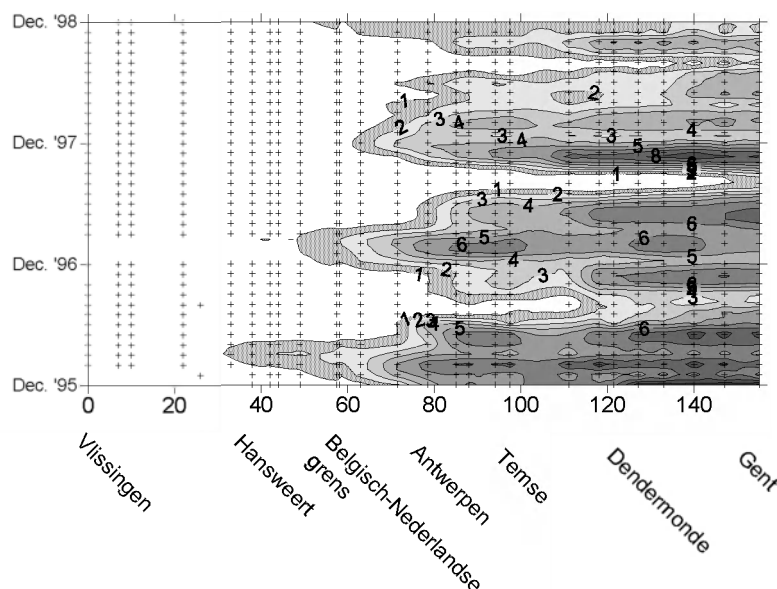




Habitatstructuren, waterkwaliteit en leefgemeenschappen in het Schelde-estuarium

Stefan Van Damme, Tom Ysebaert, Patrick Meire
& Erika Van den Bergh



Met de medewerking van:

Dick de Jong
Liesbet Hellings
Maurice Hoffmann
Mathieu Starink
Micky Tackx
Gillis Wattel



Instituut voor Natuurbehoud

Habitatstructuren, waterkwaliteit en leefgemeenschappen in het Schelde-estuarium

Stefan Van Damme, Tom Ysebaert, Patrick Meire & Erika Van den Bergh

met de medewerking van:

Dick de Jong, Liesbet Hellings, Maurice Hoffmann, Mathieu Starink, Micky Tackx & Gillis Wattel

Rapport IN 99/24

December 1999



*Universitaire Instelling Antwerpen
Departement Biologie
Universiteitsplein 1C
2610 Wilrijk*



*Instituut voor Natuurbehoud
Ministerie Vlaamse Gemeenschap
Kliniekstraat 25
1070 Brussel*

Colofon

Tekst: Stefan Van Damme, Tom Ysebaert, Patrick Meire & Erika Van den Bergh

Eindredactie en lay-out: Stefan Van Damme

Wijze van citeren: Van Damme, S., Ysebaert, T., Meire, P. & Van den Bergh, E., 1999. Habitatstructuren, waterkwaliteit, en leefgemeenschappen in het Schelde-estuarium. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 99/24, Brussel.

0.1 D/2000/3241/088

ISBN 90-403-0113-1

NUGI 821

INHOUDSOPGAVE

DANKWOORD

SAMENVATTING

HABITATSTRUCTUREN, WATERKWALITEIT.....1

EN LEEFGEMEENSCHAPPEN IN.....1

HET SCHELDE-ESTUARIUM.....1

STEFAN VAN DAMME, TOM YSEBAERT, PATRICK MEIRE.....1

& ERIKA VAN DEN BERGH1

0.1 D/2000/3241/088.....2

1 INLEIDING.....3

1.1 OMKADERING VAN HET PROJECT.....3

1.2 VERANTWOORDING VAN DE KEUZE VAN DE PARAMETERS4

2 INDELING VAN HET ESTUARIUM.....8

2.1 ZONE 1: ZOETWATERGEBIED MET KORTE VERBLIJFTIJD (COMPARTIMENT 17 T.E.M. 20).....9

2.2 ZONE 2: ZOETWATERZONE MET LANGE VERBLIJFTIJD (COMPARTIMENT 15 EN 16).....10

2.3 ZONE 3: OLIGOHALIENE GETIJEZONE MET HOGE INPUT VAN ANTROPOGEEN MATERIAAL
(COMPARTIMENT 13 EN 14).....12

2.4 ZONE 4: ZONE MET STERKE SALINITEITSGRADIËNT (COMPARTIMENT 9 T.E.M. 12).....12

2.5 ZONE 5: MESOHALIENE WESTERSCHELDE (COMPARTIMENT 5 T.E.M. 8).....12

2.6 ZONE 6: POLYHALIENE WESTERSCHELDE (COMPARTIMENTEN 3 EN 4).....12

2.7 ZONE 7: MONDINGSZONE (COMPARTIMENTEN 1 EN 2).....12

3 STRUCTUREN.....14

3.1 AREALEN14

3.1.1 *Ecotopen*.....14

3.1.2 *Gecontroleerde overstromingsgebieden*.....17

3.2 FUNCTIES VAN DE STRUCTUURAREALEN18

3.3 EVOLUTIE VAN DE AREALEN22

3.3.1 *Westerschelde*.....22

3.3.2 *Zeeschelde*23

3.4 SEDIMENTATIE OP DE SCHORREN24

3.5 JURIDISCHE BESCHERMING25

4 STOFSTROMEN.....29

4.1 SALINITEIT EN ZWEVENDE STOF29

4.1.1 *Saliniteit*.....29

4.1.2	Zwevende stof	30
4.2	PRIMAIRE PRODUCTIE	31
4.2.1	Overzicht van de gebruikte bepalingsmethoden voor het estuarium	31
4.2.2	Een aftakelende rivier-fytoplanktongemeenschap in zone 1	32
4.2.3	Een aangepaste estuariene zoetwater-fytoplanktongemeenschap in zone 2 en zone 3	33
4.2.4	Een zoutwatergemeenschap in zone 7, 6 en 5	34
4.2.5	Mortaliteitszone in de saliniteitsgradiënt (zone 4)	34
4.2.6	Pelagische primaire productie	35
4.2.7	Benthische primaire productie	36
4.3	KOOLSTOF	37
4.3.1	Koolstofbalansen: het estuarium als koolstofreactor	37
4.3.2	Bacteriële productie	39
4.3.3	Samenstelling van particulier organische koolstof (POC)	41
4.3.4	Verwachting op korte termijn voor koolstof en primaire productie	43
4.4	OPGELOSTE ZUURSTOF	44
4.5	SILICIUM	44
4.5.1	Wereldwijde rol in eutrofiëring van kustzeeën	44
4.5.2	Limiterend voor fytoplankton?	45
4.5.3	Temporele trend	46
4.5.4	Rol van getijdengebieden	48
4.5.5	Verwachting op korte termijn	48
4.6	STIKSTOF	48
4.6.1	Een zone van verhoogde nitrificatie	48
4.6.2	De paradox van het Schelde-estuarium	49
4.6.3	Mogelijke oorzaken voor de afname van totaal stikstof	50
4.6.4	Rol van intergetijdengebieden en oeverzones	52
4.6.5	Verwachting op korte termijn	53
4.7	ZUURTEGRAAD (pH)	53
4.7.1	Reacties die pH bepalen	53
4.7.2	Een sterke maar door heterotrofie overtroffen buffercapaciteit bij lagere saliniteit	54
4.8	FOSFOR	55
4.8.1	Hoge antropogene aanvoer	55
4.8.2	Fysicochemische fosfaatverwijdering in het opwaartse deel van het estuarium	55
4.8.3	Biologische fosfaatverwijdering in de polyhaliene zone	57
4.8.4	Rol van getijdengebieden	57
4.8.5	Vooruitzichten aangaande zuivering van fosfor door waterzuiverings-installaties	58
5	HOGERE TROFISCHE NIVEAU'S	65
5.1	BODEMDIEREN, HET MACROZOÖBENTHOS	65
5.1.1	Inleiding	65
5.1.2	Macrozoöbenthos in het Schelde-estuarium	69
5.1.3	Impact van benthos op het systeem	74
5.1.4	Conclusies en hypotheses	77
5.2	VISSEN EN EPIBENTHOS	84
5.2.1	Versnipperd onderzoek	84
5.2.2	Soortdiversiteit binnen het estuarium	85
5.2.3	Doortrekfunctie van het estuarium	86

5.2.4	<i>Kinderkamerfunctie van de Westerschelde</i>	87
5.3	WATERVOGELS	93
5.3.1	<i>Inleiding</i>	93
5.3.2	<i>Watervogels in het Schelde-estuarium</i>	96
5.3.3	<i>Gradiënt langsheen het Schelde-estuarium</i>	97
5.3.4	<i>Trends van enkele karakteristieke watervogelsoorten in het Schelde-estuarium</i>	100
5.3.5	<i>Internationaal belang van het Schelde-estuarium</i>	102
5.4	ZEEHONDEN	106
6	IMPACT VAN ENKELE INFRASTRUCTUURWERKEN	110
6.1	STORTEN VAN BOORSPECIE WESTERSCHELDETUNNEL (HOOGEBOOM & ROTMENSEN, 1998) ...	110
6.2	WATERZUIVERING (NAAR VAN DEN BERGH ET AL., 1999).....	112
6.3	VERRUIMING VAN DE VAARGEUL	113
6.4	SIGMAPLAN (CASTELIJN & KERSTENS, 1988; MEIRE ET AL., 1997)	113
6.5	SLIBONTTREKKING (ANON, 1995; VAN DEN BERGH ET AL., 1999).....	114
6.6	HAVEN INFRASTRUCTUUR.....	115
7	VERWACHTINGEN OP KORTE TERMIJN	117
POPULARISERENDE SAMENVATTING		

1 INLEIDING

1.1 Omkadering van het project

Naar aanleiding van het vaststellen van het Natuurbeheersplan Westerschelde, hebben Nederland en Vlaanderen afgesproken samen een coherente Langetermijnvisie van het gehele Schelde-estuarium op te stellen. Dit werd in 1998 concreet toen de Technische Schelde Commissie opdracht gaf tot het opstellen van een Agenda voor de grensoverschrijdende Langetermijnvisie. Het doel was de basis te leggen voor een uitgebalanceerd beleid dat het hele estuarium ten goede komt.

Het vertrekpunt is de ontwikkeling van een gezond en veelzijdig estuarien watersysteem dat op duurzame wijze gebruikt wordt voor menselijke behoeften. Drie doelen werden hierbij vooropgesteld: **veiligheid**, **toegankelijkheid** en **natuurlijkheid**. Verbonden met deze functies wordt de Langetermijnvisie opgebouwd vanuit deelvisies. Voor elke deelvisie werd een werkgroep samengesteld zoals is vastgelegd in het Plan van Aanpak (RA/99-341).

Dit verslag kadert binnen de **deelvisie Natuurlijkheid**. De doelstelling van het Werkplan Werkgroep Natuurlijkheid (RA/99-359e) luidde: *het opstellen van een beleidsvisie, betreffende het criterium 'Behoud en ontwikkeling van natuurwaarden en veerkracht' binnen het Schelde-estuarium, voor het gewenste streefbeeld in het jaar 2030.*

Binnen de ontwikkeling van het **streefbeeld Natuurlijkheid** is dit verslag de **eerste stap**, nl. de beschrijving van de fysische, chemische en biologische conditie van het estuarium en de verwachte trend voor de korte termijn (tot 2005). In twee verdere fasen zal een visie op middellange termijn (tot 2010) en een visie voor de lange termijn (tot 2030) worden opgesteld. Voor dit rapport, dat slaat op de huidige situatie van het estuarium en de ontwikkeling ervan op korte termijn (tot 2005), is uitgegaan van bestaand materiaal. Heel wat informatie is immers voorhanden. Een zo volledig mogelijke compilatie werd gepresenteerd met aandacht voor volgende aspecten: trofische niveau's, ecologische processen, biodiversiteit, dit alles verenigd in een hoger integratieniveau. Waar mogelijk werden de leemtes in onze kennis aangeduid. Enkele abiotische processen zoals het getijdenregime en de zoet-zoutmenging worden in andere werkgroepen van het project besproken. De bevindingen van dit rapport vormen de pijlers van een nog te ontwikkelen Langetermijnvisie voor Natuurlijkheid.

1.2 Verantwoording van de keuze van de parameters

In het rapport zijn een aantal parameters opgenomen en andere dan weer niet. Het was immers onmogelijk en ook niet nodig een ecosysteemvisie te presenteren op basis van alle parameters ooit in het estuarium geregistreerd. De selectie van de meest essentiële gegevens is zo gebeurd dat het ecosysteem toch vrij coherent kon worden gevat. Dit hoofdstukje wil de keuze van de geselecteerde parameters kort verantwoorden. De verantwoording in detail is verwoord in de teksten aangaande de betreffende parameters, of kan er gemakkelijk uit worden afgeleid.

In een eerste luik van het rapport worden de **arealen** van verschillende ecotopen opgenomen. Het belang van de arealen blijkt uit het schema in Fig. 1.1. De figuur illustreert dat de arealen van de verschillende ecotopen, m.a.w. de fysische structuren, het fundament vormen van het estuarien ecosysteem. Het zijn de habitats waarbinnen de diversiteit van het estuarium zich kan ontwikkelen. Ze zijn afhankelijk van de hydrodynamische en morfologische ontwikkelingen van het estuarium, die op hun beurt gedeeltelijk door de mens worden beïnvloed. Dit, samen met de chemische omstandigheden, bepaalt welke organismen zich in welke habitats zullen vestigen (Meire et al., 1997). Het is bijgevolg een evidentie dat areaalbesprekingen in deze ecosysteemvisie zijn opgenomen.

In een tweede luik worden de **stofstromen** beklemtoond. Stofstromen zijn de bewegingen van nutriënten, pollutanten, detritus en andere componenten in het estuarium. Ze bepalen in hoge mate de diversiteit en de productiviteit.

Nutriënten (o.a. stikstof en fosfor) zijn essentiële graadmeters voor een ecosysteem vermits ze rechtstreeks invloed uitoefenen op de productiviteit en, daarmee verbonden, de eutrofiëring. Dit geldt niet alleen binnen de oevers van het estuarium, maar minstens even belangrijk, voor de Noordzee, waar de Schelde in uitmondt. Eutrofiëring resulteert in een verhoogde primaire productie. Dit proces en de parameter die er het nauwst mee verbonden is, chlorofyl a, verdient daarom bijzondere aandacht. In het Schelde-estuarium wordt de primaire productie zeer sterk gehinderd bij gebrek aan licht. Rechtstreekse oorzaak is de zwevende stof, een parameter die ook een voorname rol opeist binnen de morfologie en de filterfunctie van het estuarium. Een tot voor kort onderschat sleutelement binnen de problematiek van eutrofiëring is silicium. Silicium blijkt immers bepalend te kunnen zijn voor verschuivingen tussen fytoplanktongemeenschappen, waardoor eutrofiëring in nog sterkere mate hinderlijke neveneffecten kan aannemen.

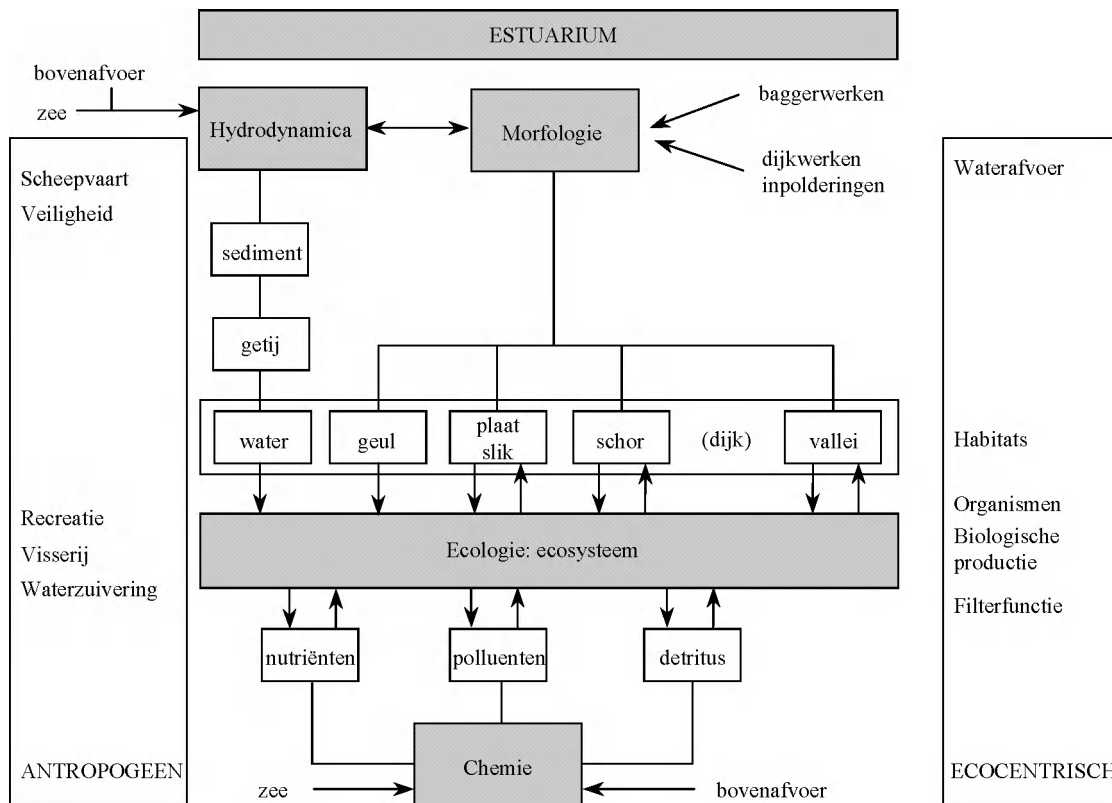


Fig. 1.1: Schematische weergave van de verschillende componenten van het Schelde-estuarium (Meire et al., 1997)

De zuurtegraad, m.a.w. pH, is een snel te bepalen, veelvuldig gemeten parameter die het resultaat is van verschillende reacties en processen. Deze parameter laat toe het belang van belangrijke processen, zoals fotosynthese, respiratie, nitrificatie en denitrificatie in te schatten. Tegelijk is pH bepalend voor veel chemische evenwichten.

Polluënten, zoals microverontreinigingen (bv. De Wulf et al., 1998) en zware metalen (bv. Srinetr, 1997; Baeyens 1998) worden hier niet op zich behandeld omdat dit te ver zou leiden. Dat wil niet zeggen dat ze volledig buiten beeld blijven. De effecten van polluënten op hogere trofische niveau's worden waar nodig en in de mate van het mogelijke uiteengezet.

De hoge graad van belasting van het estuarium bestaat vooral uit antropogeen detritus dat voornamelijk uit koolstof bestaat. Daarenboven is een deel van het in het systeem aanwezige koolstof afkomstig van primaire productie. Koolstof is de basis van de voedselketen. De hoeveelheden ervan bepalen mede de trofiegraad. Koolstof is

bijgevolg een dominant element in het estuarium dat niet mag ontbreken in een systeemvisie.

Zuurstof is onmisbaar voor alle hogere levensvormen. Het is een onomstreden indicator voor de basiswaterkwaliteit.

Saliniteit neemt een hoogst aparte plaats in. Het zoutgehalte is immers verantwoordelijk voor de zo typerende zout-zoet gradiënt van het estuarium.

In een derde luik komen de hogere **trofische niveau's** aan bod, met name het macrozoöbenthos, de vissen, de watervogels en de zeehonden.

Macrobenthos vormt een centrale schakel binnen het estuariene voedselweb. Het is een voedselbron voor crustacea, vissen en vogels. Vele schelpdieren en kreeftachtigen vormen ook voor de mens een belangrijke voedselbron. Macrobenthos vervult een belangrijke rol in de systeemdynamiek (structureel en functioneel) van estuaria. Een evaluatie van de menselijke ingrepen in het estuariene ecosysteem zal dan ook de mogelijke invloed op het macrobenthos inhouden. Bovendien is macrozoöbenthos een indicator van stress en vervuiling.

Het voorkomen van vis in het estuarium is een onderwerp dat veel mensen beroert. Vissen zijn niet alleen een onderdeel van de recreatieve functie van het estuarium, *in casu* de sportvisserij of de meer omstreden fuikenvisserij. Vissen zijn ook uitstekende indicatoren voor de waterkwaliteit. Bovendien zijn sommige soorten een indicator voor verstoring van de bodem (bv. door bodemvisserij), zoals de Stekelrog.

Watervogels staan aan het eind van de voedselketen en zijn kwetsbaar voor veranderingen in het watersysteem. Het Schelde-estuarium vervult een belangrijke rol als doortrek- en overwinteringsgebied voor ettelijke soorten. De publieke belangstelling voor vogels is groot. Ze vormen een in het oog springend onderdeel van het estuarium, en zijn door het opstellen van objectieve criteria uitgegroeid tot een geschikt beleidsinstrument.

Zeehonden staan in het estuarium aan de top van de voedselketen. Ze zijn echter niet alleen onderhevig aan de stofstromen binnen het systeem. Ook de structuren, zoals zandbanken voor hun rust- en kraamplaatsen, hebben een invloed op hun aanwezigheid. Het feit dat ze gevoelig zijn voor verstoring heeft ertoe geleid dat ze beschouwd worden als een indicator van de algemene kwaliteit van hun leefomgeving. Zeehonden hebben bovendien een hoge aaibaarheidsfactor.

LITERATUUR

ANONYMUS (1999) Agenda Langetermijnvisie Schelde-estuarium: Werkplan werkgroep Natuurlijkheid. Rapport RA/99-359e, Rijkswaterstaat, Zeeland.

ANONYMUS (1999) Agenda Langetermijnvisie Schelde-estuarium: Plan van aanpak. Rapport RA/99-341, Rijkswaterstaat, Zeeland.

BAEYENS W. (1998) Trace metals in the Westerschelde estuary: A case study of a polluted, partially anoxic estuary. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/ Boston/ London, 167p.

DE WULF J., VAN LANGENHOVE H., EVERAERT M., VANTHOURNOUT H. (1998) Volatile organic compounds in the Scheldt estuary along the trajectory Antwerp-Vlissingen: Concentration profiles, modelling and estimation of emissions into the atmosphere. *Water Resources*, 32, 2941-2950.

MEIRE P., STARINK M., HOFFMANN M. (1997) Integratie van ecologie en waterbouwkunde in de Zeeschelde: aanleiding tot en situering van het Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES). *Water*, 95, 147-165.

SRINETR V. (1997) Metal bioavailability to macrobenthic species of the Western Scheldt: adverse effect, source and exposure. Doctoraatscriptie Vrije Universiteit Brussel, Brussel.

2 INDELING VAN HET ESTUARIUM

Estuaria zijn overgangszones tussen het zoete water van het land en het zoute water van de zee. Ze kunnen worden gedefinieerd als inhammen van de zee die zich uitstrekken tot aan de riviervallei, d.w.z. tot zover het getij stroomopwaarts reikt (Fairbridge, 1980). Het Schelde-estuarium strekt zich uit van de monding van de rivier te Vlissingen tot aan Gent waar de getijdenwerking door een sluizencomplex wordt tegengehouden. De Westerschelde is het Nederlands deel van het estuarium, de Zeeschelde' het Vlaamse of Belgische deel. De belangrijkste zijrivieren zijn de Rupel, de Durme en de Dender. De eerste twee zijn ook aan getijdenwerking onderhevig.

In dit werk wordt het estuariene deel van Vlissingen tot Gent behandeld. De Vlake van Raan, die zich voor de monding in de Noordzee uitstrekt en eigenlijk deel uitmaakt van het mondingsgebied van het estuarium, werd niet in het rapport opgenomen omdat er veel minder gegevens van beschikbaar zijn.

Om de bespreking van de ecosysteemvisie te vereenvoudigen werd het **estuarium onderverdeeld in twintig compartimenten**. Deze opdeling vereenvoudigde de vergelijking van resultaten van verschillende studies. Ze is gebaseerd op het model MOSES (Soetaert & Herman, 1995). De dimensies van de verschillende compartimenten zijn voorgesteld in Tabel 1. De exacte dimensies van de compartimenten 14 t.e.m. 20 waren op het ogenblik van de rapportage nog niet beschikbaar. Daarom werden de dimensies zoals ze zijn geschat door Muylaert (1999) gehanteerd. De verblijftijd van chloride in de compartimenten is weergegeven in Tabel 2.

