** habitat areaalverdeling **Vanuit Ecologisch Functioneren:** macrozoöbenthos biomassa **Van elders:** Migratiebarrières, tonnen gelande vis in de visserij **Overheid:** waterwerken en migratiebarrières	Toename van juveniele, subadulten en adulten van Spiering en Fint wordt nagestreefd, en iedere toename wordt als positief beoordeeld	**KRW NL** 8 diadrome soorten, behorend tot MEPlijst als som van alle gevangen soorten over een seizoen in het volledige estuarium. Abundantie estuarien residenten wordt bepaald voor spiering en fint; zie verder. *Uit Kranenbarg J. & Jager Z., 2008 Maatlat vissen in estuaria KRW watertype O2* *Tabel 3.3 Referentiewaarde en maatlatklassen voor de deelmaatlat abundantie* Spiering# 0+ 0 – 777 777 – 1342 1342 – 2855 2855 – 4955 4955 – 11285 >11285 Subadult 0 – 580 580 – 1079 1079 – 1696 1696 – 2096 2096 – 3900 >3900 Adult 0 – 104 104 – 226 226 – 313 313 – 440 440 – 1145 >1145 Fint# 0+ 0 – 45 45 – 64 64 – 131 131 – 330 330 – 2500 >2500 Subadult 0 – 5 5 – 15 15 – 30 30 – 52 52 – 110 >110 Adult 0 – 6 6 – 10 10 – 25 25 – 44 44 – 81 >81 Puitaal* 0 – 2,4 2,4 – 4,8 4,8 – 7,1 7,1 – 9,5 9,5 – 11,9 >11,9 Bot# 0 – 15 15 – 20 20 – 33 33 – 57 57 – 121 >121 Juveniele schol* 0 – 69 69 – 138 138 – 208 208 – 277 277 – 346 >346 Juveniele haring# 0 – 100 100 – 190 190 – 480 480 – 1120 1120 – 2000 >2000 Pos# 0 – 18 18 – 38 38 – 75 75 – 225 225 – 675 >675 #) aantal individuen per 60 m2 per uur gevangen met ankerkuil *) aantal individuen per hectare gevangen met boomkor (DFS)
Vissen: Abundantie Bot, Puitaal, Haring en Schol	**-Vanuit Fysico chemie-** doorzicht, zwevende stofgehalte gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie gemiddelde en maximum concentraties aan toxische stoffen in bodem en waterkolom -**Vanuit habitatdiversiteit:** habitat areaalverdeling **Vanuit Ecologisch**	Toename van Bot en/of Puitaal wordt als positief beoordeeld. Toename van Haring en/of Schol is gewenst.	Zie spiering en fint

	Functioneren: zoöplancton biomassa, epi- en hyperbenthos biomassa macrozoöbenthos biomassa, aantal piscivore vogels, aantal zeezoogdieren. **Van elders:** Migratiebarrières, tonnen gelande vis in de visserij **Overheid:** waterwerken en migratiebarrières **Vanuit de Indicatoren Duurzame Ontwikkeling:** bodemverstorende activiteiten.		
Vissen: Seizoendynamiek van Marien-estuariene vissen	KMNI: temperaturen NOA indexwaarden	Normale, soorteigen seizoensdynamiek is gewenst, lichte verschuivingen door klimatologische omstandigheden zijn mogelijk.	
Vissen: Natura 2000 soorten	**-Vanuit Fysico chemie-** doorzicht, zwevende stofgehalte gemiddelde en minimum zuurstofconcentratie **- Vanuit Ecologisch Functioneren:** waterplanten, zoetwatermossels -**Vanuit habitatdiversiteit:** habitat areaalverdeling **Vanuit hydrodynamiek en morfodynamica**: gemiddelde stroomstelheid en orbitaalsnelheid **Overheid:** waterwerken en migratiebarrières	Toename en recrutering van Natura 2000 soorten is gewenst.	LSVI tabellen, nog niet definitief

Diversiteit habitats

Indicator	Factoren	Streefwaarde	Normen en richtlijnen uit wettelijke bepalingen en bestaande beoordelingskaders
Habitatoppervlakte, Natuurontwikkeling, Dynamiek: geaggregeeerde ecotoopoppervlakte		-Afname in buitendijkse oppervlakte (ha) is ongewenst (behoud estuarium). -Afname in oppervlakte (ha) van (aggregatie)ecotopen (slik, platen, schor en ondiep water) in het estuarium is ongewenst -WS gewenste schoroppervlakte: 3100ha (MEP)- 2300ha (GEP). *min 500ha ten west van Hansweert* -ZS: 500 ha extra slik bepaald ten opzichte van situatie 2001 tegen 2030 is gewenst. -ZS: 1500 ha extra schor bepaald ten opzichte van situatie 2001 tegen 2030 is gewenst. -Een relatieve toename van de oppervlakte hoogdynamisch gebied ten opzichte van de oppervlakte laagdynamisch gebied is ongewenst. -Een relatieve toename van oppervlakte diep ten opzichte van de oppervlakte ecologisch meest waardevolle ecotopen (ondiep, platen, slik en schor) is ongewenst. -Een toename van de oppervlakte laagdynamisch gebied met 114ha extra oppervlakte binnen 5 jaar na start werkzaamheden verdieping is gewenst in de WS. -Ecotoopoppervlaktes (schor, slik en ondiep subtidaal) op schaalniveau 3 confronteren met de berekende KRW-klassegrenzen (KRW-beoordeling). Een Goed Ecologisch Potentieel is gewenst.	
Habitatoppervlakte, Natuurontwikkeling, Dynamiek: ecotoopoppervlakte		-Afname van de oppervlakte (ha) ecologisch waardevolle ecotopen is ongewenst. Volgende ecologisch waardevolle ecotopen worden beschouwd: laagdynamisch ondiep water, platen, middelhoog slik en pioniersschor.	