Op basis van de vergelijkende studie van verschillende parameters kwam een ecosysteemvisie naar voor waarbij het estuarium kon worden ingedeeld in verschillende zones met specifieke karakteristieken. Daar waar de compartimenten dus vooral gebruikt werden om resultaten van verschillende studies naar elkaar te kunnen vertalen, kwamen de zones eerder overeen met bestaande ecologische entiteiten. Omdat de grenzen van de zones niet scherp konden worden vastgesteld werden ze zo gesitueerd dat ze samenvielen met compartimentsgrenzen. De opdeling in compartimenten was fijn genoeg om zich daartoe te lenen. De compartimenten en zones zijn afgebeeld in Fig. 1.1. Zones 5, 6 en 7 kwamen grofweg overeen met de indeling van de Westerschelde in oost, midden en west, zoals in veel studies werd gehanteerd. Deze onderverdeling is weergegeven in Fig. 1.2. Hieronder wordt een korte beschrijving gegeven van de verschillende compartimenten.

Tabel 1: Morfologische karakteristieken van de modelcompartimenten (zie Fig. 2.1) bij gemiddelde hoog water (GHW), NAP* en gemiddeld laag water (GLW). Bronnen: Soetaert & Herman (1995); Muylaert (1999)

Comp. No.	Totale lengte (m)	Oppervlakte (10 ³ m ²)			Volume (10 ³ m ³)		
		GLW	NAP	GHW	GLW	NAP	GHW
1	13.300	59.009	63.620	71.314	731.732	873.080	1.046.875
2	12.100	46.204	49.360	54.800	483.489	593.684	731.758
3	6.200	28.077	30.300	33.134	233.638	300.120	369.920
4	6.900	29.874	34.600	39.270	241.290	312.588	395.028
5	5.900	12.835	13.360	14.200	128.465	158.476	200.272
6	5.300	12.460	14.380	18.572	76.648	106.008	143.554
7	5.700	10.990	14.380	16.768	59.962	86.636	247.271
8	5.950	14.548	16.420	19.120	98.304	131.128	172.926
9	9.700	6.781	7.772	9.106	52.488	69.830	89.197
10	5.100	2.531	2.854	3.345	22.400	28.807	35.892
11	9.600	5.655	6.387	7.159	45.106	59.460	75.149
12	8.300	2.822	3.075	3.360	24.926	31.957	39.452
13	7.950	2.733	2.973	3.290	19.834	26.649	33.862
14	13.000	3.705			24.882		
15	14.000	2.030			11.437		
16	8.500	850			4.812		
17	8.500	684			3.531		
18	7.000	444			1.731		
19	7.000	360			1.426		
20	10.000	395			935		

*: $NAP (m) + 2,33 m = TAW (m)$

2.1 Zone 1: zoetwatergebied met korte verblijftijd (compartiment 17 t.e.m. 20)

Deze zone situeert zich tussen Merelbeke (km 160) en Appels (km 127). De stroomopwaartse grens van de zone bestaat uit het sluizencomplex te Merelbeke waar de getijden worden tegengehouden. Het estuarium is daardoor, mede door de sluizen te Gentbrugge, afgescheiden van de Bovenschelde. Tussen Gentbrugge en Melle situeert zich een oude rivierarm die zozeer is dichtgeslibd dat zich slikken hebben gevormd, het

belangrijkste aandeel van getijdengebieden in deze zone. Langsheen de vaargeul zelf zijn immers nauwelijks getijdengebieden aanwezig. De oeverversteving bestaat voornamelijk uit steenbestorting.

Tabel 2: Verblijftijd van chloride in verschillende compartimenten in dagen, voor de referentie (vaste dispersiecoëfficiënt) en voor een proportionele verhoging van de dispersiecoëfficiënt met 1,1. Er wordt uitgegaan van een vaste advectieve stroming van 100 m³/s (Soetaert & Herman, 1995)

<i>Compartiment</i>	<i>Referentie (d)</i>	<i>Referentie * 1,1 (d)</i>
1	12	11
2	19	18
3	29	26
4	33	30
5	38	35
6	41	38
7	47	43
8	50	46
9	54	50
10	55	52
11	58	54
12	63	59
13	65	61

Zone 1 wordt gekenmerkt door een geringere estuariumbreedte en -diepte tov de andere zones. Hoewel de lengte van deze zone ongeveer 60 % bedraagt van de totale lengte van het zoetwatergetijdegebied (compartimenten 20 t.e.m. 15), bedraagt het volume slechts ongeveer 30 % van het zoetwatervolume van het estuarium. Daardoor wordt deze zone relatief sterk beïnvloed door schommelingen in afvoer van vooral de Bovenschelde. De retentietijd is relatief gering: ongeveer 2 à 5 dagen (Muylaert, 1999).

2.2 Zone 2: zoetwaterzone met lange verblijftijd (compartiment 15 en 16)

Deze zone is gelegen tussen Appels (km 127) en de monding van de Durme (km 100). De laatste natuurlijke meander van de Zeeschelde, de Kramp, bevindt zich in het middelste deel van deze zone.

De breedte en diepte van het estuarium zijn gemiddeld groter dan in de stroomopwaarts gelegen zone. Het debiet van de rivier heeft hierdoor minder invloed. Bovendien is de

invloed van het getij er groter, zodat de verblijftijd binnen zone 2 beduidend hoger is dan in zone 1 (Muylaert, 1999).

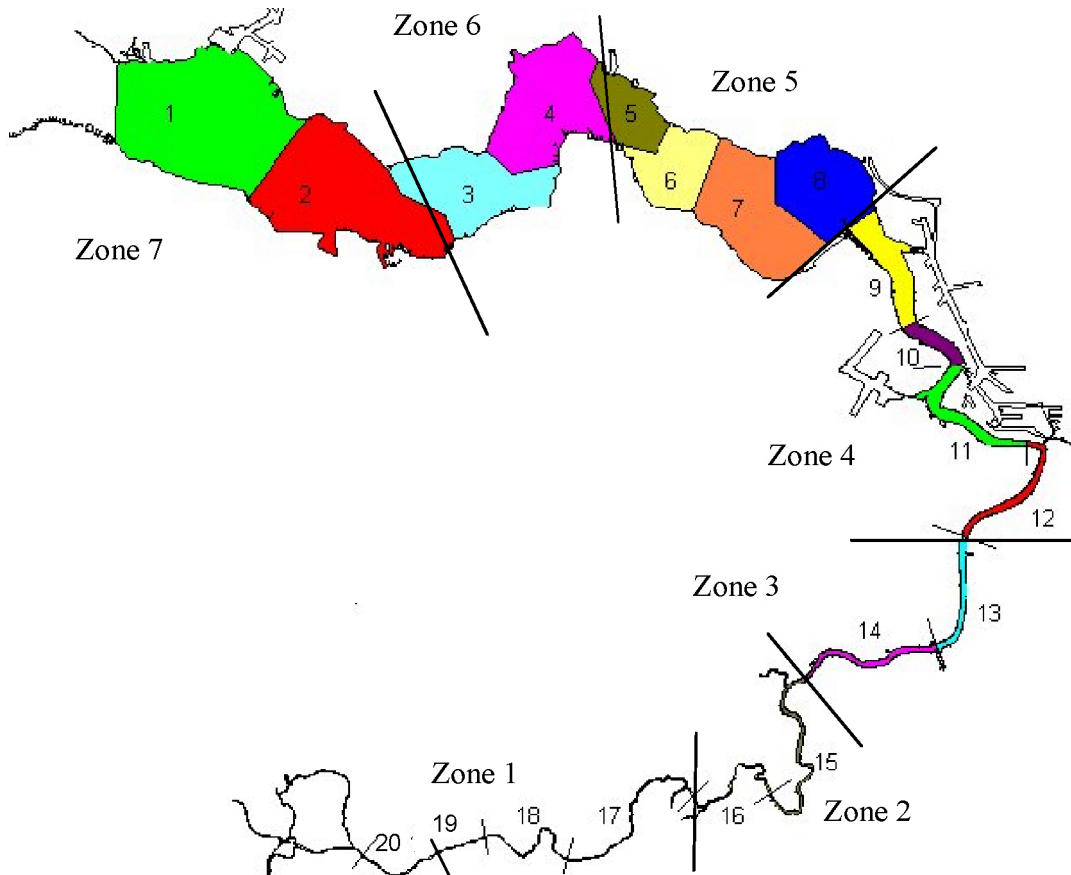


Fig. 2.1: Indeling van het Schelde-estuarium in 20 compartimenten, gebaseerd op het MOSES- en OMES model, en in zeven verschillende zones

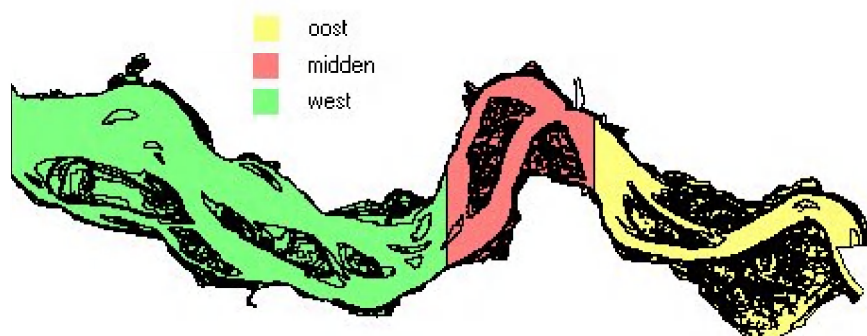


Fig. 2.2: Onderverdeling van de Westerschelde in de zones oost, midden en west

2.3 Zone 3: oligohaliene getijdezone met hoge input van antropogeen materiaal (compartiment 13 en 14)

Deze zone situeert zich rond de monding van de Rupel, de zijrivier die de voorlopig nog ongezuiverde vuilvracht van Brussel in het estuarium brengt. De antropogene input is hier zeer groot. In deze zone vertoont het longitudinaal zuurstofprofiel van het estuarium een dieptepunt.

2.4 Zone 4: zone met sterke saliniteitsgradiënt (compartiment 9 t.e.m. 12)

Deze en alle vorige, dus meer stroomopwaartse, zones worden gekenmerkt door hun eenvoudige estuariene bedding die beperkt is tot één eb-vloed geul. Het kenmerk bij uitstek is echter de sterke saliniteitsgradiënt, die bepalend is voor het ecosysteem binnen deze zone. Deze zone wordt stroomafwaarts begrensd door de Belgisch-Nederlandse grens (km 57). Het Belgische deel van het estuarium wordt Zeeschelde genoemd, het Nederlandse deel Westerschelde.

2.5 Zone 5: mesohaliene Westerschelde (compartiment 5 t.e.m. 8)

Deze zone bevindt zich tussen de Belgisch-Nederlandse grens en de omgeving van Hansweert (km 38). Zone 5 is een zoutbrakke zone waarin een aantal mariene soorten, waaronder bv. de kokkel *Cerastoderma edule*, niet meer voorkomen. Deze en volgende zones, samen de Westerschelde, worden gekenmerkt door het optreden van meerdere eb-vloed geulen waartussen zich platen hebben ontwikkeld.

2.6 Zone 6: polyhaliene Westerschelde (compartimenten 3 en 4)

Deze zone wordt gekarakteriseerd door de aanwezigheid van zout water en zoutwatersoorten die zich grotendeels aan het estuarium hebben aangepast.

2.7 Zone 7: mondingszone (compartimenten 1 en 2)

Deze polyhaliene tot mariene zone vormt het begin van het estuarium vanuit zee. In deze zone worden soorten uit de zee afkomstig zijn geconfronteerd met estuariene karakteristieken zoals een verhoogde graad van turbulentie en troebelheid.

LITERATUUR

FAIRBRIDGE R. (1980) The estuary: its definition and geodynamic cycle. in: Olausson E., Cato I. (Eds.) Chemistry and biochemistry of estuaries. Wiley, New York, 1-35.

MUYLAERT K. (1999) Distribution and dynamics of protist communities in a freshwater tidal estuary. Doctoraatscriptie Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen, Gent, 192.

SOETAERT K., HERMAN P. (1995) Estimating estuarine residence times in the Westerschelde (The Netherlands) using a box model with fixed dispersion coefficients. Hydrobiologia, 311, 215-224.

3 STRUCTUREN

3.1 Arealen

In dit hoofdstuk worden de grote morfologische eenheden van het Schelde-estuarium naast elkaar gezet. De detailindeling door De Jong (1999) is aangevuld met informatie over de schorren. De gecontroleerde overstromingsgebieden worden als ecotopen apart vermeld.

Tabel 3: Oppervlakten van slikken en schorren langs het Schelde-estuarium, absolute waarden in ha (opp(ha)), in % van het totaal areaal van het ecotoop langs de Zeeschelde (%), en per km aslengte van het betreffende compartiment (ha/km asl); bronnen: Westerschelde (Mol et al., 1997); Zeeschelde (Van den Bergh et al., 1999). De OMES-compartimentering is gehanteerd (zie Hoofdstuk 2).

Compartiment	Slik			Schor			Slik&schor		
	opp(ha)	%	ha/km asl	opp(ha)	%	ha/km asl	opp(ha)	%	ha/km asl
West (1-3)	3490	39,5		113	3,8		3603	30,4	
Midden (4-5)	1809	20,5		19	0,6		1828	15,4	
Oost (6-8)	2819	31,9		2367	78,6		5186	43,8	
9	241	2,7	36,41	66,82	2,2	10,09	307,85	2,6	46,50
10	104	1,2	18,56	60,31	2,0	10,75	164,43	1,4	29,31
11	124	1,4	13,36	41,82	1,4	4,52	165,57	1,4	17,88
12	56	0,6	6,07	18,38	0,6	1,99	74,51	0,6	8,05
13 en 14	55	0,6	6,74	38,94	1,3	4,81	93,55	0,8	11,55
15	71	0,8	6,98	65,97	2,2	6,49	136,98	1,2	13,47
16	44	0,5	3,90	143,52	4,8	12,67	187,70	1,6	16,57
17	15	0,2	1,61	45,36	1,5	4,90	60,26	0,5	6,51
18	7	0,1	0,63	28,45	0,9	2,54	35,48	0,3	3,17
19	2	0,0	0,26	0,18	0,0	0,02	2,50	0,0	0,29
20	0	0,0	0,00	1,84	0,1	0,20	1,84	0,0	0,20
Totaal	8837	100		3011	100		11848	100	

3.1.1 Ecotopen

Bij de beschrijving van de arealen van de Schelde wordt een onderscheid gemaakt tussen geulen, platen, slikken en schorren. Deze morfologische eenheden worden als volgt gedefinieerd:

- Geulen: het deel van de bodem gelegen beneden de gemiddelde laagwaterlijn;
- Platen: het deel van de bodem gelegen tussen gemiddeld tij en gemiddeld laagtij en omgeven door water;
- Slikken: het deel van de bodem tussen gemiddeld tij en gemiddeld laagtij en grenzend aan een dijk of schorgebied
- Schorren: begroeide delen tussen slik en dijk.

Vanuit de ecologie worden als onderdeel van de geulen ook nog de zones met ondiep water onderscheiden: het deel van de bodem tussen –5m en –2m t.o.v. de gemiddelde laagwaterlijn.

De oppervlakten van slikken en schorren in het Schelde-estuarium zijn weergegeven in Tabel 3. Voor de Westerschelde zijn de oppervlakten van de ecotopen meer in detail weergegeven in Tabel 4. De verspreiding van de ecotopen in het estuarium is voorgesteld in Fig. 3.1.

Tabel 4: Oppervlakten (ha) van ecotopen van de Westerschelde in 1996; bron: Mol et al. (1997). De Westerschelde is ingedeeld in de zones West, Midden en Oost (zie Hoofdstuk 2).

Ecotoop	West	Midden	Oost	Totaal
Schor	113	19	2367	2499
Hoogdynamisch > NAP -2m	1291	870	1076	3237
Laagdynamisch slibrijk > NAP	1227	213	784	2224
Laagdynamisch slibrijk < NAP	488	235	215	938
Laagdynamisch slibarm > NAP	296	318	585	1199
Laagdynamisch slibarm < NAP	188	173	159	520
Ondiep water < 0,5 m/s	180	47	47	274
Ondiep water > 0,5 m/s	1432	483	708	2623
Geulen < NAP -5m	10801	3184	3201	17186
Overig (glooiing, kribben, enz.)	86	48	89	223
> NAP -2m, niet gekarteerd (*)	44	29	24	97
Totaal	16146	5619	9255	31020

* : betreft afrondingsfouten

De platen en slikken kunnen verder worden opgedeeld. Door De Jong (1999) is een ecoseriekaart gemaakt voor de slikken en platen in de Westerschelde. Deze kaart (Fig. 3.2) is gebaseerd op morfologische karakteristieken van het systeem (periode van droogvallen, huidige stroomsnelheid en het zoutgehalte in de winter).

De schorren kunnen verder opgedeeld worden volgens het vegetatietype. Een algemeen overzicht van de schorgebieden is weergegeven in Fig. 3.3. Kaarten van deelgebieden zijn weergegeven in Fig. 3.5 t.e.m. Fig. 3.7. De indeling van de deelgebieden in ecoseries is gebeurd volgens de legende die aan deze figuren voorafgaat.

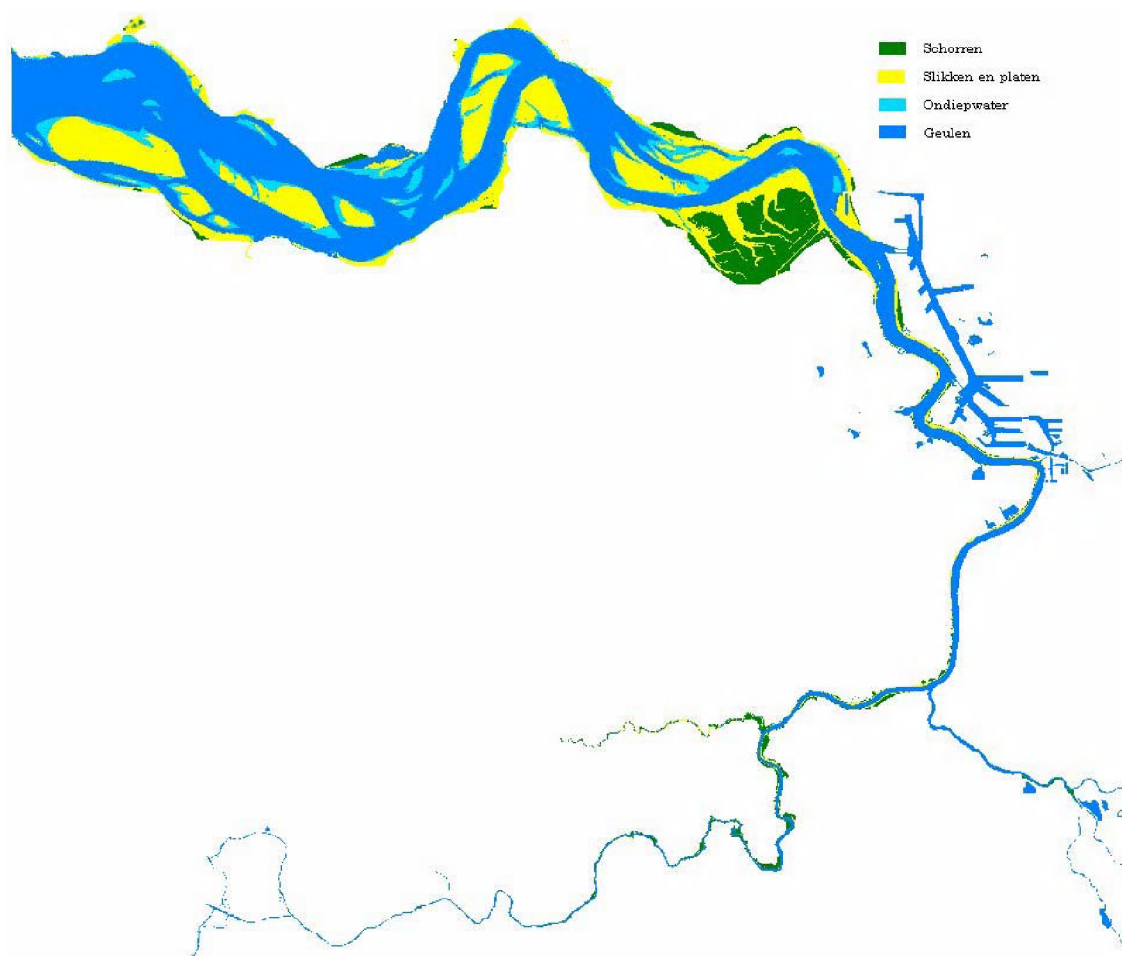


Fig. 3.1: Overzicht van geulen, ondiep water, platen, slikken en schorren in het Schelde-estuarium.

De vegetatiekarteringen van de Zeeschelde en de Westerschelde werden vereenvoudigd met het oog op een overzichtelijke weergave op kaart. De verschillende onderscheiden vegetatietypes zijn weergegeven in Fig. 3.4., de oppervlakten ervan in Tabel 5.

Drie vegetatiekaarten zijn voorgesteld, één van het Paulinaschor (zoute deel, Fig. 3.5), één van het Verdrongen Land van Saeftinge (brakke deel, Fig. 3.6) en één van het Kijkverdriet en de Notelaar (zoete deel, Fig. 3.7).

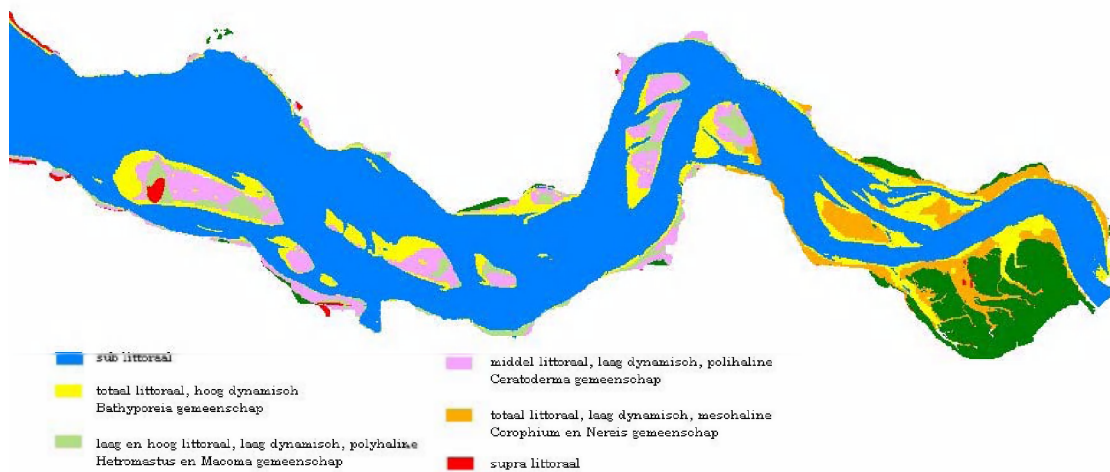


Fig. 3.2: Ecoseriekaart van het Nederlandse deel van het Schelde-estuarium

De zout-zoetgradient heeft een duidelijke invloed op de vegetatiepatronen. In het zoetwatergetijdengebied domineren wilgenstruwelen en –vloedbossen. Riet komt over de hele zout-zoetgradiënt voor, weze het in mindere mate in het zoute deel.

Het behoud van de verschillende vegetatietypes is sterk afhankelijk van het gevoerde beheer. Op verschillende schorren worden dan ook specifieke beheersmaatregelen getroffen. Dit omvat begrazing (bv. in Saeftinge, Schor van Ouden Doel en Galgenschoor) maar in veel gevallen ook maaien en kappen. Een gedetailleerd overzicht hiervan is voor de Zeeschelde te vinden in Hoffmann (1993) en Van Allemeeersch et al. (2000), voor de Westerschelde in Houtekamer (1997).

3.1.2 Gecontroleerde overstromingsgebieden

In het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium zijn al 11 gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG's) aangelegd, te weten Tielrodebroek, Groot schoor van Hamme, Uiterdijk, Scheldebroek, Paardenweide, Bergenmeersen, Potpolders I en IV, Bovenzanden, de Polder van Lier en Anderstadt (Fig. 3.7). Daarnaast zal op de korte termijn het GOG Kruibeke-Basel-Ruppelmonde van ca. 500 ha gerealiseerd zijn.

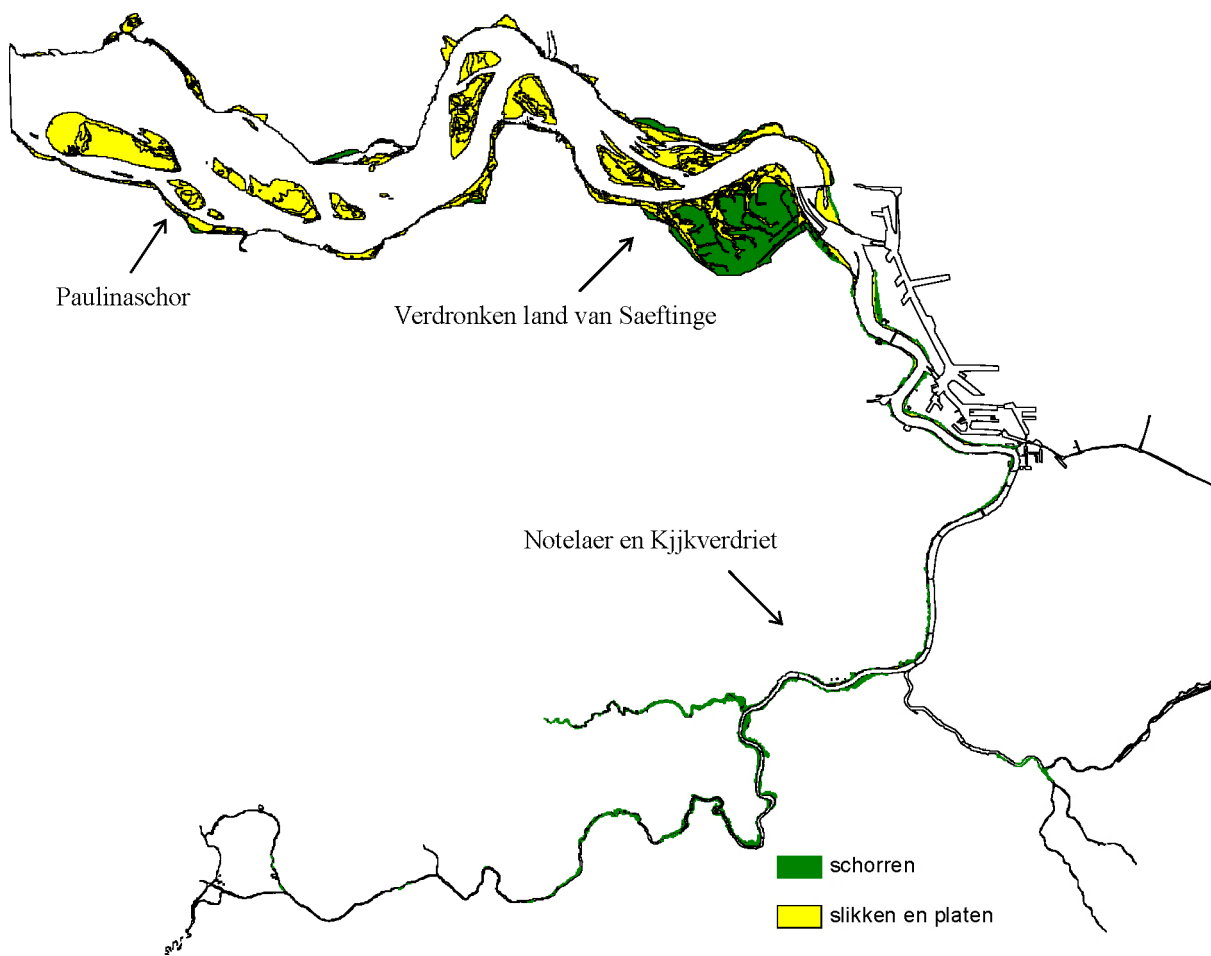


Fig. 3.3: Overzicht van de schorgebieden in het Schelde-estuarium

3.2 Functies van de structuurarealen

In de MOVE rapportage (Mol et al., 1997) werden voor de verschillende ecoseries in de Westerschelde ecologische functies onderscheiden. Deze waren:

- Sublitoraal: Geul en geulbodem (<NAP –5 m)
 - Transport van water met alles erin: fyto-en zoöplankton, vissen, zeezoogdieren, nutriënten, zwevende stof
 - Foerageerplaats voor zeezoogdieren
- Sublitoraal: Ondiep water en plaatranden (NAP –2 m tot NAP –5 m)
 - Leefgebied van bodemdieren en groeiplaats van bodemplanten

Tabel 5: Oppervlakten (m²) van vegetatietypes voor de deelgebieden (volgens Fig. 2.1) van het Schelde-estuarium

vegetatie	zone 1	zone 2	zone 3	zone 4	Zone 5	zone 6	zone 7
Bos (Populier)	66639	201089	21644				
Individuele bomen	9428	101271	19531	1484			
Individuele struiken	6340	25594	15006	189			
Pionierskruiden	5143	8061	22208				
Ruigtekruiden	45368	188107	243530				
Ruwe bies	684	480	243	30283			
Wilgenstruweel	108260	1153903	359708				
Wilgenvloedbos	41125	179278	81990				
Riet	87479	162816	284982	1251768	401344	799	473
Brakke pioniers				52000			
Grasrijk/beweid				45420	2474991	5351	2984
Kweldergras/Zeeaster				16267	3661415	336	8178
Strandkweek				291544	7517116	44199	33181
Zeebies				230657	6618098		813
Engels slijkgras					613395	11778	8866
Primair schor					478040	12082	25457
Schorrezoutgras					21816	2317	1364
Gewone zoutmelde						21888	24977

- Foerageerplaats voor jonge vis en hyperbenthos
- Voedselgebied voor vogels
- Hoog- en laagdynamische platen en slikken (NAP –2m tot NAP +2m)
- Verblijfplaats (vestiging, groei, voortplanting) van bodemdieren en -planten
- Rui-, rust-, en foerageerplaats voor vogels
- Foerageerplaats voor jonge vis en hyperbenthos (kinderkamer)
- Rust- en zoogplaats voor zeezoogdieren
- Schorren
- Broed-, rui-, rust-, en foerageergebied voor vogels
- Foerageer- en verblijfplaats voor jonge vis en hyperbenthos (kinderkamer)
- Groeiplaats voor zout-, brak-, en zoetwater(getijde)planten

Binnen het getijdengebied wordt een onderscheid gemaakt tussen hoogdynamische en laagdynamische (slibrijke en slibarme) gebieden. De slibrijke laagdynamische gebieden zijn het rijkst aan bodemdieren (stapelvoedsel voor vele soorten vissen en watervogels).

-  slikken en platen
-  ondiep water
-  geulen
-  Engels slijkgras
-  Gewone zoutmelde
-  Grasrijk/beweid
-  Kweldergras/Zeeaster
-  Primair schor
-  Riet
-  Schorrezoutgras
-  Strandkweek
-  Zeebies
-  Bos (Populier)
-  Brakke pioniers
-  Individuele bomen
-  Individuele struiken
-  Pionierskruiden
-  Ruigtekruident
-  Ruwe bies
-  Wilgenstruweel
-  Wilgenvloedbos

Legende bij de vegetatiekaarten (Fig. 2.5 t.e.m. Fig. 3.7): Onderscheiden ecotopen en vegetatietypes in het Schelde-estuarium

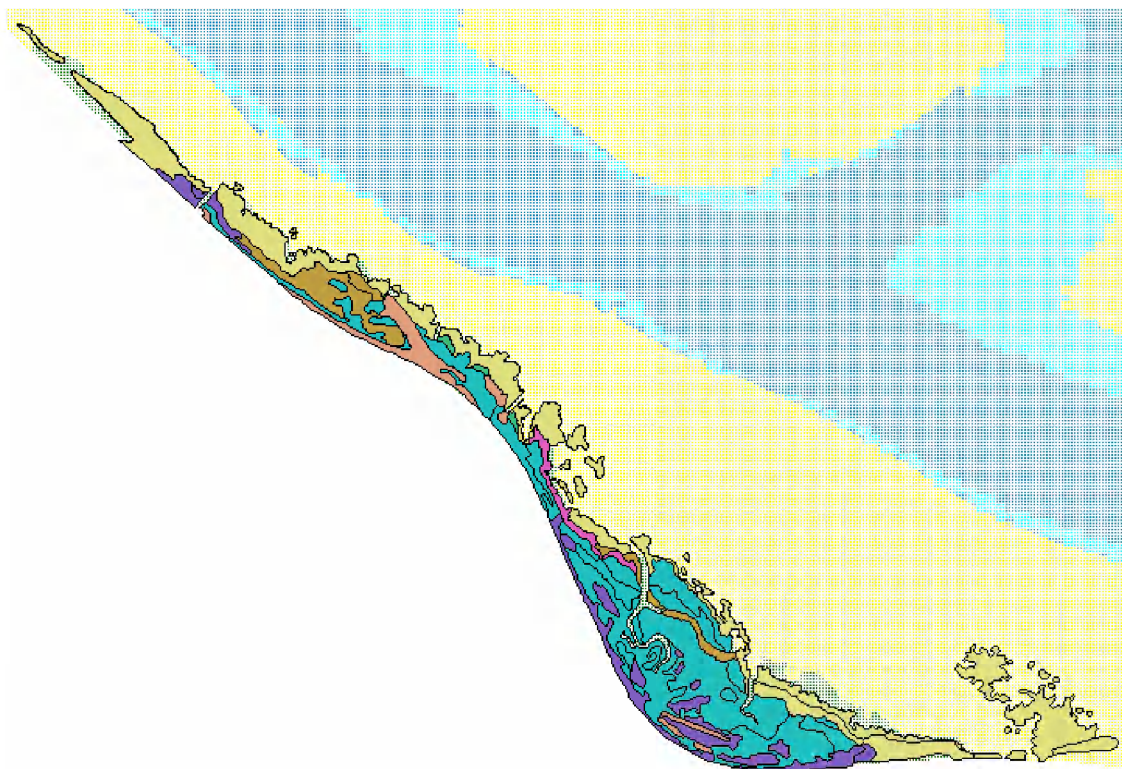


Fig. 3.4: Vegetatiekaart van Paulinaschor (zoute deel van het estuarium); voor de legende zie boven

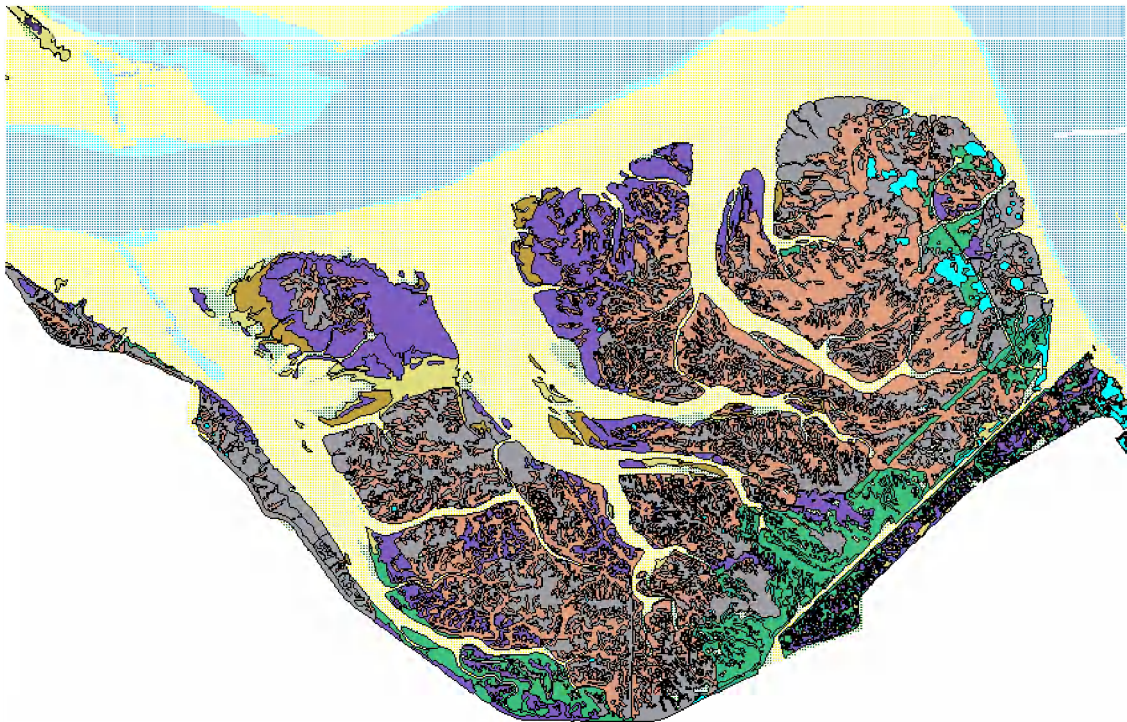


Fig. 3.5: Vegetatiekaart van het brakwaterschor 'het Verdrongen Land van Saeftinge'; voor de legende zie boven

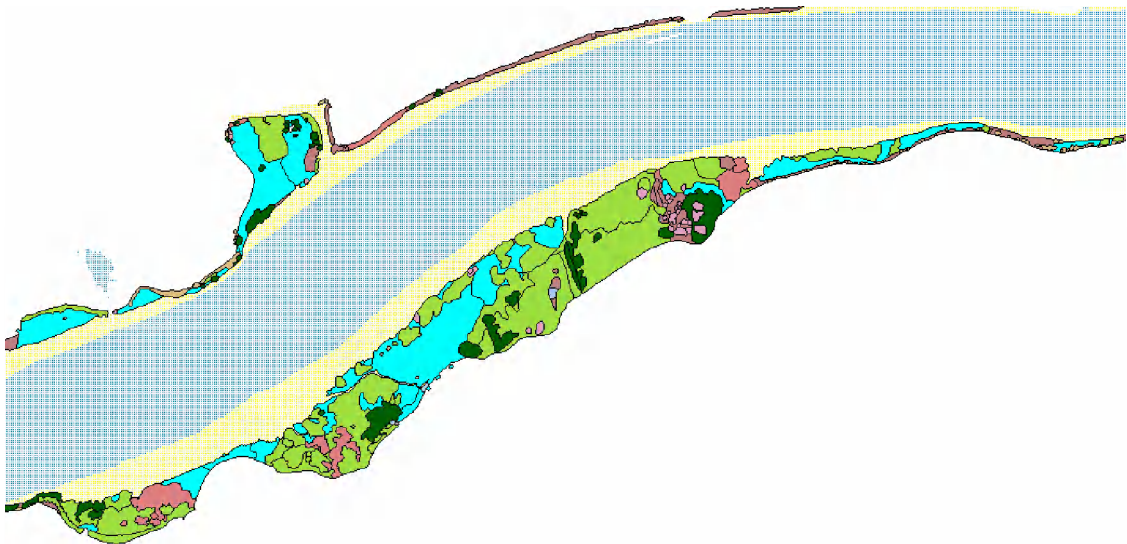


Fig. 3.6: Vegetatiekaart van de zoetwaterschorren 'Kijkverdriet' en 'Notelaar'; voor de legende zie boven

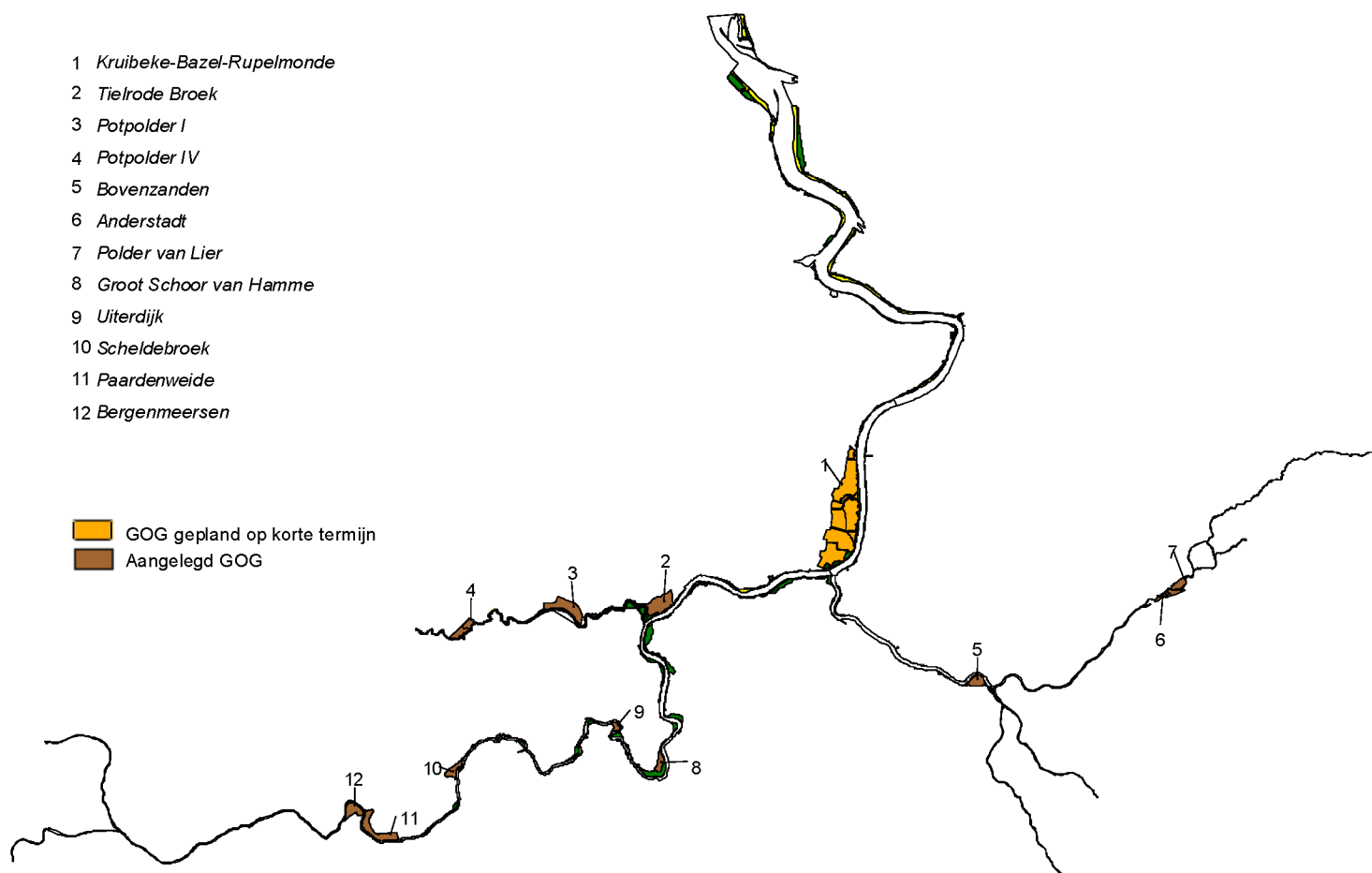


Fig. 3.7: Gecontroleerde overstromingsgebieden in het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium

3.3 Evolutie van de arealen

3.3.1 Westerschelde

De verandering in areaaloppervlakten van habitats per deelgebied van de Westerschelde is weergegeven in Tabel 6.

Tussen 1960 en 1990 is het oppervlak aan schor, slik en ondiep water met ongeveer 3200 ha afgenomen. Het areaal aan geulen en platen is daarentegen sterk toegenomen.

Sinds 1955 is de doorgaande hoofdgeul verdiept en verbreed. Door deze ingreep is de oppervlakteverdeling tussen geul, ondiep water, plaat, slik en schor in de Westerschelde sterk gewijzigd (Vroon et al., 1997). De netto-uitbreiding van het areaal aan geulen is het resultaat van een verruiming van de hoofdgeulen en een inkrumping van de nevengeulen. De platen zijn gegroeid door het opvullen van kortsluitgeulen. De kleinere platen van rond 1960, die het gebied een versneden uiterlijk gaven, zijn omgevormd tot grotere, meer gestroomlijnde plaatcomplexen. Hierdoor zijn veel relatief flauwe plaat-geul

overgangen verdwenen, wat geleid heeft tot een (gemiddelde) versteiling van deze randen. Het areaal ondiep water is vooral in de jaren zestig met bijna één derde afgenomen, zowel door verdieping als door verlanding (Vroon et al., 1997).

Tabel 6: Evolutie van habitatarealen (km²) tussen 1959/61 en 1988/90 per deelgebied (Oost, Midden en West) en voor de hele Westerschelde (Totaal)(naar De Jong & Van Kleef, 1996)

	Oost		Midden		West		Totaal	
	1959/61	1988/90	1959/61	1988/90	1959/61	1988/90	1959/61	1988/90
Diep water	103,4	107,3	30,1	31,3	28,1	30,9	161,6	169,5
Ondiep water	20,8	16,6	10,1	6,3	13,7	8,8	44,6	31,7
Platen	28	25,2	9,9	12,7	6,9	9,6	44,8	47,5
Slikken	14	10,7	5,5	5,4	23	19,1	42,5	35,2
Schor	5,8	1,6	0,5	0,2	28,9	23,6	35,2	25,4
Havens e.d.	0,7	6,2	0,3	0,6	0,1	0,1	1,1	6,9

De totaliteit van slikken en schorren is sinds de jaren zestig sterk afgenomen. Dit kan vrijwel geheel worden toegeschreven aan inpolderingen en havenaanleg. De slibrijke laagdynamische getijdengebieden zijn in het oostelijk deel vanaf het begin van de waarnemingen (1935) steeds afgenomen, een proces dat voortduurt tot op de dag van vandaag. Dit belangrijke ecotoop zag zijn aandeel in het totale getijdengebied slinken van $\pm 65\%$ in 1957 tot $\pm 40\%$ in 1989. Op de hogere delen van de platen in het oostelijk deel zijn slibrijke ‘oases’ verschenen die rijk zijn aan bodemdieren. Dit soort gebieden kwam voorheen nauwelijks op de platen voor (Vroon et al., 1997).

Het ecotoop ‘jong schor’ is zo goed als verdwenen. Bovendien slaan de randen van de meeste schorren af. Bestaande schorren eroderen. Desondanks is het areaal aan schorren tussen 1977 en 1990 weer licht gegroeid door de ‘spontane’ ontpoldering van de Selenapolder (thans Sieperdaschor) en door schorvorming in de grote krekken van Saeftinge.

3.3.2 Zeeschelde

In de Zeeschelde is een beperkte achteruitgang van de getijdengebieden vastgesteld ten gevolge van het Sigmaplan, het Vlaamse equivalent van het Nederlandse Deltaplan ter beveiliging tegen overstromingen. De impact op schorren en slikken werd echter tot een minimum beperkt omdat de verhoging en verbreding van de dijken in de regel aan de landzijde plaatsvond (Meire et al., 1992).

De uitbouw van de containerterminal ter hoogte van Zandvliet deed 8 ha slik van het Groot Buitenschoor verloren gaan. Bovendien werden 27,5 ha van het Galgenschoor, waarvan 18 ha slik, in beslag genomen (Van den Bergh et al., 1998).

3.4 Sedimentatie op de schorren

Het is nog onduidelijk of door de verdieping van de Schelde, en de daaruit voortvloeiende toenemende tidale energie, de vracht zwevende stof in het estuarium zou kunnen aanzwellen. Vermits sedimentatie gebeurt door afzetting van zwevende stof, lijkt de kans op een toenemende sedimentatie ten gevolge van toenemende tidale energie reëel indien de vracht zwevende stof inderdaad zou toenemen. Daarom werd sedimentatie op schorren als parameter in dit werk opgenomen en verdient het een woordje uitleg (zie ook Temmerman, 1999).