		Bovendien is een afname van de oppervlakte aan volgende eco-elementen ongewenst: mosselbank, oesterbank, schelpenbank, zeegrasveld (zie verder). -Gewenste oppervlakte aan zeegrashabitat. 3ha (MEP), 2ha (GEP) Een oppervlaktevariatie door dynamiek (mogelijk natuurlijke variatie) van 5% als tolerantiegrens.	
Habitatoppervlakte, Natuurontwikkeling, Dynamiek: % gerealiseerde natuurdoelstelling		100% gerealiseerde natuurdoelstelling is gewenst (schaalniveau 3). Evaluatie van de natuurontwikkelingsprojecten door de inrichtingsdoelstellingen af te toetsen aan de beoordeling van de habitatkwaliteit op de evaluatietijdstippen. (6-jaarlijks)	
Habitatoppervlakte, Natuurontwikkeling, Dynamiek: % gerealiseerde natuurfunctie		100% van gestelde doelstelling per fase halen is gewenst (2015, 2020, 2025 en de eindfase 2030).	MWeA natuurdoelstellingen (ha) in de Zeeschelde, Durme, Rupel en bovenlopen en het besluit van de Ontwikkelingsschets 2010 voor de Westerschelde als beoordelingscriteria (incl. tijdsschema).
Habitatoppervlakte, Natuurontwikkeling, Dynamiek: % pioniersvegetatie		-WS: een oppervlakte aan pioniersvegetatie van minstens 5% aandeel in de schorzones exclusief de gerealiseerde natuurontwikkeling en maximum 40% pioniersvegetatie inclusief de natuurontwikkelingsprojecten is gewenst -ZS: een oppervlakte pioniersvegetatie minstens 5% aandeel in de schorzones exclusief de geplande natuurontwikkeling is gewenst (minimumaandeel om de tussenliggende schorgebieden te evalueren) en maximum 40% pioniersvegetatie is gewenst inclusief de natuurontwikkelingsprojecten.	
Habitatoppervlakte, Natuurontwikkeling, Dynamiek: Ecotoop turn-over		De omzettingsmatrix heeft indicaties over de dynamiek van de omzettingen van de ecotopen. Volgende uitgangspunten worden	

		vooropgesteld: Een toename in het % verstoord sublitoraal ecotoop is ongewenst. Deze beoordeling is een trendanalyse die de data gebruikt uit de sublitorale kaarten. Het percentage wordt berekend als de verhouding van de som van de ecotopen die een omzetting kenden over de totale oppervlakte van het sublitorale gebied beschouwd (factor voor beoordeling macrozoöbenthos). Een afname van het percentage oppervlakteturnover over een periode van 6 jaar van een ecotoop naar een lager/dieper ecotoop is gewenst. Een tendens naar systeemverdieping, versteiling en erosie is reeds geruime tijd aan de gang en is zichtbaar in de ecotoopturnover (Van Braeckel et al., 2006). Een omslag in deze trend is gewenst.	
Habitatkwaliteit: Hellingsanalyse		Een hellingspercentage > 2.8% geldt als indicatie voor (een profiel onder) erosiedruk in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde. In de andere delen van ZS wordt 5% als kritische grens beschouwd. Een toename in de helling boven deze criteria wordt als ongewenst beschouwd. Hellingstoename van de plaatranden is niet gewenst. Er is in de huidige toestand voldoende "steile" helling aanwezig voor zeehonden, dus ook voor deze is een toename niet gewenst/nodig. De factor > 1.5% helling werd als selectiecriterium gehanteerd voor geschikte 'zeehondenplaat' (Twisk 2004). Een afname van het aandeel platen met een hellingspercentage > 1.5% kan als factor gebruikt worden voor de evaluatie Zeehonden en is voor deze groep als ongewenst te beschouwen.	

Habitatkwaliteit: Oppervlakte/Omtrek verhouding platen		Een toename van de oppervlakte/omtrek-verhouding is ongewenst. Deze beoordeling verkiest meerdere kleine platen gescheiden door kortsluitgeulen boven enkele grotere platen. Een toename in de oppervlakte/omtrek-verhouding resulteert in een verminderde oeverlengte waar de vogels kunnen foerageren bij elke tijcyclus.	
Habitatkwaliteit: Oeverbeoordeling		Het is ongewenst dat… -de oeverbeoordelingsindex daalt. -het aantal schorren met een dwarsprofielbreedte > 75m afneemt. -het aantal slikken met een dwarsprofielbreedte > 75m afneemt.	
Habitatkwaliteit: Biologische habitatkwaliteit		Het is ongewenst dat de vegetatiezonemaatlatscore daalt. MEP / zeer goed=5 GEP / goed=4/3 Matig=2 Ontoereikend=1 Slecht=0	
Habitatkwaliteit: Vegetatiediversiteit		Het is ongewenst dat de Shannon-vegetatiediversiteit afneemt in een schorgebied.	
Habitatkwaliteit: Natura2000-Habitat in goede of voldoende toestand		Het is gewenst dat het % oppervlakte habitatwaardige biotoop in de habitatrichtlijngebieden toeneemt. De habitatwaardigheid lokaal wordt beoordeeld met behulp van beoordelingsmatrices specifiek opgesteld voor elk Natura 2000-habitattype (T'Jollyn et al., 2009). Beoordeling op niveau 3 en per SBZ.	