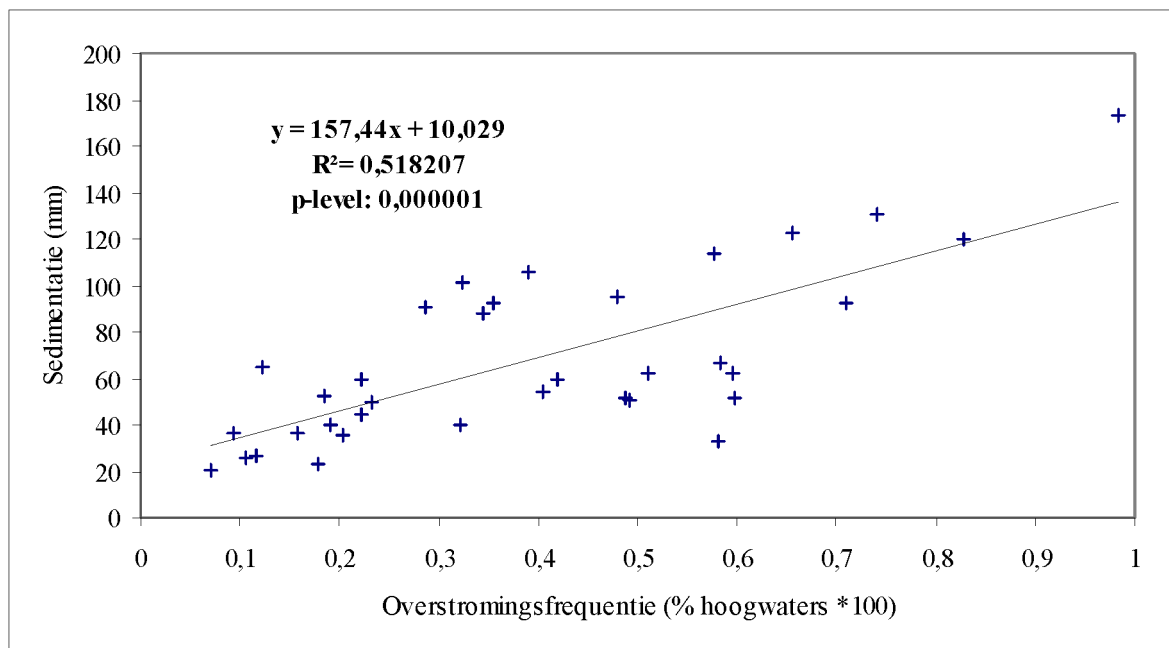


Fig. 3.8: Correlatie tussen overstromingsfrequentie en sedimentatie in de Zeeschelde; data van de periode oktober 1996 - januari 2000 (Criel et al., in prep.)

Via de krekens en de geulen komt suspensiemateriaal het schor binnen. Wanneer het water buiten de oevers van de kreek treedt, volgt een snelle sedimentatie van suspensiemateriaal vlak naast de kreek, waardoor zich oeverwallen vormen. In de kommen neemt de suspensielading tijdens de overspoelingsduur van de schorre continu af. Hoe langer het schor onder water staat, hoe groter het aandeel is van de suspensielading die neerslaat. Hieruit blijkt het belang van de tidale energie. Zodra die toeneemt, impliceert dit de instroming van meer water, en dus langere overspoelings tijden voor eenzelfde schorhoogte. Bovendien is de initiële suspensielading hoger wanneer de schorre vroeger (t.o.v. het moment van hoog water) overstroomt. Het overspoelende water zal dan immers sneller stijgen en bijgevolg ook sneller stromen, waardoor het meer materiaal in suspensie kan houden. Dit verklaart waarom, op

eenzelfde plaats op het schor, meer suspensiemateriaal wordt aangevoerd bij een hoge springtij dan bij een lage. Anderzijds ontvangt de lager gelegen schorre bij eenzelfde springtij, een grotere initiële suspensielading dan de hoger gelegen schorre. Oude schorren zoals de Notelaar kenden op die manier een continue sedimentaangroei van 4 m. Het hoogteverschil tussen oude en jonge schorren gaat uiteindelijk zo teniet.

Dit verband met de overstromingsdynamiek werd ook door Criel et al. (1999) in de Zeeschelde vastgesteld (Fig. 3.10).

Tussen verschillende schorren van de Zeeschelde bestaan op vlak van sedimentatie grote verschillen. De grootste sedimentatie vond Criel (1998) op een jong schor, het Nieuw Schor van Appels (km 122), waar het slik in minder dan een jaar met 5.27 cm was aangegroeid. Dit werd vastgesteld door de accumulatie te meten boven aangebrachte kaolienveldjes. De laagste sedimentatiesnelheid werd gemeten op het Schor van Doel (km 60), nl. 1 mm per jaar. In de Westerschelde werden in het verdrongen Land van Saeftinge en in het schor bij Waarde in de jaren '90 sedimentatiesnelheden tussen 0,5 en 3 cm j⁻¹ gemeten (Stapel & de Jong, 1998). De snelheden waren ondanks hun sterke variatie zo hoog dat verdrinking t.g.v. een zeespiegelstijging uitgesloten werd. Voorts werden de sedimentatiesnelheden representatief voor de Westerschelde genoemd. Zelfs op een oud schor als dat van Saeftinge komt dus blijkbaar nog sedimentatie voor. Nochtans berichtte Vroon et al. (1997) dat in de Westerschelde de schorren de laatste tijd vooral aan erosie onderhevig zijn. Het betreft evenwel zijdelingse erosie. Terwijl het schoroppervlak verhoogt, kalven de randen af.

Drie verschillende methoden om sedimentaccumulatie te bepalen werden vergeleken op het schor van Tielrode (km 100) door Wartel & Francken (1998). Een sedimentmassabalans en meting van de accumulatie van het ²¹⁰Pb-isotoop leverden vergelijkbare sedimentatiesnelheden op. Een veel lagere waarde werd gevonden door de sedimentlaag achtergebleven op vegetatie na 1 tijcyclus te meten.

3.5 Juridische bescherming

Een groot gedeelte van de schorren, slikken, platen en (ondiep) water vallen onder een van de volgende EU-richtlijnen (zie Fig. 3.9):

- Ramsar conventie;
- Vogelrichtlijn;
- Habitatrichtlijn.

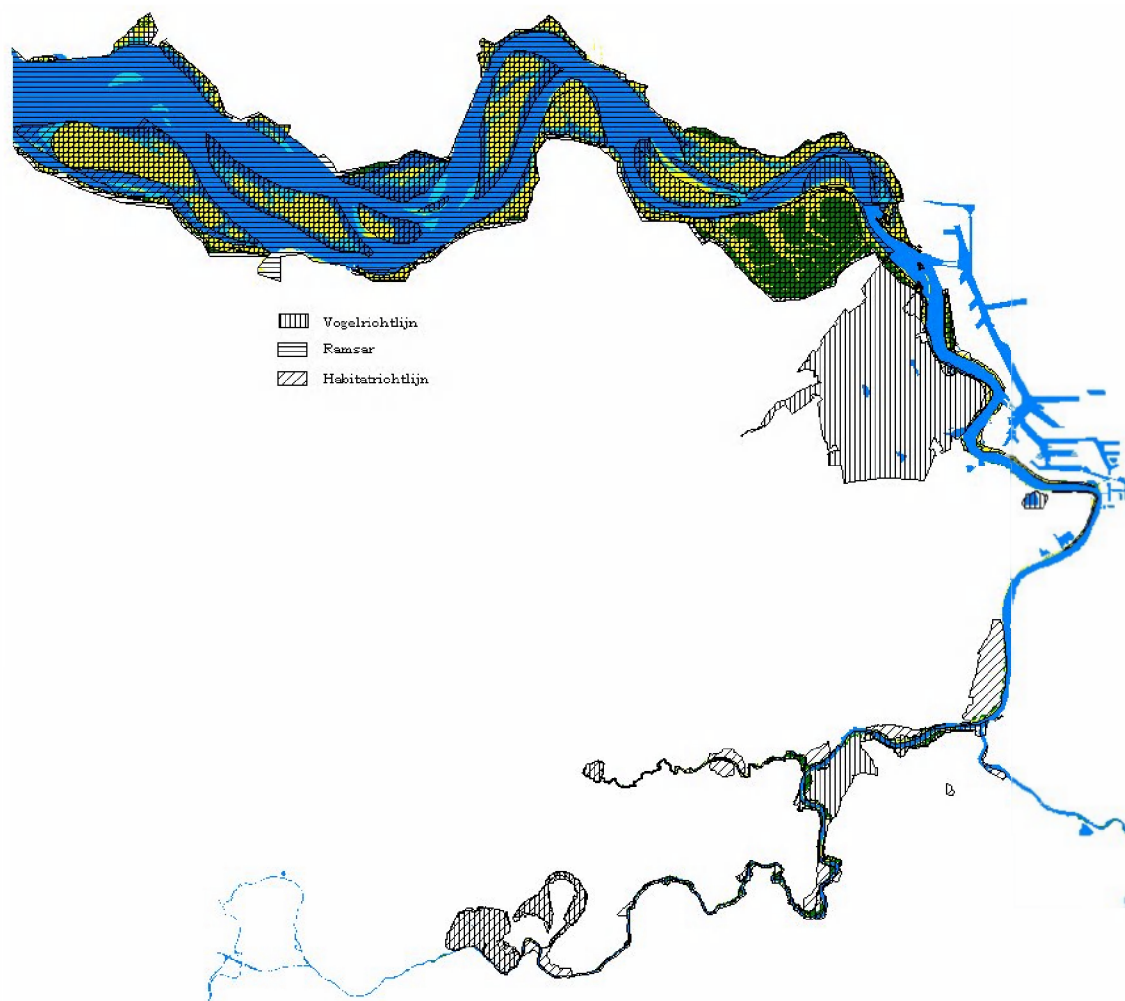


Fig.3.9: Overzicht van gebieden met een nationale of internationale beschermingsstatus

LITERATUUR

- CRIEL B., MUYLAERT W., HOFFMANN M., DE LOOSE L., MEIRE P. (1999) Vegetatiemodellering van de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde. Rapport AMIS DS7.2, Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Departement Plantkunde, Gent, 92p.
- DE JONG D. J. (1999) Ecotopes in the Dutch Marine Tidal Waters. RIKZ-Report 99.017. RIKZ, Middelburg, The Netherlands.
- DE JONG S. A., VAN KLEEF A. (1996) Ontwikkelingen in de Westerschelde: prognose voor de komende 25 jaar. Nota AX-96.009/NWL-96.14/RIKZ-96.006, RIKZ, Middelburg, 44p.
- HOFFMANN M. (1993) Vegetatiekundig-ecologisch onderzoek van de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde met vegetatiekartering. Rapport RUG/IN, RUG, Gent, 222p.
- HOUTEKAMER N. K. (1997) De schorren van de Westerschelde 1990/1993. Overzichtkaarten van de vegetatie met begeleidende rapportage. Rapport Rijkswaterstaat, Middelburg.
- MEIRE P., ROSSAERT G., DE REGGE N., YSEBAERT T., KUIJKEN E. (1992) Het Schelde-estuarium: Ecologische beschrijving en een visie op de toekomst. IN-Rapport nr. A 92.57, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 150p.
- MOL G., VAN BERCHUM A. M., KRIJGER G. M. (1997) De toestand van de Westerschelde aan het begin van de verdieping 48°/43°; rapport 1. Project MONitoring VErruiming Westerschelde (MOVE). RIKZ-97.049, RIKZ.
- RWS (1999) Monitoring van de effecten van de verruiming 48°-43°. Voortgangsrapportage periode 1997 – 1998 rapport 3. Project MONitoring VErruiming Westerschelde (MOVE). Nota AXW-99.005, Rijkswaterstaat Directie Zeeland.
- STAPEL J., DE JONG D. (1998) Sedimentatiemetingen op het schor bij Waarde en het Verdrongen Land van Saeftinge, Westerschelde (ZW Nederland) Rapport RIKZ-98.022, RIKZ, Middelburg, 38 p.
- TEMMERMAN S. (1999) Morfodynamiek van zoetwaterschorren te Hingene –Steendorp en getijevolutie langs het Schelde-estuarium. Verhandeling ingediend tot het behalen van de graad van Licenciaat in de Geografie, Katholieke Universiteit Leuven, Departement Geografie-Geologie, Leuven, 123p.
- VAN ALLEMEERSCH R., HOFFMANN M., MEIRE P. (2000) Ontwerp beheersplan van het staatsnatuurreservaat 'Slikken en Schorren van Schelde en Durme'. Instituut voor Natuurbehoud, in prep.
- VAN DEN BERGH E., MEIRE P., HOFFMANN M., YSEBAERT T. (1999) Natuurherstel Zeeschelde: drie mogelijke inrichtingsvarianten. Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN-99.18, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 156 p.
- VAN DEN BERGH E., YSEBAERT T., MEIRE P. & KUIJKEN E. (1998) Watervogels in de internationaal beschermde gebieden van de Beneden Zeeschelde: trends van 1980 tot 1997. Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN-98.18, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 167p.

VROON J., STORM C., COOSEN J. (1997) Westerschelde, stram of struis? Eindrapport van het Project Oostwest, een studie naar de beïnvloeding van fysische en verwante biologische patronen in het estuarium. Rapport RIKZ-97.023, RIKZ, Middelburg, 106p.

WARTEL S., FRANCKEN F. (1998) Sedimenttransport en sedimentatieprocessen in de Schelde tussen Zandvliet en Gent: sedimentatieprocessen op het schor. Verslag AMIS DS6.1-7, volume III, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Brussel, 92 pp.

4 STOFSTROMEN

4.1 Saliniteit en zwevende stof

De bespreking van het gedrag van saliniteit en zwevende stof valt buiten het bestek van dit verslag. Toch is een korte situering van deze graadmeters van essentieel belang om de overige parameters beter te kunnen toelichten.

4.1.1 Saliniteit

In de meeste studies over het Schelde-estuarium komt saliniteit als parameter voor. Nochtans is saliniteit dikwijls een omrekening van specifieke conductiviteit. Het zoutgehalte wordt immers in hoofdzaak bepaald door de concentratie van chloride. Chloride heeft van alle opgeloste zouten verreweg de grootste impact op de geleidbaarheid van het water. De omrekening gebeurt meestal via een voorgeprogrammeerde calibratieformule. Een enkele omrekeningsformule is echter onvoldoende om een hele saliniteitsgradiënt mee te bestrijken, zodat saliniteitswaarden vaak het resultaat zijn van foute omrekeningen. Daarom is het aangewezen om specifieke conductiviteit als parameter te gebruiken om de variaties over de saliniteitsgradiënt te beschrijven.

Op basis van specifieke conductiviteit kunnen verschillende zones worden onderscheiden (Fig. 1 van Bijlage 1). De polyhaliene zone strekt zich uit van de monding tot grofweg Hansweert ($\pm$ km 40). Tussen Hansweert en de Belgisch-Nederlandse grens wordt een mesohaliene zone gesitueerd. De saliniteitsgradiënt manifesteert zich heel sterk tussen km 50 en km 80, d.i. grofweg tussen de Belgisch-Nederlandse grens en Antwerpen. De stroomopwaartse verschuivingen van zout tijdens de zomer, over een afstand van ongeveer 20 km, zijn hier duidelijk te zien. De zoetwaterzone strekt zich naargelang de afvoer stroomafwaarts uit tot Temse ($\pm$ km 100) of Antwerpen ($\pm$ km 80). Binnen het zoete deel is ook variatie waar te nemen, die wellicht afhankelijk is van de afvoer en de hoeveelheid neerslag. Voor een nauwkeuriger analyse van deze parameter wordt verwezen naar de rapportage van de andere werkgroepen.

4.1.2 Zwevende stof

Zwevende stof is voor deze systeemvisie o.a. van belang als maat van troebelheid. Hierbij moet opgemerkt worden dat zwevende stof een parameter is die uitgedrukt wordt op gewichtsbasis, terwijl troebelheid, of turbiditeit, een optische parameter is. Of beide parameters eenzelfde relatie vertonen langsheen het hele estuarium is echter de vraag. Organisch materiaal, klei en vlokken hebben elk hun eigen soortelijke massa en optische eigenschappen. Ook is de samenstelling van zwevende stof niet gelijk over heel het estuarium. Het zou goed zijn indien deze vertaling volledig zou kunnen gemaakt worden. Bovendien werden verschillende methoden om turbiditeit te meten (bv. Secchi-schijf, fotometers) in het estuarium toegepast, hetgeen de voorstelling van een patroon van Vlissingen tot Gent bemoeilijkte. Daarom werd geopteerd enkel zwevende stof voor te stellen.

4.1.2.1 Patroon

Opvallend zijn de verhoogde concentraties in de zone tussen Kruibeke ($\pm$ km 90) en Mariekerke ($\pm$ km 110) (Fig. 4 van Bijlage 1). In deze zone met hoofdzakelijk zoet water komen enkele maxima voor die zowel tijdens de winter als tijdens de zomer opgemeten werden. Een tweede zone waar hoge waarden worden vastgesteld valt samen met de saliniteitsgradiënt. Naar Gent toe vermindert de concentratie van zwevende stof, maar blijft ze in regel hoger dan in de zone tussen Vlissingen (km 0) en Baalhoek (km 50).

4.1.2.2 Mechanismen die turbiditeitsmaxima veroorzaken

In de literatuur worden twee mechanismen beschreven die turbiditeitsmaxima veroorzaken en die op het Schelde-estuarium van toepassing zijn. Een eerste mechanisme treedt op in de zone waar zoet en zout water elkaar ontmoeten. Deze zone wordt gekarakteriseerd door een verticale saliniteitsgradiënt in de waterkolom. Langs de bodem komt nl. een zoutwig voor. Het resultaat is dat de over een tijdcyclus uitgemiddelde stroming over de bodem netto stroomopwaarts gericht is. Die opwaartse stroming komt de tegengestelde afwaartse bodemstroming uit het zoete deel tegen. Hier bezinken deeltjes met een voldoende zinksnelheid uit de bovenstroom en komen in de tegengestelde bodemstroom terecht. Op een bepaald punt is de residuele stroming op de bodem nul. In deze zone aan de punt van de zoutwig accumuleren uiteindelijk de meeste partikels. Daar ontstaat zo een turbiditeitsmaximum (Wollast, 1988; Baeyens, 1998).

Een tweede mechanisme is gekoppeld aan de asymmetrie van de tidale energie. Het kan in het zoete deel plaatsvinden zonder dat er een zoutwig aan te pas komt. Opkomend water stroomt sneller en gedurende een kortere periode van de tijdcyclus dan afgaand

water. Dit proces dat het gevolg is van de asymmetrie van de tidale energie staat bekend als ‘*tidal pumping*’, en wordt bepaald door de morfologie van het estuarium. Resuspensie van materiaal in deze zone is het gevolg en geeft aanleiding tot vlokvorming, coagulatie van sediment met organisch materiaal, waardoor macro-aggregaten gevormd worden. Dat opwaarts transport optreedt in de volledige zoetwaterzone werd o.a. aangetoond door het feit dat in het meest stroomopwaartse deel van het estuarium skeletjes van mariene kiezelwieren werden aangetroffen (Muylaert, 1999).

Het patroon van zwevende stof (Fig. 4 van Bijlage 1) is het resultaat van deze beide mechanismen. De cyclus van vlokvorming en accumulatie verhogen de retentietijd van zwevende stof in het brakke en zoete deel van het estuarium.

4.2 Primaire productie

4.2.1 Overzicht van de gebruikte bepalingsmethoden voor het estuarium

Primaire productie is een parameter die ondanks zijn ontegensprekelijk belang in het Schelde-estuarium slechts relatief weinig onderzocht is. Een mogelijke verklaring is dat de bepaling ervan niet eenvoudig is. Bestaande technieken zijn gebaseerd op de incorporatie van het ^{14}C -isotoop (Van Spaendonk et al., 1993; Kromkamp et al., 1995; Barranguet et al., 1998) of op meting van zuurstofproductie m.b.v. micro-electroden (Kromkamp et al., 1995; Barranguet et al., 1998). Micro-electroden zijn bij onderzoek voor bepaling van primaire productie van het estuarium enkel gebruikt voor microfytobenthos. Een vergelijking van beide methoden werd op microfytobenthos uitgevoerd door Barranguet et al. (1998). Tijdens de hoogste producties werden de belangrijkste discrepanties tussen de methoden vastgesteld. Bovendien reveleren beide methoden enkel een beeld van de bruto primaire productie.

Bruto primaire productie kan evenwel, mits kennis van enkele fysiologische karakteristieken van het fytoplankton, ook worden afgeleid door modellering van chlorofyl, temperatuur, daglengte, instraling, saliniteit, zwevende stof en de dimensies van het betreffende compartiment. Om tevens de netto primaire productie te kennen moet de respiratie gekwantificeerd zijn. Respiratie werd gemodelleerd op basis van biomassa, temperatuur en bruto productie (Soetaert et al., 1994; Muylaert et al., 1999c). Een vereenvoudigde schatting van de bruto primaire productie, enkel op basis van de biomassa, werd voor microfytobenthos uitgevoerd door De Jong & De Jonge (1995). Biomassa werd hierbij geschat door meting van het gehalte aan chlorofyl a.

Een eenduidige relatie tussen chlorofyl a of andere pigmenten en primaire productie blijkt niet te bestaan (Kromkamp, mond. med.). Eén van de factoren die hier waarschijnlijk

mee te maken heeft, en die hierboven nog niet is vermeld, is de gezondheidstoestand van het plankton. Een methode om dit effect te kunnen relateren aan primaire productie werd reeds uitgetest op de Oosterschelde, maar nog niet in het Schelde-estuarium (Kromkamp & Peene, 1999).

Om dit overzicht te besluiten kan gesteld worden dat de resultaten over de primaire productie, die kunnen onderverdeeld worden in pelagiale en bentische productie, niet alleen heel schaars zijn maar dat zij bovendien door verschillende methoden - elk met zijn specifieke voor-en nadelen – bekomen zijn. Modelleren kon enkel op die schaarse metingen gebaseerd zijn. Ondanks het feit dat geen rechtstreeks verband bestaat tussen pigmentconcentraties en de efficiëntie van die pigmenten in de primaire productie, kan de bespreking van de fytoplanktonproductie binnen een ecosysteemvisie van het estuarium enkel gebeuren indien productiewaarden gesitueerd worden binnen een breed kader van chlorofyl-gegevens.

4.2.2 Een aftakelende rivier-fytoplanktongemeenschap in zone 1

Het belangrijkste verschil tussen zone 1 en de eraan grenzende bovenloop van de Schelde is de getijwerking. Dit uit zich in een hogere troebelheid (Muylaert, 1999).

De dimensies van zone 1 impliceren een mengings-fotische diepteverhouding die de hoogste waarden vertoont van het hele estuarium ($Z_m/Z_p = 8$ à 10) (Muylaert et al., 1999c). Dit betekent dat, ondanks de hoge graad van troebelheid, de lichtomstandigheden fytoplanktonbloei toch mogelijk kunnen maken, omdat plankton meer kans heeft om tegen het wateroppervlak te verblijven. Uit Fig. 8 van Bijlage 1 blijkt inderdaad dat zowel tijdens de lente als tijdens de zomer fytoplankton in deze zone in relatief grote hoeveelheden kan voorkomen.

Detailonderzoek van de situatie in 1996 (Muylaert et al., 1999b) wees echter uit dat de soortensamenstelling van de fytoplanktongemeenschap in de lente grondig verschilde van deze in de zomer, en dat beide gemeenschappen vooral uit riviersoorten bestonden, eerder dan uit estuariene. In de lente van 1996 werd een bloei aangetroffen die hoofdzakelijk uit één diatomee (*Stephanodiscus hantzschii* Grunow) bestond, een soort die het meest in rivieren voorkomt. In de zomer werden coccale algen de dominerende groep, hoewel in zone 1, in tegenstelling tot de bovenloop, geen echte bloei van deze algen werd waargenomen. Een scheiding tussen de planktongemeenschap in de lente en zomer is in Fig. 8 van Bijlage 1 waar te nemen als een daling van de concentratie tussen de lente- en zomermaxima.

Een parameter die karakteristiek is voor andere soorten dan diatomeeën is chlorofyl b (Tackx et al., 1999). Jaarlijks worden in zone 1 de hoogste chlorofyl b-concentraties van het hele estuarium aangetroffen, wat het belang van de input van niet-diatomeeën uit de bovenloop kan bevestigen (Fig. 9 van Bijlage 1). Bovendien werkt de korte verblijftijd in zone 1 (zie Hoofdstuk 2) hinderlijk voor de ontwikkeling van estuarien plankton (Muylaert et al., 1999c).

De lentebloei in zone 1 ging niet gepaard met een substantiële groei of netto primaire productie (Muylaert et al., 1999c). Samen met de afnemende groeisnelheden en dichtheden van de rivierplanktongemeenschap in stroomafwaartse richting, en de verhoogde waarden van troebelheid in het estuariene t.o.v. het bovenloopse deel, leidden deze vaststellingen tot de conclusie dat zone 1 wordt gekarakteriseerd door een in verval rakende rivierplanktongemeenschap. Hoofdoorzaak is de verminderde doorlaatbaarheid voor licht bij het instromen in het estuarium. Nutriëntlimitatie werd immers niet vastgesteld. De fytoplanktongemeenschap die van de bovenloop wordt afgevoerd, ondergaat een verschuiving naar minder lichtgevoelige soorten. De meest lichtgevoelige soorten, in hoofdzaak algen, sterven in deze zone voor een deel af. Daarbovenop is het waarschijnlijk dat de afname van algen bespoedigd wordt door preferentiële begrazing door vooral rotiferen, de algemeenste vorm van zoöplankton in heel het zoetwaterdeel (Muylaert et al., 1999). Ook van Cladocera, tijdens de lente de procentueel meest voorkomende vorm van zoöplankton in zone 1 (maar absoluut gezien in lage dichtheden), werd selectieve begrazing op fytoplankton aangetoond (Billiones, 1998).

4.2.3 Een aangepaste estuariene zoetwater-fytoplanktongemeenschap in zone 2 en zone 3

De grotere mengingsdiepte en het voorkomen van een turbiditeitsmaximum (Fig. 4 van Bijlage 1), impliceren dat licht nog limiterender kan zijn voor fytoplankton dan in zone 1. Nochtans worden in deze zone minstens even hoge chlorofyl a-concentraties vastgesteld (Fig. 8 van Bijlage 1). Dit kan verklaard worden doordat de fytoplanktongemeenschap belangrijke verschuivingen heeft ondergaan t.o.v. de stroomopwaartse zone (Muylaert et al., 1999c). Kieselwieren die aangepast zijn aan geringe lichtpenetratie bepalen dan ook in grote mate de fytoplanktonbiomassa. Deze soorten zijn groter en bezitten meer drijvend vermogen, waardoor ze de lichtinval efficiënter capteren. De lentebloei van de door de bovenloop aangevoerde lichtgevoeligere diatomeeën, die in de stroomopwaarts gelegen zone werd waargenomen, verdween zodra ze in deze zone terecht kwam ten gevolge van het tekort aan licht. In de zomer, de periode waarin de lichtomstandigheden toereikend zijn, kwam een andere bloei voor, niet zozeer van (rivier)algen maar van een - trouwens voor de wetenschap nieuw ontdekte (Muylaert & Sabbe, 1996) - estuariene

diatomeeënsoort (*Cyclotella scaldensis*). Deze bloei *in situ* ging in tegenstelling tot de lentebloei in zone 1 gepaard met een relatief hoge netto primaire productie ($> 1.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Binnen dit interval met gunstige lichtcondities werd de groei van fytoplankton bovendien gestimuleerd door de gunstige temperatuur (Muylaert et al., 1999c).

Ook de zoöplanktongemeenschap is in deze zone gewijzigd. Er komen hogere dichtheden voor van vnl. rotiferen (Muylaert et al., 1999b). Soetaert et al. (1994) stelden via het MOSES-model dat de begrazing in het zoete deel zeer gelimiteerd was (500 ton j^{-1}) t.o.v. de begrazing in het zoute deel (7100 ton j^{-1}). Dit was te wijten aan te lage dichtheden zoöplankton door de geringe zuurstof. Het zoete deel van het estuarium is in het MOSES-model maar tot de Rupelmonding inbegrepen. Wat de precieze impact van begrazing van zoöplankton op fytoplankton in het zoete deel is, blijft nog vrij onduidelijk (Muylaert et al., 1999b).

4.2.4 Een zoutwatergemeenschap in zone 7, 6 en 5

In de Westerschelde gedijt een zoutwatergemeenschap van fytoplankton (Soetaert et al., 1994). De chlorofyl a concentraties zijn er geringer dan in het zoete deel (Fig. 8 van Bijlage 1). De concentraties van chlorofyl b zijn er relatief nog lager t.o.v. het zoete deel (Fig. 9 van Bijlage 1).

De meerderheid van de zoutwaterplanktongemeenschap maakt deel uit van een hoger trofisch niveau, vooral zoöplankton (Soetaert et al., 1994), een gemeenschap die wordt gedomineerd door copepoden (Soetaert & Herman, 1994). De zoöplanktongemeenschap van de Westerschelde komt vanuit zee. Een belangrijke mortaliteit van marien zoöplankton werd vastgesteld in de mondingzone. Dit werd toegeschreven aan een combinatie van verhoogde turbulentie en turbiditeit t.o.v. de zee (Soetaert & Herman, 1994).

4.2.5 Mortaliteitszone in de saliniteitsgradiënt (zone 4)

In zone 4 treedt sterfte op van verschillende gemeenschappen. Chlorofyl a vertoont in deze zone dan ook over het algemeen een minimum (Fig. 8 van Bijlage 1). De riviergemeenschap voor zover die nog niet door lichtgebrek is tenonder gegaan, alsmede de zoetwater-estuariene gemeenschap sterft hier af wegens de hoge zoutgehaltes. De zoutgradiënt vertoont overigens veel dynamiek, wat de sterfte alleen nog kan doen toenemen. De mariene gemeenschap gaat hier eveneens verloren doordat het water te zoet wordt. Een massabalans van fytoplankton, opgesteld via het MOSES-model, stelde dat in de mortaliteitszone jaarlijks 3800 ton aan zoet en 2300 ton aan zout fytoplankton afsterft (Soetaert & Herman, 1994). Het is in deze zone, en niet in de zone van maximale

turbiditeit, noch ter hoogte van de Rupelmonding dat de primaire productie het laagst is (Kromkamp et al., 1995; Muylaert et al., 1999c). De netto primaire productie is er zelfs gedurende het grootste deel van het jaar, en ook op jaargemiddelde basis, negatief (Soetaert & Herman, 1994; Muylaert et al., 1999c).

Ook de zoöplanktongemeenschappen sterven voor het grootste deel in zone 4 af. De zoute soorten van de Westerschelde die zich aan t.o.v. de zee hogere turbulentie en turbiditeit hadden aangepast (in hoofdzaak copepoden), en de zoetwatergemeenschap (vooral rotiferen) sneuvelen in de saliniteitsgradiënt (Soetaert & Herman, 1994; Muylaert et al., 1999b).

4.2.6 Pelagische primaire productie

Uit Fig. 4.1 blijkt dat bruto primaire productie in de Westerschelde (compartiment 1-8) lager is dan in het zoetwaterdeel (compartiment 13-20). Hierbij moet worden opgemerkt dat de figuur de vergelijking maakt tussen verschillende jaren en verschillende methoden van bepaling (zie Hoofdstuk 4.2.1). Voor de extreme piekwaarde werd door Van Spaendonk et al. geen verklaring gegeven.

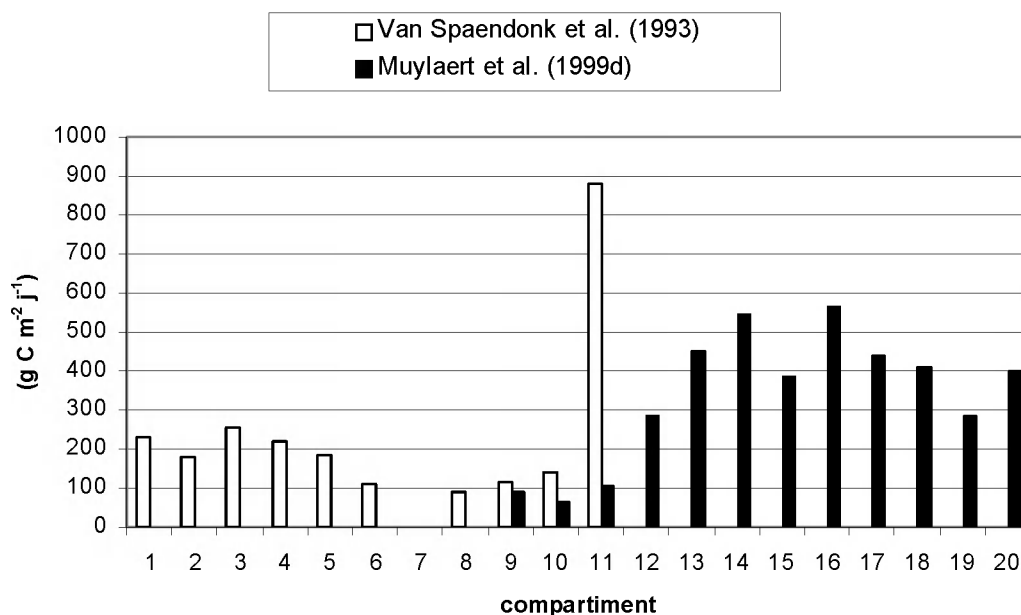


Fig. 4.1: Bruto primaire productie in het Schelde-estuarium (jaargemiddelden); De waarden van Van Spaendonk et al. resulteren uit metingen, deze van Muylaert et al. zijn schattingen op basis van chlorofyl en andere parameters.

De gemiddelde netto primaire productie in de Westerschelde ($41 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) (Soetaert et al., 1994) is niet alleen lager dan in het zoete deel van het estuarium ($200\text{-}300 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$)

(Muylaert et al., 1999c), ze is ook lager dan in de Noordzee ($200 \text{ C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) (Reid et al., 1990).

Ondanks de lagere concentraties aan zwevende stof dan in het zoete deel (Fig. 4 van Bijlage 1) is licht ook in de zoutwaterzone de belangrijkste limiterende factor (Soetaert et al., 1994). In de mondingzone kan silicium limiterend zijn (zie Hoofdstuk 4.5).

4.2.7 *Benthische primaire productie*

De eerste metingen van benthische primaire productie in het estuarium gebeurden door Kromkamp et al. (1995). Zij vonden een grote seizoenale variatie en ook een sterke afname van primaire productie na een piekwaarde bij het droogvallen van sediment. De waarden die ze vonden waren hierdoor gemiddeld vrij laag (zie Tabel 5), en benthische productie werd geacht geen wezenlijke bijdrage te leveren t.o.v. het pelagiaal.

De Jong & de Jonge (1995) bepaalden de ruimtelijke en temporele variatie in de Westerschelde van chlorofyl a en, afgeleid daarvan, van primaire productie. Uit de hogere waarden die zij vonden (Tabel 5) - in tegenstelling tot Kromkamp et al. (1995) - konden ze afleiden dat de benthische productie minstens 17% bedroeg van de totale productie in de Westerschelde. Hun bevindingen waren echter gebaseerd op vereenvoudigde schattingen.

In 1995 werd op de Molenplaat, ter hoogte van Hansweert, benthische bruto primaire productie in detail gemeten met twee verschillende methoden (zie Hoofdstuk 4.2.1). De gevonden waarden waren nog hoger dan de schattingen door de Jong & de Jonge (Tabel 5). De benthische diatomeeëngemeenschap werd er eveneens in detail bepaald (Hamels et al., 1998). Vergelijking met andere studies aangaande de verspreiding van bodembewonende diatomeeën in de westerschelde (Sabbe & Vyverman, 1991; Sabbe, 1993) toont aan dat de gemeenschap van de Molenplaat als representatief voor de Westerschelde kan worden gesteld (Sabbe, mond. med.). Het belangrijkste ecologische aspect van de diatomeeëngemeenschappen is dat ze kunnen opgesplitst worden in vrijlevende en vastzittende soorten, elk met hun eigen specificiteiten. Zo toonden de metingen van primaire productie een opwaartse migratie aan van vrijlevende diatomeeën bij het begin van de ebfase, wat gepaard ging met een schommeling van primaire productie (Kromkamp et al., 1995; Barranguet et al., 1998).

Tabel 5. Primaire productie binnen het Schelde-estuarium

	Periode	Bruto		Netto	Lokatie
		Benthisch $\text{g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$	Pelagiaal $\text{g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$	Pelagiaal $\text{g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$	
Kromkamp et al., 1995	02/10/91	3.3	67		Molenplaat
	28/10/91	7.7	18		Molenplaat
	13/12/91	3.3	20		Molenplaat
	13/10/92	37.6	6		Molenplaat
	05/07/92	29.2	522		Molenplaat
De Jong & De Jonge, 1995	1991-1992	136			Westerschelde
Barranguet et al., 1998	1995-1996	302			Molenplaat zandig
		360			Molenplaat slib
Soetaert & Herman, 1994	1991			41	Westerschelde
Muylaert et al., 1999c	1996		414	260	Zeeschelde zoet
Reid et al., 1990	1988			200	Noordzee

De metingen van benthische productie zijn te beperkt om algemene besluiten aangaande het estuarium te kunnen trekken. Wel zijn er aanwijzingen aanwezig dat benthische primaire productie toch een aanzienlijke bijdrage zou kunnen leveren in het totaal van het estuarium. De meningen hierover blijven verdeeld.

4.3 Koolstof

In voorgaand hoofdstuk werd primaire productie afzonderlijk besproken. Dit proces maakt evenwel deel uit van de koolstofcyclus zodat het onvermijdelijk is er in dit hoofdstuk op terug te komen.

4.3.1 Koolstofbalansen: het estuarium als koolstofreactor

4.3.1.1 Balansen

Herhaaldelijk zijn koolstofbalansen van het Schelde-estuarium opgesteld. De resultaten staan geresumeerd in Tabel 6. Jammer genoeg hebben al deze balansen als gemeenschappelijk kenmerk dat ze de zone stroomopwaarts Temse niet omvatten. Het zoetwaterdeel van het estuarium werd enkel als randconditie beschouwd.

Tabel 6: Koolstofbalansen van het Schelde-estuarium

input (1000Ton/j)	verlies (1000Ton/j)	output naar zee (1000Ton/j)	(% t.o.v. input)	bron
102	94	8	8	Wollast (1976)
105	98	7	6.5	Soetaert & Herman, 1995a
109	82	27	25	Frankignoulle et al., 1996 excl. TIC
319	219	96	30	Frankignoulle et al., 1996 incl. TIC

De balansen van Wollast (1976) en van Soetaert & Herman (1995a) vertonen op het eerste gezicht grote overeenkomsten, maar een detailbeeld bracht toch verschilpunten aan het licht (Soetaert & Herman, 1995). Wollast achtte de zone rond Antwerpen (zone 3 en 4) verantwoordelijk voor de grootste verliezen en schreef die hoofdzakelijk toe aan degradatie na sedimentatie. Soetaert & Herman (1995a) daarentegen vonden dat de grootste verliezen optraden in de Westerschelde als geheel. Ze schreven dit vooral toe aan pelagische degradatie. Of de verschillen optreden door werkelijke veranderingen tussen de jaren '70 en '90, dan wel aan de gehanteerde methodologie, blijft onduidelijk (Soetaert & Herman, 1995a).

De balans opgesteld door Frankignoulle et al. (1996) is meer toegespitst op de uitstoot van CO₂ dan op de manier waarop koolstof in de waterkolom verwerkt wordt. De koolstof-input in deze balans is veel hoger dan in de overige balansen. Dat komt omdat ook rekening werd gehouden met de carbonaatfractie (TIC) in het water. Wanneer TIC uit de balans werd gehaald kwam deze beter overeen met de overige balansen. De carbonaatfractie was immers groter dan de fractie totale organische koolstof. Van TIC kwam slechts 33% in zee terecht. De rest voegde zich bij de CO₂-flux uit het estuarium. Vandaar dat de CO₂-flux zoals gemeten en berekend door Frankignoulle et al. (1996) eveneens groter is dan in de overige balansen.

4.3.1.2 Een enorme uitstoot van CO₂

Ondanks de verschillen tussen de balansen blijft een punt duidelijk. Het overgrote deel van de koolstofinput in het estuarium belandt niet in zee, maar verlaat het estuarium als uitstoot van CO₂. Frankignoulle et al. (1998) vonden partiële drukken in het water tot bijna 10.000 µatm, d.w.z. tot meer dan 2.500% oververzadiging t.o.v. de partiële druk in de atmosfeer. Deze uitstoot vertoont de hoogste waarden van een hele reeks Europese estuaria. De gezamenlijke uitstoot van alle Europese estuaria werd geschat op 5 à 10 % van de totale antropogene output naar de atmosfeer. De estuaria komen daarmee op gelijke voet met zware industriegebieden (Frankignoulle et al., 1998). Daarenboven werden in het zoetwaterdeel nog hogere partiële drukken vastgesteld door Hellings et al.

(2000) (Fig. 7 van Bijlage 1), tot 13.000 μatm . Voor Fig. 7 van Bijlage 1 waren voor die periode enkel data van de Zeeschelde beschikbaar. Vergelijking met de partieldrukgegevens van Frankignoulle et al. (1996 en 1998) leert dat de stijgende trend van CO_2 -efflux stroomopwaarts zich ook in het zoetwaterdeel moet doorzetten. Binnen het zoetwaterdeel was immers een stijging van de partieldruk richting Gent waar te nemen (Fig. 7 van Bijlage 1).

De koolstof die uiteindelijk toch in zee terecht komt, bestaat uit de meest onafbreekbare restfractie (Soetaert & Herman, 1995a). Er kan bijgevolg gesteld worden dat het Schelde-estuarium zelf instaat voor de verwerking van het overgrote, zoniet het totale deel van de antropogene koolstofinput. In dit opzicht kan de Schelde beschouwd worden als een gigantische bioreactor van koolstof.

4.3.2 Bacteriële productie

4.3.2.1 Vergelijking met andere processen

Een vereenvoudigde vergelijking tussen bruto bacteriële productie (Goosen et al., 1997) en de processen die CO_2 uit het systeem halen, netto primaire productie (Kromkamp & Peene, 1995) en (netto) CO_2 uitstoot (Frankignoulle et al., 1998) is voorgesteld in Fig 4.2. Enkele belangrijke opmerkingen moeten bij de figuur gemaakt worden. De data van CO_2 -uitstoot zijn verzameld in 1996, deze van de primaire productie en de bacteriële productie in 1991. De vergelijking met CO_2 -uitstoot is bijgevolg enkel indicatief. Voorts zijn enkel waarden tot compartiment 13 beschikbaar, d.i. tot de Rupelmonding. Het zoete deel is dus slechts als randconditie beschouwd. Ten slotte zijn in de grafiek geen waarden vervat van benthische primaire productie.

Zowel bacteriële productie als CO_2 -uitstoot kenden per eenheid van oppervlakte een dalend verloop naar zee toe. Maximale producties kwamen voor in de zone rond de Rupelmonding, waar de vuilvracht van Brussel alsnog ongezuiverd in het estuarium terecht komt. De waarden behoorden tot de hoogste die voor estuaria in de literatuur werden teruggevonden (Goosen et al., 1995). Met opgeloste (DOC) en particulaire organische koolstof (POC) werden positieve correlaties aangetoond, met zuurstof negatieve (Goosen et al., 1995 en 1997). Van DOC werd aangetoond dat een vrij constante fractie van ongeveer een kwart beschikbaar was voor bacteriën; van POC was een belangrijk maar zeer variabel deel beschikbaar (Regnier, 1997).

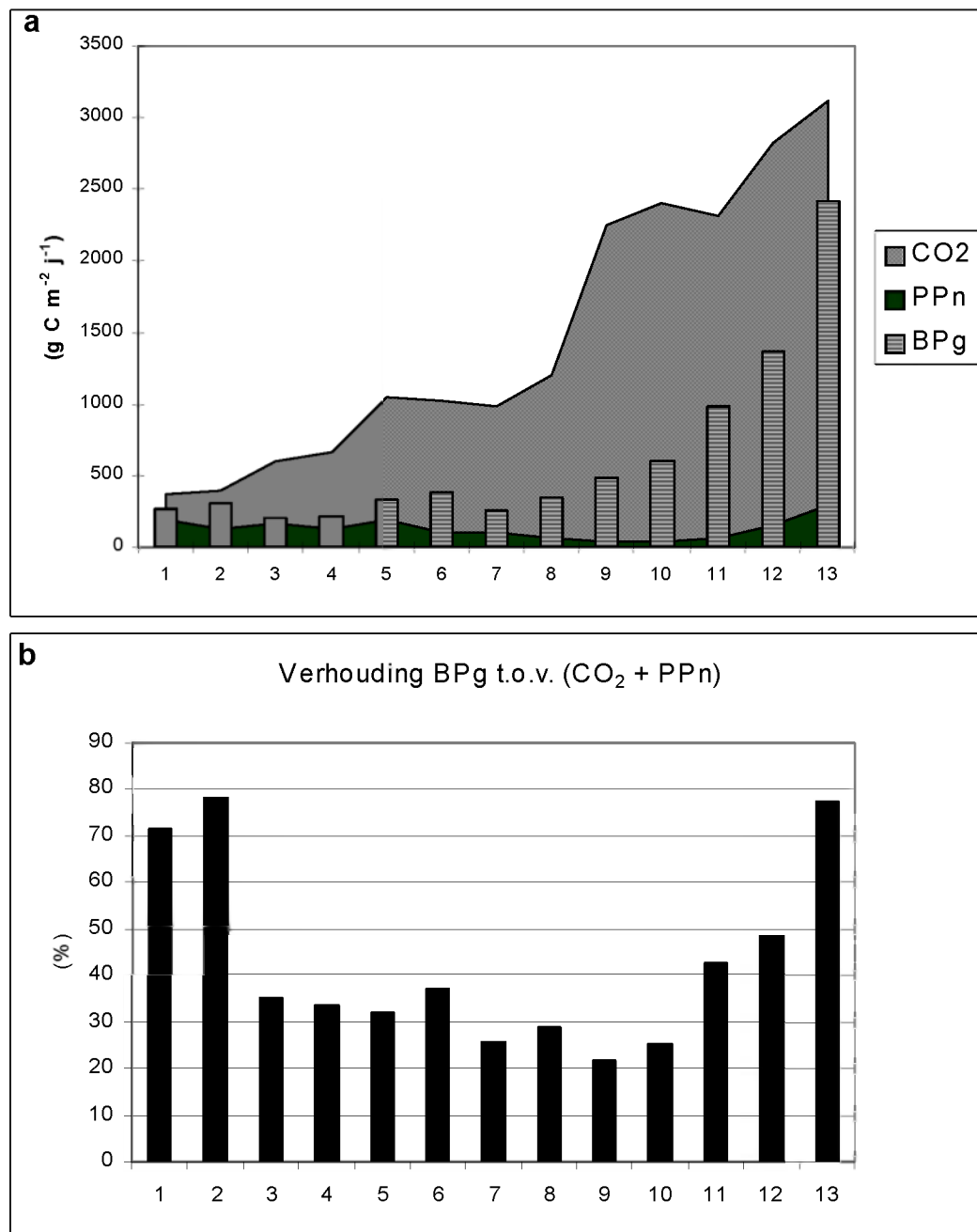


Fig 4.2: a) CO₂-flux (CO₂), netto primaire productie (PPn) en bruto bacteriële productie (BPg); b) verhouding tussen factoren van CO₂ input (BPg) t.o.v. CO₂ output (CO₂ + PPn); bronnen: CO₂: Frankignoulle et al., 1998; PPn: Kromkamp & Peene, 1995; BPg: Goosen et al., 1997

De CO₂-flux was steeds veel hoger dan de op dezelfde plaats gemeten bacteriële productie. Dit is logisch vermits een niet onaanzienlijk deel van de CO₂-uitstoot te wijten is aan omzetting van de carbonaatfractie (Frankignoulle et al., 1995). Hierop wordt in meer detail gegaan in Hoofdstuk 4.8.

4.3.2.2 Autotrofie en heterotrofie

Bruto bacteriële productie was steeds groter dan netto primaire productie. Dit houdt in dat bacteriën meer koolstof verwerkten dan door primaire productie in het systeem werd gebracht. Wel was de netto bacteriële productie in het zoute deel lager dan de netto primaire productie, in tegenstelling tot het brakke deel. Het estuarium kan dus een heterotroof systeem worden genoemd, maar de heterotrofie neemt toe in stroomopwaartse richting. Modelleren van alle autotrofe en heterotrofe processen leidde tot dezelfde conclusie (Soetaert & Herman, 1995a), en ook de CO₂-fluxen bevestigden dit (Fig. 4.2). Dit is een ander besluit dan de voorstelling van twee voedselketens, een autotrofe mariene en een heterotrofe brakke, die vroeger werd voorgesteld (Hummel et al., 1988). In de Westerschelde kan de toename van primaire productie en de afname van bacteriële productie naar zee toe inderdaad verschillen in voedselketens laten veronderstellen. Het blijkt echter dat de voorstelling van twee aparte voedselketens in de Westerschelde te radicaal is en enige nuancering verdient. Dit is intussen ook via andere argumentaties gebeurd (Hamerlynck et al., 1993; Billiones, 1998). Wel is gebleken dat de saliniteitsgradiënt een scheiding vormt tussen verschillende voedselketens, een zoete en een zoute, maar dat was niet wat Hummel et al. (1988) bedoelden.

4.3.3 Samenstelling van particulier organische koolstof (POC)

4.3.3.1 Patroon van POC

In Fig. 5 van Bijlage 1 is het patroon van POC voorgesteld. Dit patroon vertoont grote overeenkomsten met het patroon van zwevende stof (Fig. 4 van Bijlage 1), en dit van particulier stikstof (Fig. 13 van Bijlage 1). In Fig. 6 van Bijlage 1 is de procentuele gewichtsbijdrage van POC in zwevende stof weergegeven. Het lijkt eerder op het patroon van chlorofyl a (Fig. 8 van Bijlage 1). Een andere vaststelling is dat hoewel de concentraties aan zwevende stof in het zoete deel naar Gent afnemen, het POC gehalte ervan daarentegen toeneemt. Waarden van 10 % komen in zone 1 frequent voor. Die waarde van 10 % slaat enkel op koolstof. Omdat organisch materiaal juist voorgesteld wordt als CH₂O i.p.v. enkel C, moeten de percentages in Fig. 6 van Bijlage 1 eigenlijk vermenigvuldigd worden met 30/12 (=2,5) om deze gehalten te kennen. Dit houdt in dat in zone 1 zwevende stof tijdens de zomer voor een kwart uit organisch materiaal kan bestaan. In het zoute deel bestaat zwevende stof tijdens de winter bijna alleen uit sediment. Algemeen kan gesteld worden dat zwevende stof in de Westerschelde voor een groter deel uit sediment bestaat dan in de Zeeschelde.

4.3.3.2 Belang van de POC samenstelling

De samenstelling van POC is belangrijk in die zin dat het van belang is te weten hoe groot de fractie van antropogene oorsprong is. Zwevende stof belemmert de lichtinstraling en limiteert hiermee de ontwikkeling van fytoplankton (zie Hoofdstuk 4.2). Indien een substantiële fractie van zwevende stof zou bestaan uit antropogene koolstof, dan zou het in principe mogelijk moeten zijn de lichtlimitatie voor een deel op te heffen door de antropogene input te verminderen. Door de toenemende planktonontwikkeling zouden nutriënten dan meer kunnen spiraliseren binnen het estuarium, met toenemende verwerking van nutriënten tot gevolg.

4.3.3.3 Componenten van POC

Algemeen

Onderzoek van isotopen wees uit dat in mei 1996 40 à 60 % van het POC in zone 1 en 2 bestond uit autochtoon materiaal, m.a. w. fytoplankton. In zone 3 en 4 was dat slechts 20 à 30 % (Hellings et al., 1999). Tijdens de winter moet dit veel geringer zijn geweest, vermits het isotoopsignaal, $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$, dan veel minder negatief werd, wat wees op een grotere invloed van allochtoon materiaal. Het gehalte aan fytoplanktonmateriaal kan ook geschat worden op basis van Chlorofyl a. Maar er bestaat onduidelijkheid over de conversiefactor die daarbij moet gehanteerd worden. Standaard is deze factor 50 (Geider, 1987), maar Muylaert (1999) stelde voor een factor 13 te hanteren voor het zoete deel. Bij gebruik van de factor 13 bleek POC tijdens de planktonbloei voor 10 à 30 % uit planktonmateriaal te staan, minder dus dan de isotopenstudie aangaf. Met factor 50 werd dit tussen 40 en meer dan 100 %, wat uiteraard onmogelijk is. Tackx et al. (1999) vonden dat tussen 2 en 10 % van POC bestond uit terrestrisch plantenmateriaal dat afkomstig was van plantensoorten die in de schorren en op de dijken voorkomen. Samenvattend kan vooropgesteld worden dat in het zoetwaterdeel tijdens bloei van fytoplankton POC voor ongeveer de helft uit fytoplanktonmateriaal bestaat, voor ongeveer 5% uit terrestrisch plantenmateriaal, en voor de rest, dus ongeveer 45% uit antropogeen materiaal. Tijdens de winter zou het aandeel van antropogeen materiaal dan oplopen tot ongeveer 90%.

Vlokken

Een belangrijk deel van het gesuspendeerd materiaal bestaat uit vlokken. Deze vlokken zijn zo fragiel dat ze bij bemonstering uiteenvallen. Toch werden studies uitgevoerd die een beeld schetsen van de samenstelling van deze bijzondere aggregaten. De samenstelling van vlokken kon door Muylaert et al. (1999a) worden bestudeerd via een

‘vlokkengenerator’, bestaande uit rollende cilinders. De vlokken bestonden in de zomer voor 5 à 10 % uit POC. In de winter was dit eerder 15%. Concentraties aan fytoplankton en bacteriën waren 1 à 2 grootteordes hoger dan in het omgevende water, hoewel slechts minder dan 3,2% van het POC bestond uit levende biomassa.

De vlokken werden *in situ* gefotografeerd met een ‘benthoscamera’. Deze opnames lieten toe een grootteverdeling van de vlokken te bepalen, maar een onderscheid tussen sediment en organisch materiaal was niet mogelijk (Wartel & Francken, 1998).

4.3.3.4 *Impact van verminderde input van antropogene koolstof*

Uit voorgaand hoofdstuk blijkt dat het aandeel van antropogeen organisch materiaal op het totaal van de zwevende stof in het zoetwaterdeel 10% of meer kan bedragen tijdens de planktonbloei, en tot 20% of meer tijdens de winter. Gesteld dat de antropogene input met de helft verminderd wordt, zou, indien een lineair verband tussen licht en fytoplankton mag aangenomen worden, ongeveer 5% minder zwevende stof in de waterkolom aanwezig zijn. Indien zwevende stof ook na deze vermindering limiterend zou blijven voor fytoplankton, kan gesteld worden dat 5% meer fytoplankton tijdens de zomer tot ontwikkeling zou komen. Daarbij is de impact van de reductie tijdens de winter niet inbegrepen. In het zoetwaterdeel blijkt via die weg een mogelijkheid te bestaan om de spiraliserende van nutriënten in het pelagisch te verhogen. In de Westerschelde lijkt dit uitgesloten.

4.3.4 *Verwachting op korte termijn voor koolstof en primaire productie*

De toenemende mate van waterzuivering kan niet anders dan een neerwaartse trend in koolstofbelasting veroorzaken. Een groot deel van de koolstof in het estuarium is immers van antropogene oorsprong.

De primaire productie is sterk verbonden met lichtlimitatie en dus met zwevende stof. Nutriënten zijn immers overmatig aanwezig zodat hun reductie niet onmiddellijk tot een afname van de primaire productie zal leiden. Of het gehalte aan zwevende stof zal afnemen dan wel toenemen is de vraag. In de Westerschelde bestaat de zwevende stof vooral uit sediment; in de Zeeschelde is de fractie detritus groter. De afnemende trend van koolstof kan in de Zeeschelde misschien leiden tot een lichte toename van de primaire productie. In de Westerschelde bestaat de verwachting dat primaire productie niet substantieel zal toenemen. Het is evenwel duidelijk dat een toename van de zwevende stof een afname van primaire productie impliceert. Op basis van dit onderzoek is de trend van zwevende stof echter onduidelijk.

4.4 Opgeloste zuurstof

De rol van opgeloste zuurstof komt in verschillende hoofdstukken van dit werk aan bod. Dit hoofdstukje is dan ook bedoeld als beknopt overzicht.

Het patroon van opgeloste zuurstof is weergegeven in Fig. 3 van Bijlage 1. Opvallend is de discrepantie tussen de slechte zuurstofhuishouding op Belgisch grondgebied en de hogere concentraties in de Westerschelde. De laagste jaargemiddelde concentraties komen voor rond de Rupelmonding. Naar Gent toe is een lichte verbetering binnen het zoetwaterdeel vast te stellen.

Een zuurstofbalans van het estuarium stroomafwaarts de Rupelmonding werd opgesteld door Ouboter et al. (1998). Daaruit bleek dat zuurstof niet enkel geconsumeerd wordt door mineralisatie van organisch materiaal, maar dat ongeveer een derde van het verbruik ging naar nitrificatie. Hoe lager de zuurstofconcentraties in de waterkolom waren, hoe sterker de gradiënt werd met de atmosferische concentraties, zodat reaëratie de belangrijkste bron van zuurstof in het estuarium was. Primaire productie produceerde iets meer dan de helft van de zuurstof t.o.v. wat door de 'atmospherical pumping' in het estuarium werd gebracht.

De korte termijn-verwachting voor zuurstof is dat de stijgende trend zich zal verder zetten, gezien de afnemende koolstofbelasting t.g.v. waterzuivering.

4.5 Silicium

4.5.1 *Wereldwijde rol in eutrofiëring van kustzeeën*

Silicium is een parameter waar vroeger minder aandacht aan werd besteed. Thans wordt het belang ervan binnen de biogeochemische werking van estuaria onderkend. Silicium speelt immers een sleutelrol in de eutrofiëring van kustzeeën. Door antropogene input zijn de nutriëntconcentraties, zowel van fosfor (Correll, 1998) als van stikstof (Billen & Garnier, 1997) immers veel hoger dan in estuaria die nauwelijks door de mens zijn beïnvloed. Silicium daarentegen is een natuurlijk element waarvan de concentraties niet toenemen door verhoogde antropogene belasting. Waar vroeger in limnische of estuariene systemen nutriënten de planktonbloei beperkten, is de limitatie vaak verschoven naar silicium. Het optreden van siliciumlimitatie in planktonontwikkeling in een estuarium krijgt daardoor een bijzondere indicatorfunctie voor de kustwateren. Indien dit fenomeen zich voordoet betekent dit dat de kustzee relatief te weinig silicium en teveel nutriënten ontvangt om de oorspronkelijke fytoplanktongemeenschap te behouden. Verschuivingen in de planktongemeenschappen worden hierdoor mogelijk.

Voor de Noordzee zou dit betekenen dat de gemeenschap die gedomineerd wordt door (de van silicium afhankelijke) diatomeeën wordt vervangen door fytoplankton met een dominantie van niet-diatomeeën (Billen & Garnier, 1997). Waar de eerste vooral een nuttige functie vervullen voor de hogere trofische niveaus, hebben de niet-diatomeeën een grotere impact op het microbiële voedselweb. De niet-diatomeeëngemeenschap bestaat vooral uit flagellaten waaronder de gevreesde soort *Phaeocystis* sp. (Garnier et al., 1995). Deze bleek reeds herhaaldelijk verantwoordelijk voor hinderlijke aspecten van eutrofiëring, waaronder schuimvorming en geurhinder op toeristische stranden (Lancelot et al., 1987). Een toenemende trend van *Phaeocystis* is voor de Belgische kust vastgesteld (Lancelot & Billen, 1992). De toegenomen retentie van silicium in estuaria en limnische systemen t.g.v. een verhoogde antropogene input van nutriënten is geen lokaal probleem meer. Aan de problematiek, die wereldwijde proporties heeft aangenomen, worden specifieke congressen gewijd (Billen, 1993; LOICZ/SCOPE, 1999). Het is bijgevolg duidelijk dat silicium binnen een ecosysteemvisie van het Schelde-estuarium ruim aandacht verdient.

4.5.2 Limiterend voor fytoplankton?

Siliciumconcentraties vertonen binnen het estuarium een dalend profiel van zoet naar zout. Er is tevens een seizoensvariatie met maxima in de winter en minima tijdens de zomer (Fig. 15 van Bijlage 1). Gezien de afnemende concentraties naar de monding, valt te verwachten dat silicium-limitatie mogelijks eerst aan de monding zal optreden. Wollast (1978) merkte trouwens op dat biologische siliciumopname binnen een jaarcyclus eerst aan de monding optreedt en daarna geleidelijk meer landinwaarts verschuift. Dit werd bevestigd door Zwolsman (1994). Op verschillende wijzen is nagegaan of silicium al dan niet limiterend is voor fytoplankton. Deze worden hieronder kort uiteengezet.

Siliciumlimitatie kan getoetst worden door de halfwaarde-saturatieconstante van silicium voor groei te vergelijken met *in situ* concentraties. Deze constante werd geschat tussen 1 en 5 μM ($= 0.028\text{--}0.14 \text{ mg Si L}^{-1}$) (Fisher et al., 1988). Op die manier werd in 1989 tijdens de late lente limitatie vastgesteld in de mondingzone (Van Spaendonk et al., 1993). De concentraties in Fig. 15 van Bijlage 1 die lager zijn dan $0.14 \text{ mg Si L}^{-1}$ zijn rood gekleurd. Hieruit blijkt dat eind de jaren '90 toch in een belangrijk deel van de Westerschelde limitatie zou kunnen optreden. Het is echter de vraag in welke mate die saturatieconstante toepasbaar is op plankton van het Schelde-estuarium.

Een andere manier waarmee limitatie werd nagegaan was door nutriëntverhoudingen (Si:P en N:Si) te bekijken. Ook via deze benadering werden indicaties gevonden dat silicium limiterend kan zijn tijdens de zomer in de mondingzone van het estuarium (Van

Spaendonk et al., 1993; Kromkamp et al., 1995). Niettemin is het nagaan van nutriëntverhoudingen geen eenduidige manier om uitsluitsel te krijgen over tekorten aan een of ander nutriënt. Indien een andere factor limiterend is, bv. licht, zullen dergelijke verhoudingen een deel van hun betekenis verliezen.

Limitatie kan ook gemodelleerd worden. De manier waarop siliciumlimitatie als mogelijkheid is opgenomen in het model MOSES is beschreven in Soetaert et al. (1994). De resultaten van het model (voor de jaren 1980-1985) wezen op siliciumlimitatie in het meest zeewaartse deel van het estuarium (zone monding), enkel tijdens de zomer en voor maximum 15 %.

Deze drie benaderingen gaven ongeveer dezelfde conclusies, nl. dat aan de monding van het Schelde-estuarium silicium tijdens het groeiseizoen van plankton limiterend wordt. Het is bijgevolg duidelijk dat samen met zovele andere estuaria ook in het Schelde-estuarium retentie van silicium naar de kustwateren optreedt. Dat plaatst de Schelde in het lijstje van rivieren die bijdragen tot de eutrofiëring van zeeën. Hoewel in het zoete deel geen siliciumlimitatie verwacht wordt, werd zelfs daar reeds vastgesteld dat, in tegenstelling tot stikstof en fosfor, het siliciumgehalte in levende diatomeeën toch een belangrijk deel uitmaakte van de totale *pool* (Muylaert et al., 1999d). De seizoensvariatie van silicium wordt dan ook voor het grootste deel toegeschreven aan biologische opname – en vrijkomst bij afsterven – door diatomeeën. Op die manier kan een trend in de seizoensvariatie een middel zijn om siliciumlimitatie en daarmee mogelijk te verwachten omslag van diatomeeën- naar flagelatenbloei in de kustzone t.g.v. de estuariene processen te volgen.

4.5.3 *Temporele trend*

Bij de problematiek rond silicium is het van groot belang om de tijdstrend te kennen. Gezien het om een natuurlijk element gaat, zou kunnen verwacht worden dat er geen stijgende of dalende trend is. De evolutie van de jaargemiddelden van silicium aan de Belgisch-Nederlandse grens (km 58) is weergegeven in Fig. 4.3 (data RIKZ, med. Wattel). Uit de figuur blijkt dat silicium een eerder trapsgewijze dalende trend vertoont, met dalingen rond 1974 en op het eind van de jaren '80 en het begin van de jaren '90.

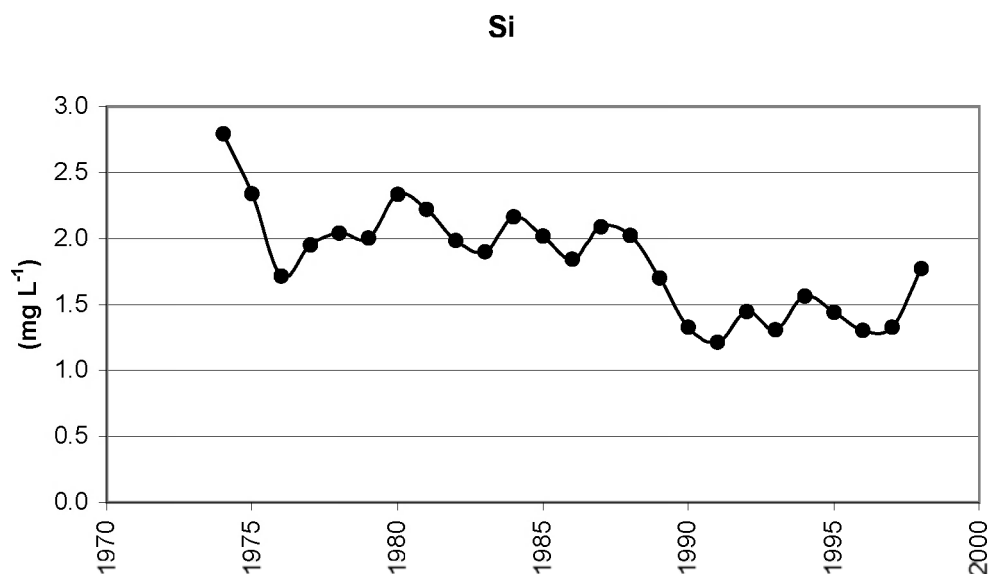


Fig. 4.3: Jaargemiddelden van silicium te Schaar van Ouden Doel (Belgisch-Nederlandse grens); bron: RIKZ, med. Wattel

Een interessante hypothese (Herman, mond.med.) zou deze daling kunnen verklaren. De eerste daling van silicium in de jaren '70 ging gepaard met een begin van herstel van zuurstof in het brakke deel (Van Damme et al., 1995). In het zoete deel begon de anaërobie pas later te verminderen. Het is aannemelijk dat een zuurstofloze toestand toxische implicaties heeft op diatomeeën. Bovendien was anoxisch water in het estuarium gekenmerkt door een zwarte kleur te wijten aan de vorming van neerslagproducten, waardoor lichtinstraling nog meer kon worden geabsorbeerd. Hierdoor is diatomeeënbloei in zuurstofloos water onwaarschijnlijk. De fytoplanktonsamenvatting in het zoete deel kan enkel door de input via de zijrivieren gedomineerd geweest zijn. Die input bestond grosso modo uit groene algen. Dit blijkt ook uit de chlorofylwaarden van Kromkamp & Peene uit 1991(1995b), die dominantie van groene algen vaststelden in de limnische zone, in tegenstelling tot Muylaert et al. (1999c) die enkele jaren later dominantie van diatomeeën vaststelden. Verbetering van de zuurstofhuishouding zou bijgevolg een ontwikkeling van diatomeeën kunnen hebben ingeleid, met een afname van silicium in de waterkolom als resultaat.

Het feit dat silicium gedurende de jaren '90 niet verder afnam is dan ook logisch, vermits lichtlimitatie (enkel door zwevende stof en niet meer door zwartkleuring) dan de limiterende factor werd eerder dan toxicologische effecten. De jaarlijkse variatie van silicium zou volgens deze hypothese tegenwoordig moeten gerelateerd zijn met de turbiditeit. Mocht de troebelheid afnemen, dan zou de siliciumlimitatie stroomopwaarts

verschuiven. De relatie tussen zwevende stof en silicium werd echter nog niet onderzocht.

4.5.4 Rol van getijdengebieden

Van Damme et al. (1998) stelde vast dat een zoetwaterschor aan de Durmemonding belangrijke export vertoonde van silicium, behalve tijdens de winter waar conservatief gedrag werd vastgesteld. De export was enerzijds waarschijnlijk te wijten aan regeneratie door het sediment zelf. Anderzijds speelde wellicht een supplementaire factor mee, nl. het afsterven van diatomeeën die op het schor terecht waren gekomen (Muylaert, mond. med.). Het gerecycleerde silicium kan dan in het estuarium terug in nieuwe planktonproductie worden opgenomen. Gezien de limitatie aan de monding zouden getijdengebieden dus op die manier via het element silicium een uitermate belangrijke rol kunnen vervullen in het verlengen van de nutriëntspiraal. De vergelijking van geulbodemsedimenten en sedimenten van slikken, kreken en schoroppervlakken naar effluxen en regeneratie van silicium zouden het belang van deze compartimenten tot elkaar kunnen onderstrepen.

4.5.5 Verwachting op korte termijn

Ondanks de dalende trend van silicium sinds de jaren '70 is het de verwachting dat de trend op korte termijn noch dalend noch stijgend zal zijn. Er zijn immers geen indicaties dat de ontwikkeling van diatomeeën op korte termijn drastisch zal wijzigen.

4.6 Stikstof

4.6.1 Een zone van verhoogde nitrificatie

Nitrificatie is het proces dat ammonium omzet tot nitraat. Daarvoor is zuurstof nodig. De grens tussen zone 3 en zone 4 wordt gekenmerkt door het begin van een zone van verhoogde nitrificatie. Stroomopwaarts wordt deze zone begrensd door het optreden van slechtere zuurstofcondities (Billen, 1975; Billen & Somville, 1982; Soetaert & Herman, 1995b). Eens de condities voor nitrificatie echter gunstig zijn, nemen de nitraatconcentraties sterk toe. Dit is ook vast te stellen in Fig. 10 van Bijlage 1, waar in de zone rond km 80, simultaan met een toename van de zuurstofconcentratie (Fig. 3 van Bijlage 1), verhoogde nitraatconcentraties zijn waar te nemen. Stroomafwaarts werd vastgesteld dat de nitrificerende bacteriën, voornamelijk zoetwaterorganismen, terug afnamen in de saliniteitsgradiënt, en dat hun groei eveneens afnam met toenemende saliniteit (Billen, 1975). Nochtans blijft nitrificatie ook in het zoute deel van het

estuarium een belangrijk, zij het een minder intensief, proces (Soetaert & Herman, 1995b). Dit is wellicht te wijten zijn aan de aanwezigheid van mariene nitrificeerders in de Westerschelde. Analoom met fyto- en zoöplankton is het waarschijnlijk dat er ook voor nitrificeerders een zoetwater-en een zoutwatergemeenschap bestaat die gescheiden is door de saliniteitsgradiënt. Daar bestaat echter nog geen uitsluitsel over.

In het estuarium stroomafwaarts de Rupelmonding (stroomopwaarts ervan is nog niets gekend) is nitrificatie het proces met de grootste impact op de stikstofvracht (Soetaert & Herman, 1995b; Regnier, 1997). Vroeger was dit niet zo (Billen et al., 1985). Thans is de impact van nitrificatie zo groot en is het nitrificatiefront t.o.v. vroeger zover stroomopwaarts geëvolueerd, dat tijdens de zomer ammonium bijna is verdwenen tot aan km 80 (Fig 12 van Bijlage 1). Opname van ammonium door fytoplankton is bijna verwaarloosbaar t.o.v. verbruik door nitrificatie (Soetaert & Herman, 1995b), hoewel dit in het zoetwaterdeel misschien anders zou kunnen zijn gezien de hogere primaire productie aldaar (Fig 4.1) en de naar verwachting lagere graad van nitrificatie. De zuurstofconsumptie die met deze hoge graad van nitrificatie gepaard gaat, is zo groot dat ondanks de bijzonder efficiënte inbreng van zuurstof uit de atmosfeer de zuurstofconcentraties toch zeer laag blijven (Regnier, 1997).

4.6.2 De paradox van het Schelde-estuarium

Toen begin de jaren '80 voor de eerste maal een stikstofbalans voor het estuarium werd opgemaakt, d.i. stroomafwaarts de Rupelmonding, werd op basis van gegevens uit de periode 1975-1983 vastgesteld dat ongeveer 40 à 50% van de stikstofvracht die het estuarium binnenkwam definitief werd verwijderd (Billen et al., 1985). Dit gebeurde voor het grootste deel via denitrificatie, een facultatief anaëroob proces dat nitraat omzet in atmosferische stikstof. In die periode was de zuurstofhuishouding in het estuarium er slechter aan toe dan nu. Dit is te zien aan de lange-termijn trend die is weergegeven in Fig. 4.4. Toen werd voorspeld dat een vermindering van de koolstofbelasting, gepaard gaande met een herstel van de zuurstofhuishouding, niet zou leiden tot een substantiële vermindering van de stikstofvracht omdat de aanrijking van zuurstof het belangrijke denitrificatieproces in de waterkolom zou doen afnemen. In Fig. 4.4 is te zien dat met de verbetering van de zuurstofhuishouding, de ammoniumconcentraties zijn afgenomen maar dat de nitraatconcentraties daarentegen zijn toegenomen. Nitrificatie kon immers door de aanvoer van meer zuurstof intenser optreden. Dit fenomeen waarbij een verbeterde waterkwaliteit de biologische stikstofverwijdering in de waterkolom doet afnemen staat bekend als 'de paradox van het Schelde-estuarium'.

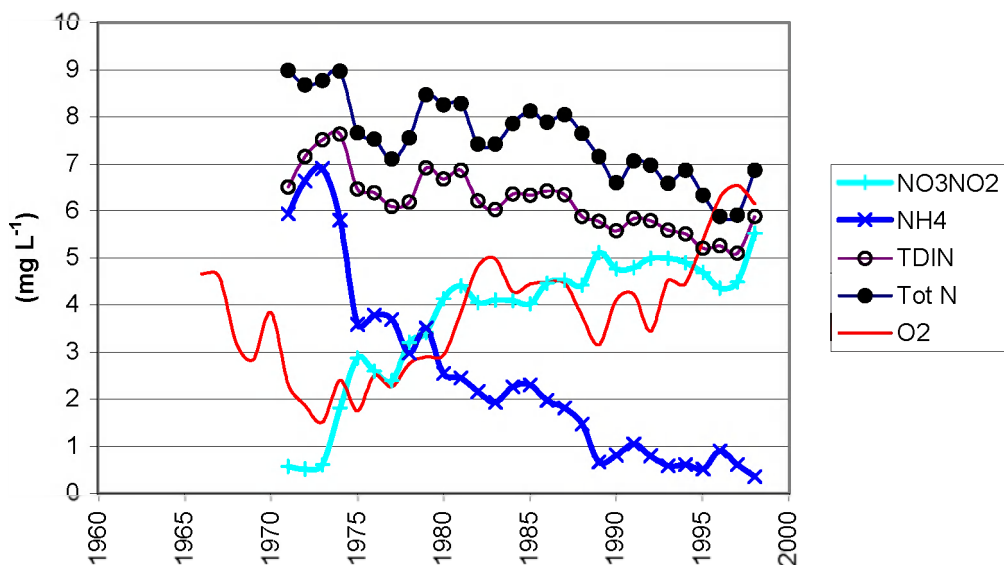


Fig. 4.4: Jaargemiddelden van nitraat en nitriet (NO_3NO_2), ammonium (NH_4), totaal opgeloste anorganische stikstof (TDIN), totale stikstof (Tot N) en opgeloste zuurstof (O_2) te Schaar van Ouden Doel (Belgisch-Nederlandse grens); bron: RIKZ, med. Wattel

Begin de jaren '90 werd via het model MOSES (Soetaert & Herman, 1995b) een verdubbelde output van stikstof naar zee vastgesteld t.o.v. de vaststelling door Billen et al. (1985) in de jaren '70. Deze vaststelling lag inderdaad binnen de lijn van verwachting omdat de waterkwaliteit binnen die periode ook effectief verbeterd was. Daarentegen voorspelde het model SAWES zo'n toename niet (Van Eck et al., 1991), ondanks het feit dat zowel MOSES als SAWES als resultaat gaven dat ongeveer 80% van de stikstofbelasting in zee terecht komt en dat denitrificatie daarbij de belangrijkste verliespost is. De al dan niet verhoogde output naar zee zou ook moeten blijken uit de tijdstrend van totaal stikstof. In publicaties aangaande evolutie van waterkwaliteit wordt echter steeds de trend van ammonium en nitraat gepresenteerd, maar niet die van totaal stikstof (bv. Goethals, 1991; Van Eck et al., 1991; Van Damme et al., 1995; Van Eck et al., 1998). Uit Fig. 4.4 blijkt dat totaal stikstof (de som van Kjeldahl-stikstof, nitraat en nitriet; data R.I.K.Z., med. Wattel) een duidelijk dalende trend vertoont.

4.6.3 Mogelijke oorzaken voor de afname van totaal stikstof

De dalende trend van totaal stikstof (Fig. 4.4) doet niet noodzakelijk afbreuk aan de stelling dat denitrificatie in het estuarium vermindert bij stijgende zuurstofconcentraties (zie voorgaande par.). Verschillende oorzaken en hypothesen zijn mogelijk om deze trend te verklaren.

4.6.3.1 Waterzuivering

Vooreerst is er het feit dat de waterzuivering in het Scheldebekken meer op stikstof is gericht dan vroeger (Verdievel, mond.med.). Zelfs bij secundaire zuivering van koolstof, die eveneens toeneemt, gebeurt gedeeltelijke opname en verwerking van stikstof. De vuilvracht van stikstof is binnen het Scheldebekken door de toegenomen rioleringsgraad en zuivering door bedrijven wel degelijk afgenomen (Van Eck et al., 1998), ondanks het feit dat stikstof grotendeels aan waterzuivering ontsnapt. Dit betekent dat langs deze weg een verminderde input van stikstof in het estuarium optreedt. Die vermindering kan een afname van denitrificatie compenseren. Over de diffuse input van nitraat in het estuarium kan geen uitspraak worden gedaan. De verwachting is dat ze niet onaanzienlijk is (Billen & Garnier, 1997).

4.6.3.2 Toename van denitrificatie in het zoetwaterdeel

Uit Hoofdstuk 4.5 trad naar voor dat het (her)optreden van planktonbloei binnen het zoetwaterdeel van het estuarium mogelijks een recent fenomeen is. Deze bloei gaat zeer waarschijnlijk gepaard met gekoppelde nitrificatie-denitrificatie. Dit valt af te leiden uit de vergelijking van concentratieprofielen van verschillende parameters. Om dit aan te tonen volgt hieronder, tevens als illustratie van estuarien functioneren, een beschrijving van een concrete gebeurtenis, nl. de fytoplanktonbloei in het zoetwaterdeel tijdens de zomer van 1997.

De zomerplanktonbloei in het zoete deel ging in 1997 gepaard met zeer hoge concentraties chlorofyl a vanaf juni-juli (Fig. 8 van Bijlage 1). Deze bloei moet volgens analogie met Muylaert et al. (1999c) gepaard zijn gegaan met netto primaire productie. De primaire productie was ook te merken aan de daling van de partiële druk van CO_2 in het water tijdens het hoogtepunt van de bloei (Fig. 7 van Bijlage 1) (zie Hoofdstuk 4.3), en aan een stijging van de pH (Fig. 2 van Bijlage 1) (zie Hoofdstuk 4.7). De activiteit van fotosynthese ging echter niet gepaard met een stijging van de zuurstofconcentratie (Fig. 3 van Bijlage 1). Wel was een schommeling van de nitraatconcentraties vast te stellen met een maximum in augustus (Fig. 10 van Bijlage 1). Augustus vertoonde de maximale temperatuur van dat jaar (Van Damme et al., 1998). Ammonium- (Fig. 12 van Bijlage 1) en siliciumconcentraties (Fig 15 van Bijlage 1) daalden duidelijk, met minima in augustus. De veranderingen in stikstofconcentraties zijn volgens analogie met Muylaert et al. (1999d) weinig waarschijnlijk toe te schrijven aan louter opname door het fytoplankton. Het gehalte aan nutriënten in de biomassa van het plankton is daarvoor te klein in verhouding met de concentraties in het water, en de turnover van het plankton te gering. Wat wel zou kunnen gebeurd zijn is dat de zuurstofproductie gebruikt werd om ammonium te nitrificeren tot nitraat, om onmiddellijk daarna in de nog steeds

zuurstofarme omgeving tot atmosferische stikstof te worden gedenitrificeerd. Totaal stikstof was in augustus dan ook minimaal (Fig. 14 van Bijlage 1). Tijdens de zomer werden over het algemeen ook verhoogde nitrietconcentraties vastgesteld t.o.v. de winter (Fig. 11 van Bijlage 1). Nitriet is een labiel tussenproduct in zowel het nitrificatie- als het denitrificatieproces. De concentraties in het zoetwaterdeel waren steeds hoger dan in het brakke of het zoute deel.

Indien een toename van planktonbloei in het zoete deel heeft plaatsgevonden, is daarmee ook de denitrificatie toegenomen. Dit, samen met de verhoogde verwijdering via waterzuivering, betekent dat de input van stikstof in het estuarium stroomafwaarts de Rupelmonding moet zijn afgenomen. Nochtans werd zowel in het MOSES- als in het SAWES-model een weliswaar lichte stijging van de stikstofinput t.o.v. Billen et al. (1985) gemeld. Dit probleem verdient nadere studie.

4.6.3.3 Rol van vlokvorming

Ten slotte is het gedrag en de evolutie van denitrificatie in de waterkolom zelf nog niet goed gekend. De impact van vlokvorming op denitrificatie via het creëren van anaërobe niches waarin dit proces zou kunnen doorgaan ondanks de toenemende aëratie van de waterkolom is nog steeds niet duidelijk. Vlokken worden bv. te onstabiel geacht om denitrificatie toe te laten. Anderzijds is in waterzuiveringsinstallaties waargenomen dat denitrificatie in vlokken onafhankelijk is van de vloggrootte (Zhang et al. 1997). Kerner & Edelkraut (1995) namen in het Elbe-estuarium ook anaërobe afbraak van organisch materiaal in vlokken in de waterkolom waar, met nitraat als oxidans, m.a.w. denitrificatie. Bovendien is de distributie van denitrificatie tussen waterkolom en geulbodem nog niet goed gekend. Er is dus geen zekerheid over de mate waarmee denitrificatie bij stijgende waterkwaliteit verandert.

4.6.4 Rol van intergetijdengebieden en oeverzones

Middelburg et al. (1995) vonden dat 55% van de stikstofinput in sliksediment in de brakwaterzone nabij Doel werd gedenitrificeerd. Ze stelden door extrapolatie en via vergelijking met Soetaert & Herman (1995b) vast dat de getijdengebieden van het estuarium (van Vlissingen tot de Rupelmonding) verantwoordelijk zouden zijn voor 14 % van de totale stikstofverwijdering die in het estuarium plaatsvond. Van Damme et al. (1998) stelden vast dat denitrificatie in zoetwater-getijdensedimenten intenser was dan in brakwater-getijdensedimenten. Metingen uitgevoerd over tijcycli aan de ingang van een zoetwaterschor in de Durmemonding lieten een belangrijke import van stikstof zien (Van

Damme et al., 1998). Deze studies wezen op het belang van getijdengebieden voor verwijdering van stikstof die door het getij wordt aangevoerd.

De input van stikstof in rivierbekkens gebeurt in belangrijke mate door de diffuse input van nitraat (Heathwaite et al., 1993). Er zijn geen redenen om aan te nemen dat het Scheldebekken daar een uitzondering op zou zijn. De rol van oeverzones in het onderscheppen van nitraatstromen naar rivieren is grondig bestudeerd. Voor een overzicht wordt verwezen naar Gilliam (1994). Uit een overzicht door Castelle et al. (1994) bleek dat bufferzones met een breedte van 3 tot 200 m volstonden om nitraatinput afdoende te beperken. Veelal volstond reeds een breedte van 15 m. Billen & Garnier (1997) toonden aan dat het inrichten van dergelijke bufferzones een essentiële voorwaarde was om eutrofiëring van kustwater in de Noordzee tegen te gaan. Over de rol van getijdengebieden langs het estuarium als bufferzones voor ondergrondse nitraatstromen is echter nog niets geweten. Mogelijks is deze rol beperkt, gezien veel getijdengebieden hoger gelegen zijn dan de aanpalende binnendijkse valleigebieden.

Hieruit blijkt dat enerzijds getijdengebieden in het estuarium en anderzijds oeverzones langs beken en zijrivieren van het bekken elk op een aparte manier kunnen bijdragen tot de beperking van de stikstofafvoer naar zee. Het toepassen van maatregelen in het hele bekken is nodig om de stikstofvracht te beperken.

4.6.5 Verwachting op korte termijn

Naar verwachting zal het zuurstofgehalte in het Scheldewater verder toenemen. Dit wettigt de verwachting dat de omzetting van ammonium naar nitraat proportioneel verder zal toenemen. Totaal stikstof zal mogelijks verder afnemen, hoewel er over de exacte reden van dit proces onduidelijkheid bestaat.

4.7 Zuurtegraad (pH)

4.7.1 Reacties die pH bepalen

De profielen van pH in het estuarium zijn niet louter het resultaat van de menging van zoet en zout water, maar wel van een dynamische interactie van een aantal biogeochemische processen die protonen produceren en ontgassende processen die protonen consumeren (Regnier et al., 1997).

Reacties die verzurend werken zijn, in volgorde van stijgende intensiteit, aërobe respiratie, denitrificatie en nitrificatie. Reacties die de pH doen stijgen zijn fotosynthese en de bufferende reacties van het carbonaatsysteem indien CO_2 wordt vrijgesteld.

In zone 3 en zone 4, waar bacteriële respiratie en nitrificatie heel belangrijk zijn, wordt pH gecontroleerd door deze bacteriële activiteit. Beide processen verzuren het systeem. Deze zones kunnen dan ook gekenmerkt worden als de plaats waar pH-minima in longitudinale profielen optreden (Regnier et al., 1997; Zwolsman et al., 1997). In Fig 2 van Bijlage 1 is inderdaad vast te stellen dat pH-minima voorkomen in zone 3 en 4. De pH-daling wordt echter sterk tegengegaan door uitstoot van CO_2 naar de atmosfeer. Die uitstoot is evenwel zo groot dat, berekend volgens de evenwichtsconstanten van het bufferend systeem, pH-waarden tot 8,82 zouden moeten voorkomen. Dit is geenszins het geval. Wel waarneembaar is een daling van de alkaliniteit (Frankignoulle et al., 1996). Behalve als een verzurende reactie kan nitrificatie ook voorgesteld worden als een alkaliniteitsconsumerende reactie. Nitraatprofielen kunnen op die manier gebruikt worden om veranderingen van alkaliniteit te berekenen. Een verrassende vaststelling is dat in zone 3, waar de meest zuurstofarme condities in het estuarium voorkomen, en een intense bacteriële activiteit plaatsvindt, zuurstof niettemin het dominerend oxidans blijft.

Deze bevindingen illustreren nogmaals dat het Schelde-estuarium een heel dynamisch en actief systeem is waarin materiaal dat door de zijrivieren wordt afgevoerd sterke modificaties ondergaat vooraleer in zee terecht te komen (Frankignoulle et al., 1996).

4.7.2 Een sterke maar door heterotrofie overtroffen buffercapaciteit bij lagere saliniteit

De buffercapaciteit is in Fig. 4.5 uitgedrukt als de variatie van pH bij toevoeging (bv. respiratie) of verwijdering (fotosynthese) van een mol opgelost CO_2 . Ze staat in verband met alkaliniteit en met de hoeveelheid opgeloste anorganische koolstof. Die parameters kennen een dalend verloop bij stijgende saliniteit (Frankignoulle et al., 1996; Hellings et al., 1999). Bij saliniteiten lager dan 15 vermindert de verhouding dpH/dCO_2 snel om uiteindelijk slechts een derde te bedragen van de mariene waarde. Dit betekent dat bij eenzelfde toevoeging van CO_2 de pH driemaal minder sterk varieert bij lage saliniteiten (Frankignoulle, in prep.). Ondanks een sterkere bufferende capaciteit bij lagere saliniteiten blijkt dat de pH juist daar veel verandert ten gevolge van de heersende heterotrofie (Fig. 4.5). Er kan dus gesteld worden dat de heterotrofie in zone 3 en 4 dermate hoog is dat de nochtans sterke buffercapaciteit erdoor wordt overstelp.

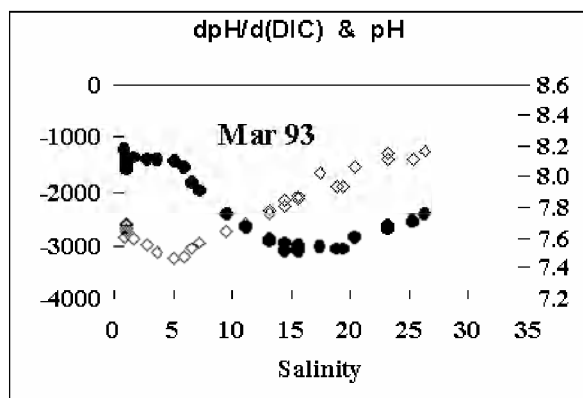


Fig. 4.5: Buffercapaciteit (●) uitgedrukt als de variatie van pH bij toevoeging of verwijdering van een mol opgelost CO_2 , en pH (◇) t.o.v. saliniteit in maart 1993 (Frankignoulle, in prep.)

4.8 Fosfor

4.8.1 Hoge antropogene aanvoer

Orthofosfaat en totaal fosfor vertonen aan de Belgisch-Nederlandse grens (km 57) sinds het midden van de jaren '70 een dalende trend (Van Damme et al., 1995). Eveneens werd een afname vastgesteld van fosforgehaltes in gesuspendeerd materiaal (Zwolsman, 1999). Deze trend werd initieel toegeschreven aan het in onbruik raken van polyfosfaat uit waspoeders. Polyfosfaten worden in het estuarium immers gehydrolyseerd tot orthofosfaat. Nochtans blijft een hoge antropogene aanvoer van fosfor in het estuarium merkbaar. Dit kan geschat worden door de heersende concentraties te vergelijken met de concentraties die van nature in het onvervuild systeem te verwachten zijn. De van nature aanwezige fosfaatconcentraties zouden immers in evenwicht moeten zijn met de sorptiecapaciteit op amorfe ijzerhydroxiden, die overigens overvloedig in de gesuspendeerde fractie zijn te vinden (Van Alsenoy et al., 1989). De natuurlijke concentratie zou dan tussen 0.007 en 0.070 mg P L^{-1} moeten bedragen (Zwolsman, 1994). Uit Fig. 16 van Bijlage 1 blijkt dat de huidige concentraties ondanks de afnemende trend nog steeds 1 à 2 grootte-orde hoger zijn. Het is aannemelijk dat de antropogene input van fosfor aanzienlijk blijft. De behandeling van fosfor in waterzuiveringstations is immers duur en vindt in het Scheldebekken vooralsnog slechts op beperkte schaal plaats.

4.8.2 Fysicochemische fosfaatverwijdering in het opwaartse deel van het estuarium

De cyclus van fosfor is complex, zeker in estuaria, en fosfor is een heel dynamisch element (Corell, 1998). Dit heeft voor een deel te maken met het feit dat fosfor naast biologische processen ook betrokken is in louter fysico-chemische interacties.

Fosfaatconcentraties kunnen beïnvloed worden door uitwisseling met sediment en zwevende stof. Orthofosfaat bindt met partikels volgens een twee-fasen dynamiek: eerst een snelle adsorptie, gevolgd door een tragere diffusie in vaste toestand naar het binnenste van de korrel (Froelich, 1988). Als sterk electronegatieve component bindt orthofosfaat preferentieel en sterk op (oxy)hydroxiden van Fe of Al. Dit gebeurt in zuurstofrijke omstandigheden worden deze (oxy)hydroxiden gevormd. Voorwaarde hiervoor is wel dat voldoende ijzer (of aluminium) in oplossing is. In de Schelde komt door lage zuurstofconcentraties wellicht veel ijzer (Fe^{2+}) uit sediment in oplossing (Zwolsman, 1994). Indien (oxy)hydroxiden overvloedig aanwezig zijn zal fosfaat er in belangrijke mate mee neerslaan. Eens neergeslagen kan Fe^{3+} terug gereduceerd worden tot Fe^{2+} waardoor de binding met fosfaat zwakker wordt. De (oxy)hydroxiden zullen bij lage zuurstofconcentraties terug ontbinden. Zo kan fosfaat terug in oplossing komen, m.a.w. remobiliseren.

Het valt op dat de orthofosfaatconcentraties in het zoete deel van het Schelde-estuarium veel hoger zijn dan in de rest van het estuarium (Fig 16 van Bijlage 1). Ook de seizoensvariatie is er minder uitgesproken. Dit is wellicht te wijten door een hoge input vanuit de Bovenschelde. Stroomafwaarts zone 2 nemen de concentraties drastisch af. Voor totaal fosfor is dit minder het geval (Fig. 17 van Bijlage 1). Deze plaats is gekenmerkt door het optreden van een turbiditeitsmaximum (zie Hoofdstuk 4.1). De zuurstofcondities in dit gebied zijn over het algemeen slecht. In het turbiditeitsmaximum is opwerveling van ijzerrijk bodemmateriaal (Zwolsman, 1994) waarschijnlijk verantwoordelijk voor de verwijdering van fosfaat (Wollast, 1982). Hoe het evenwicht tussen neerslagvorming, regeneratie uit opwervelend sediment en remobilisatie door desorptie van zwevende stof in de zone van het turbiditeitsmaximum precies te situeren is, is onduidelijk. Even onbesproken is de rol van vlokvorming. Vooral in het zoete deel van het estuarium is fosfor nauwelijks onderzocht.

Een reden waarom relatief minder onderzoek naar fosfor is verricht heeft misschien te maken met de vaststelling dat fosfor pas na stikstof limiterend kan zijn voor fytoplankton in de kustzone (Billen, 1993). Fosfor is eerder limiterend in zoetwatersystemen; estuaria vormen een overgangszone (Corell, 1998). Bij plankton in het estuarium werden vooral Redfield ratio's (= N:P ratio's) van meer dan 16 vastgesteld (Kromkamp et al., 1995), wat een relatief surplus van stikstof t.o.v. fosfor impliceert. Enkel tijdens planktonbloei in de zomer werden in de Westerschelde ratio's beneden 16 vastgesteld (Van Spaendonk et al., 1993), hoewel dit op zich weinig te betekenen had vermits er zeker voldoende stikstof en fosfor aanwezig was.

Binnen de saliniteitsgradiënt (zone 4) is de seizoenscyclus van orthofosfaat heel uitgesproken gekenmerkt door hogere concentraties tijdens de zomer en lagere tijdens de

winter (Fig. 16 van Bijlage 1). Tijdens de zuurstofrijkere winter zou fosfaat coprecipiteren met ijzerhydroxyden, en tijdens de zuurstofarmere zomer zouden ijzerfosfaten terug in oplossing komen (Van Eck & De Rooij, 1993; Zwolsman, 1994).

4.8.3 Biologische fosfaatverwijdering in de polyhaliene zone

Merkwaardig is dat de seizoenale maxima en minima die voorkomen in het polyhaliene deel een faseverschuiving in de tijd hebben ondergaan t.o.v. deze in de saliniteitsgradiënt. In het polyhaliene deel van het estuarium komen de minima veeleer tijdens de vroege zomer voor dan tijdens de winter. Hier komt de seizoensvariatie overeen met de variatie van chlorofyl a (Fig. 8 van Bijlage 1). Dit is een bevestiging van wat Zwolsman (1994) stelde, nl. dat fosfaat in het zeewaartse deel van het estuarium vooral verwijderd wordt door fytoplankton in tegenstelling tot de vooral fysicochemische verwijdering meer stroomopwaarts. Bovendien wijzen de aanwezigheid van relatief hoge concentraties polyfosfaten en lage C:P ratio's in deze zone op luxe-opname van fosfaat door fytoplankton (Zwolsman, 1994). Bij luxe-opname wordt fosfaat immers binnen de cellen gestockeerd als polyfosfaat (Mino et al., 1998). Dit impliceert dat fosfor binnen het estuarium geenszins limiterend is voor fytoplankton.

4.8.4 Rol van getijdengebieden

De concentratie van fosfaat in wetland-sedimenten is doorgaans groter dan in het overspoelend water, zodat een verticale diffusiegradiënt uit het sediment ontstaat. Maar ook biologische interactie en sorptie spelen een rol. Binnen getijdengebieden treden bovendien verschillen op in het gedrag van fosfor. Zo werd vastgesteld dat kreekwanden in zoetwatergetijdengebieden preferentiële plaatsen waren voor fosforretentie omdat ijzer voornamelijk daar afgezet wordt (Chambers & Odum, 1990).

Bodemprofielen van Saeftinge weerspiegelden de historiek van de toenemende fosforvervuiling tijdens de periode 1920-1975. Niettemin was de distributie van fosfor in de oxische oppervlaktelaag sterk verbonden met deze van ijzer. Onder de oxische-suboxische laag werden veel lagere concentraties van zowel fosfor als ijzer vastgesteld, hetgeen wees op remobilisatie van fosfor na reductie van de ijzeroxyhydroxide-carriers (Zwolsman et al., 1993).

Van de zoetwaterschorren aan de Durmemonding (km 100) werd waargenomen dat de verhouding orthofosfaat-totaal fosfor in het uitstromend water steeds was toegenomen t.o.v. het instromend water. Dit kan erop wijzen dat import van particulier fosfor plaatsvindt terwijl orthofosfaat door remobilisatie eerder export vertoont. Ook de massabalansen, aldaar uitgevoerd, wezen in die richting (Van Damme et al., 1998).

Dikwijls wordt dan ook export van fosfor uit zowel zoete als meer zoute getijdengebieden vastgesteld, hoewel dit niet veralgemeend mag worden.

Omdat getijdegebieden zeker geen definitieve fosforverwijdering uit estuaria teweeg brengen, werd door Billen & Garnier (1997) fosfaatverwijdering via waterzuivering als een van de noodzakelijke maatregelen voorgesteld om eutrofiëring van kustwateren tegen te gaan. Indien deze maatregel gepaard gaat met herstel van wetlands om stikstofverwijdering te stimuleren, blijft het in de verwachting dat fosfor limiterend zal worden voor zowel diatomeeën als niet-diatomair fytoplankton. Voor fosfor is het dus belangrijk een idee te hebben over de stand van zaken en de vooruitzichten betreffende waterzuivering.

4.8.5 Vooruitzichten aangaande zuivering van fosfor door waterzuiveringsinstallaties

De gemiddelde inkomende P-vracht voor de RWZI's in Vlaanderen bedraagt tegenwoordig 7685 kg, terwijl er 2839 kg buitengaat. Deze vrachten zijn bepaald op 99% van de totale verwerking op de RWZI's (enkele kleintjes niet meegerekend, gelet op de afwezigheid van debietmeting) (Wim Debbaudt, schriftelijke med., VMM, 1999). Daarenboven moet elke nieuwe inplanting van waterzuiveringsinstallaties met een capaciteit van meer dan 10.000 inwonersequivalenten voorzien zijn van tertiaire zuivering voor fosfor (Martin Verdievel, schriftelijke med., VMM, 1999). Uit deze cijfers kan afgeleid worden dat de waterzuivering van fosfor erop vooruit gaat, hetgeen weerspiegeld wordt in de dalende trend ervan in het estuarium. De verwachting op korte termijn is dan ook dat de dalende trend zich verderzet.

LITERATUUR

- BAEYENS W., VAN ECK B., LAMBERT C., WOLLAST R., GOEYENS L. (1998) General description of the Scheldt estuary. *Hydrobiologia*, 366, 1-14.
- BARRANGUET C., KROMKAMP J., PEENE J. (1998) Factors controlling primary production and photosynthetic characteristics of intertidal microphytobenthos. *Marine Ecology Progress Series*, 173:117-126.
- BILLEN G. (1975) Nitrification in the Scheldt estuary (Belgium and the Netherlands) *Estuarine and Coastal Marine Science*, 3, 79-89.
- BILLEN G. (1988) Modelling microbial processes (phyto- and bacterioplankton) in the Schelde estuary. *Hydrobiological Bulletin*, 22(1), 43-55.
- BILLEN G. (1993) Coastal eutrophication in a global perspective. in: Symoens J.-J., Devos P., Rammeloo J., Verstraeten Ch. (Eds.) *Biological Indicators of Global Change. Symposium proceedings, Royal Academy of Overseas Sciences, Brussels*, 17-34.
- BILLEN G., GARNIER J. (1997) The Phison River plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aquatic Microbial Ecology*, 13, 3-17.
- BILLEN G., LANCELOT C., SERVAIS P., SOMVILLE M., VIVES_REGO J. (1983) Etablissement d'un modèle prédictif de la qualité de l'eau de l'estuaire de l'Escaut. Rapport final. Université Libre de Bruxelles, Bruxelles.
- BILLEN G., SOMVILLE M. (1982) An ecophysiological model of nitrification in the Scheldt estuary. *Mathematical Modelling*, 3, 523-533.
- BILLEN G., SOMVILLE M., DE BECKER E., SERVAIS P. (1985) A nitrogen budget of the Scheldt hydrographical basin. *Netherlands Journal of Sea Research*, 19, 223-230.
- BILLIONES R. (1998) Spatio-temporal distribution of suspended particulate matter in the Scheldt estuary (Belgium) and interactions with mesozooplankton. Thesis submitted for the degree of Doctor of Science, Vrije Universiteit Brussel, Laboratorium voor Ecologie en Systematiek, Brussels, 175pp.
- CASTELLE A.J., JOHNSON A.W., CONOLLY C. (1994) Wetlands and stream buffer size requirements – A review. *Journal of Environmental Quality*, 23, 878-882.
- CHAMBERS R.M., ODUM W.E. (1990) Porewater oxidation, dissolved phosphate and the iron curtain: Iron-phosphorous relations in tidal freshwater marshes. *Biogeochemistry*, 10, 37-52.
- CLAESSENS J. (1988) Het hydraulisch regime van de Schelde. *Water* 43, 163-169.
- CORELL D.L. (1998) The role of phosphorous in the eutrofication in receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27, 261-266.
- DE JONG D. J., DE JONGE V. N. (1995) Dynamics and distribution of microphytobenthic chlorophyll-a in the Western Scheldt estuary (SW Netherlands). *Hydrobiologia*, 311:21-30.

DE PAUW N., LAMBERT V., VAN KENHOVE A. (1992) Kunstmatige substraten voor biologische monitoring van grote rivieren en kanalen in Vlaanderen en Nederland. Studie in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, 57pp.

EISMA D. (1986) Flocculation and deflocculation of suspended matter in estuaries. *Netherlands Journal of Sea Research*, 20, 183-199.

FISHER T. R., HARDING JR. L. W., STANLEY D. W., WARD L. G. (1988) Phytoplankton, nutrients, and turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Huston estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 27, 61-93.

FRANKIGNOULLE M., ABRIL G., BORGES A., BOURGE I., CANON C., DELILLE B., LIBERT E., THEATE J.-M. (1998) Carbon dioxide emission from European estuaries. *Science*, 282, 434-436.

FRANKIGNOULLE M., BOURGE I., WOLLAST R. (1996) Atmospheric CO₂ fluxes in a highly polluted estuary (the Scheldt). *Limnology and Oceanography*, 41(2), 365-369.

FROELICH P. N. (1988) Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography*, 33, 649-668.

GARNIER J., BILLEN G., COSTE M. (1995) Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observations and modelling. *Limnology and Oceanography*, 40(4), 750-765.

GEIDER R.J. (1987) Light and temperature dependence of the carbon to chlorophyll *a* ratio in microalgae and cyanobacteria: implications for physiology and growth of phytoplankton. *New Phytology*, 106, 1-34.

GILLIAM J.W. (1994) Riparian wetlands and river quality. *Journal of Environmental Quality*, 23, 896-900.

GOETHALS K. (1991) Evolutie van de kwaliteit van het Scheldewater: Aanvullende gegevens tot en met 1989. *Water*, 56, 12-18.

GOOSEN N.K., VAN RIJSWIJK P., BROCKMANN U. (1995) Comparison of heterotrophic bacterial production rates in early spring in the turbid estuaries of the Scheldt and the Elbe. *Hydrobiologia*, 311, 31-42.

GOOSEN N.K., VAN RIJSWIJK P., KROMKAMP J., PEENE J. (1997) Regulation of annual variation in heterotrophic bacterial production in the Scheldt estuary (SW Netherlands). *Aquatic Microbial Ecology*, 12, 223-232.

HAMELS I., SABBE K., MUylaert K., BARRANGUET C., LUCAS C., HERMAN P., VYVERMAN W. Organisation of microbenthic communities in intertidal estuarine flats, a case study from the Molenplaat (Westerschelde estuary, The Netherlands). *European Journal of Protistology*, 34, 308-320.

HAMERLYNK O., MEES J., CRAEYMEERSCH J.A., SOETAERT K., HOSTENS K., CATTRIJSSE A., VAN DAMME P.A. (1993) The Westerschelde estuary: two food webs and a nutrient rich desert. *Progress in Belgian Oceanographic Research*, 217-234.

- HEATHWAITE A. L., BURT T. P., TRUDGILL S. T. (1993) Overview - the nitrate issue. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (Eds.) Nitrate: processes, patterns and management . John Wiley & Sons, Chisester, 3-22.
- HELLINGS L., DEHAIRS F., VAN DAMME S., BAEYENS W. (2000) Origin and fate of dissolved inorganic carbon in the brackish and freshwater part of a highly polluted European estuary (the Scheldt). Limnology and Oceanography (in press).
- HELLINGS L., VAN DAMME S., GOEYENS L., BAEYENS W., DEHAIRS F., VAN DEN DRIESSCHE K., KEPPENS E. (1999) Onderzoek Milieu-effecten Sigmaplan (OMES): Deelstudie 7.3: Water-schor interactie: De biogeochemische cycli van koolstof en stikstof. Verslag AMIS DS7.3, uitgevoerd door de Vrije Universiteit Brussel, Laboratorium voor Analytische Chemie en Laboratorium voor Stabiele Isotopenchemie, Brussel, 69-88.
- HUMMEL H., MOERLAND G., BAKKER C. (1988) The concomitant existence of a typical coastal and a detritus food chain in the Westerschelde estuary. Hydrobiological Bulletin, 22(1), 35-41.
- KERNER M., EDELKRAUT F. (1995). Decomposition of organic-matter in aggregated seston from the elbe estuary - Redox dependency and production of low- molecular-weight doc compounds. Marine Ecology Progress Series, 123, 281-93.
- KROMKAMP J., PEENE J. (1995a) On the net growth of phytoplankton in two Dutch estuaries. Water Science Technology, 32, 55-58.
- KROMKAMP J., PEENE J. (1995b) On the possibility of net phytoplankton primary production in the turbid Schelde estuary (SW Netherlands). Marine Ecology Progress Series, 121, 249-259.
- KROMKAMP J., PEENE J. (1999) Estimation of phytoplankton photosynthesis and nutrient limitation in the Eastern Scheldt estuary using variable fluorescence. Aquatic Ecology, 33, 101-104.
- 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.
- LANCELOT C., BILLEN G. (1992) Dynamics of *Phaeocystis* blooms in nutrient enriched coastal zones. Synthesis report, May, 1992. CEC Environment Programme, Contract EV4V-0102-B, Brussels.
- LANCELOT C., BILLEN G., SOURNIA A., WEISSE T., COLIJN F., VELDHUIS M., DAVIES A., WASSMAN P. (1987) *Phaeocystis* blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. Ambio, 16, 38-46.
- LOICZ/SCOPE (1999) Workshop on land-ocean nutrient fluxes: the changing silica cycle. Introductory workshop paper, Linköping University, Linköping, Sweden, 2p.
- MEIJER M. (1993) De productie van NO en N₂O door nitrificatoren en denitrificatoren in verschillende bodems. Afstudeerverslag I.A.H. Larenstein richting Microbiologie, Nederland, 37 p.

- MIDDELBURG J. J., KLAVER G., NIEUWENHUIZE J., MARKUSSE R. M., VLUG T., VAN DER NAT F. J. W. A. (1995) Nitrous oxide emissions from estuarine intertidal sediments. *Hydrobiologia*, 311, 43-55.
- MIDDELBURG J. J., KLAVER G., NIEUWENHUIZE J., VLUG T. (1995) Carbon and nitrogen cycling in intertidal sediments near Doel, Scheldt estuary. *Hydrobiologia*, 311, 57-69.
- MINO T., VAN LOOSDRECHT M.C.M., HEIJNEN J.J. (1998) Microbiology and biogeochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Water Resources*, 32 (11), 3193-3207.
- MUYLAERT K., FOCKEDEVY N., MEES J., VYVERMAN W. (1999a) Association of microorganisms with estuarine flocs. in: Muylaert K. Distribution and dynamics of protist communities in a freshwater tidal estuary. Doctoraatscriptie Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen, Gent, 137-147.
- MUYLAERT K. (1999) Distribution and dynamics of protist communities in a freshwater tidal estuary. Doctoraatscriptie Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen, Gent, 192.
- MUYLAERT K., SABBE K. (1996) *Cyclotella scaldensis* spec. nov. (Bacillariophyceae), a new estuarine diatom. *Nova Hedwigia* 63, 335-345.
- MUYLAERT K., VAN MIEGHEM R., SABBE K., TACKX M., VYVERMAN W. (1999b) Dynamics and trophic roles of heterotrophic protists in the plankton of a freshwater tidal estuary. in: Muylaert K. Distribution and dynamics of protist communities in a freshwater tidal estuary. Doctoraatscriptie Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen, Gent, 71-86.
- MUYLAERT K., VAN MIEGHEM R., SABBE K., TACKX M., VYVERMAN W. (1999c) Regulation of phytoplankton productivity and biomass in a turbid, freshwater tidal estuary (Schelde, Belgium). in: Muylaert K. Distribution and dynamics of protist communities in a freshwater tidal estuary. Doctoraatscriptie Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen, Gent, 119-136.
- MUYLAERT K., VAN WICHELEN J., SABBE K., VYVERMAN W. (1999d) Irregular flushing events regulate phytoplankton dynamics in a freshwater tidal estuary. in: Muylaert K. Distribution and dynamics of protist communities in a freshwater tidal estuary. Doctoraatscriptie Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen, Gent, 103-117.
- OUBOTER M.R.L., VAN ECK B.T.M., VAN GILS J.A.G., SWEERTS J.-P., VILLARS M.T. (1998) Water quality modelling of the western Scheldt estuary. *Hydrobiologia*, 366, 129-142.
- PEETERS B., VLIETINCK K., PAS J., MAES J., OLLEVIER F. PAS J. (1998) Opzetten van een biomonitoringsysteem voor het verzamelen van gegevens over het visbestand in de Zeeschelde. in: Peeters B., Maes J., Vlietinck K., Pauwels F., Ollevier F. (Eds.) Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde en de bijhorende overstromingsgebieden. Studie in opdracht van AMINAL (Afdeling Bos en Groen), Katholieke Universiteit Leuven, Faculteit Wetenschappen, Leuven, 3-22.
- REGNIER P. (1997) Long-term fluxes of reactive species in strong tidal estuaries: Model development and application to the Western Scheldt estuary. Thèse présentée pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences. Université Libre de Bruxelles, Bruxelles, 232 p.

- 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. *Marine Chemistry*, 58, 127-145.
- REID P.C., LANCELOT C., GIESKES W.W.C., HAGMEIER E., WEICHART G. (1990) Phytoplankton of the North Sea and its dynamics: a review. *Netherlands Journal of Sea research*, 26, 295-331.
- SABBE K. (1993) Short-term fluctuations in benthic diatom numbers on an intertidal sandflat in the Westerschelde estuary (Zeeland, The Netherlands). *Hydrobiologia*, 269/270, 275-284.
- SABBE K., VYVERMAN W. (1991) Distribution of benthic diatom assemblages in the Westerschelde (zeeland, The Netherlands). *Belgian Journal of Botany*, 124(2), 91-101.
- SEYS J., VINCX M., MEIRE P. (1999) Macrobenthos van de Zeeschelde, met bijzondere aandacht voor het voorkomen en de rol van Oligochaeta. Eindverslag Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES), Universiteit Gent, Sectie Marine Biologie, Gent, 81 pp.
- SOETAERT K., HERMAN P. (1994) One foot in the grave: zooplankton drift into the Westerschelde estuary (The Netherlands). *Marine Ecology Progress Series*, 105, 19-29.
- SOETAERT K., HERMAN P. (1995) 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. (1995a) Carbon flows in the Westerschelde estuary (the Netherlands) evaluated by means of an ecosystem model (MOSES). *Hydrobiologia*, 311, 247-266.
- SOETAERT K., HERMAN P. (1995b) Nitrogen dynamics in the Westerschelde estuary (SW Netherlands) estimated by means of the ecosystem model MOSES. *Hydrobiologia*, 311, 225-246.
- SOETAERT K., HERMAN P., KROMKAMP J. (1994) Living in the twilight: estimating net phytoplankton growth in the Westerschelde estuary (The Netherlands) by means of an ecosystem model (MOSES). *Journal of Plankton Research*, 16 (10), 1277-1301.
- TACKX M., BILLIONES R., HANNOUTI A., YU H., VAN MIEGHEM R., DARO N. (1999) Studie van de interactie tussen de waterkolom en het intertidaal in de Zeeschelde: Partim kwalificatie en kwantificatie van organisch materiaal en plankton. Verslag AMIS DS6.2, Studie in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Natuur-, Land-, en Waterbeheer, uitgevoerd door de Vrije Universiteit Brussel, Laboratorium voor Ecologie en Systematiek, Brussel, 30pp.
- VAN ALSENOY V., VAN PUT A., BERNARD P., VAN GRIEKEN R. (1989) Chemical characterisation of suspensions and sediments in the North Sea and Scheldt Estuary. in: Pichot G. (Ed.) *Progress in Belgian Oceanographic Research 1989*. Ministry of Public Health and Environment (BMM), Brussels, 351-368.
- VAN DAMME S., MEIRE P., MAECKELBERGHE H., VERDIEVEL M., BOURGOING L., TAVERNIERS E., YSEBAERT T., WATTEL G. (1995) De waterkwaliteit van de Zeeschelde: evolutie in de voorbije dertig jaar. *Water*, 85, 244-256.

VAN DAMME S., VAN CLEEMPUT O., MEIRE P. (1998) Onderzoek Milieu-effecten Sigmaplan (OMES): Denitrificatie, Verslag AMIS DS7.4, Studie in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Vlaamse Milieumaatschappij, Bestuur Meetnetten en Onderzoek, uitgevoerd door de Universiteit Gent, Laboratorium voor Toegepaste Analytische en Fysische Chemie, Gent, 174 p.

VAN ECK G. T. M., DE BRUIJCKERE, DE MEYER E., MAECKELBERGHE H. (1998) Naar een schone Schelde. *Water*, 102, 293-303.

VAN ECK G. T. M., DE PAUW N., VAN DEN LANGENBERGH M., VERREET G. (1991) Emissies, gehalten, gedrag en effecten van (microverontreinigingen in het stroomgebied van de Schelde en Schelde-estuarium. *Water*, 60, 164-181.

VAN ECK G.T.M., DE ROOIJ N.M. (1993) Potential chemical time bombs in the Schelde estuary. *Land degradation & rehabilitation*, 4, 317-332.

VAN SPAENDONK J.C.M., KROMKAMP J.C., DE VISSCHER P.R.M. (1993) Primary production of phytoplankton in a turbid coastal plain estuary, the Westerschelde (The Netherlands). *Netherlands Journal of Sea Research*, 31 (3), 267-279.

WARTEL S., FRANCKEN F. (1998) Sedimenttransport en sedimentatieprocessen in de Schelde tussen Zandvliet en Gent: Suspensiemateriaal in de Schelde. Verslag AMIS DS6.1-7, volume III, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Brussel, 92 pp.

WOLLAST R. (1976) Transport et accumulation de polluants dans l'estuaire de l'Escaut. *Projet Mer Rapport Final*. Bruxelles. Services du Premier Ministre, 10, 191-201.

WOLLAST R. (1978) Modelling of biological and chemical processes in the Scheldt estuary. in: Nihoul J.C.J. (Ed.) *Hydrodynamics of estuaries and fjords*. Elsevier, Amsterdam, 63-77.

WOLLAST R. (1982) Behaviour of organic carbon, nitrogen and phosphorous in the Scheldt estuary. *Thalassia Yugoslavica* 18, 11-34.

WOLLAST R. (1988) The Scheldt estuary. in: Salomons W., Bayne W.L., Duursma E.K., Forstner U. (Eds.) *Pollution of the North Sea: an assessment*. Springer Verlag, Berlin, 183-193.

ZHANG B. (1997). Floc Size Distribution and Bacterial Activities in Membrane Separation Activated Sludge Processes for Small-Scale Wastewater Treatment/Reclamation. *Water Science and Technology*, 35, 37-44.

ZWOLSMAN J.J.G. (1994) Seasonal variability and biogeochemistry of phosphorus in the Scheldt Estuary, South-west Netherlands. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 39, 227-248.

ZWOLSMAN J.J.G. (1999) Present-day trace metal geochemistry in the Scheldt estuary. in: Zwolsman J.J.G. *Geochemistry of trace metals in the Scheldt estuary*, *Geologica ultraiectina* nr. 171, Utrecht, 151-163.

ZWOLSMAN J.J.G., BERGER G.W., VAN ECK G.T.M. (1993) Sediment accumulation rates, historical input, postdepositional mobility and retention of major elements and trace metals in salt marsh sediments of the Scheldt estuary, S.W.-Netherlands. *Marine chemistry*, 44, 73-94.

5 HOGERE TROFISCHE NIVEAU'S

5.1 Bodemdieren, het macrozoöbenthos

5.1.1 Inleiding

Macrobenthos (macroscopische bodemdieren, > 1 mm) vormt een centrale schakel binnen het estuariene voedselweb. Het is een voedselbron voor crustacea, vissen, vogels en de mens. Het macrobenthos vervult een belangrijke rol in de systeemdynamiek (structureel en functioneel) van estuaria (Heip et al. 1995; Herman et al., 1999). Het is tevens een goede indicator van stress en vervuiling (Rhoads & Young, 1970; Pearson & Rosenberg, 1978; Boesch & Rosenberg, 1981; Warwick & Clark, 1993; Diaz & Rosenberg, 1995; Gaston et al., 1998).

Op macro-schaal, bv. in het volledige estuarium, wordt het voorkomen van macrobenthos in hoofdzaak bepaald door fysicochemische processen. Figuur 5.1 geeft een schematische weergave van de belangrijkste (a)biotische omgevingsvariabelen welke een rol spelen in de opbouw van benthische gemeenschappen.

In estuaria is de saliniteit(sgradiënt) een van de 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).

De diepte- en hoogteligging zijn andere bepalende factoren, welke in nauwe relatie staan met de hydrodynamische condities. Ze bepalen in belangrijke mate de fysische omgevingsstress in estuaria. Verschillende studies toonden het belang aan van parameters zoals stroomsnelheid en 'bed shear stress' voor het transport van sediment, voedsel en juveniele macrofauna (zowel larvale vestiging als post-vestiging transport (Grant, 1983; Butman, 1987; Commito et al., 1995; Wildish & Kristmanson, 1997). Hydrodynamische factoren zijn determinerend voor de stabiliteit van sedimenten. Ze zijn in staat om de bodem, inclusief macrofauna, te mobiliseren (Bell et al., 1997; Grant et al., 1997). Er bestaan duidelijke verschillen tussen de subtidale zone en het intergetijdengebied. In de subtidale zone, vooral in de geulen, zullen de fysische condities, gerelateerd aan 'tidal stress' (hoge stroomsnelheden, met als gevolg instabiele sedimenten), domineren (Wildish & Kristmanson, 1977; Warwick & Uncles, 1980).

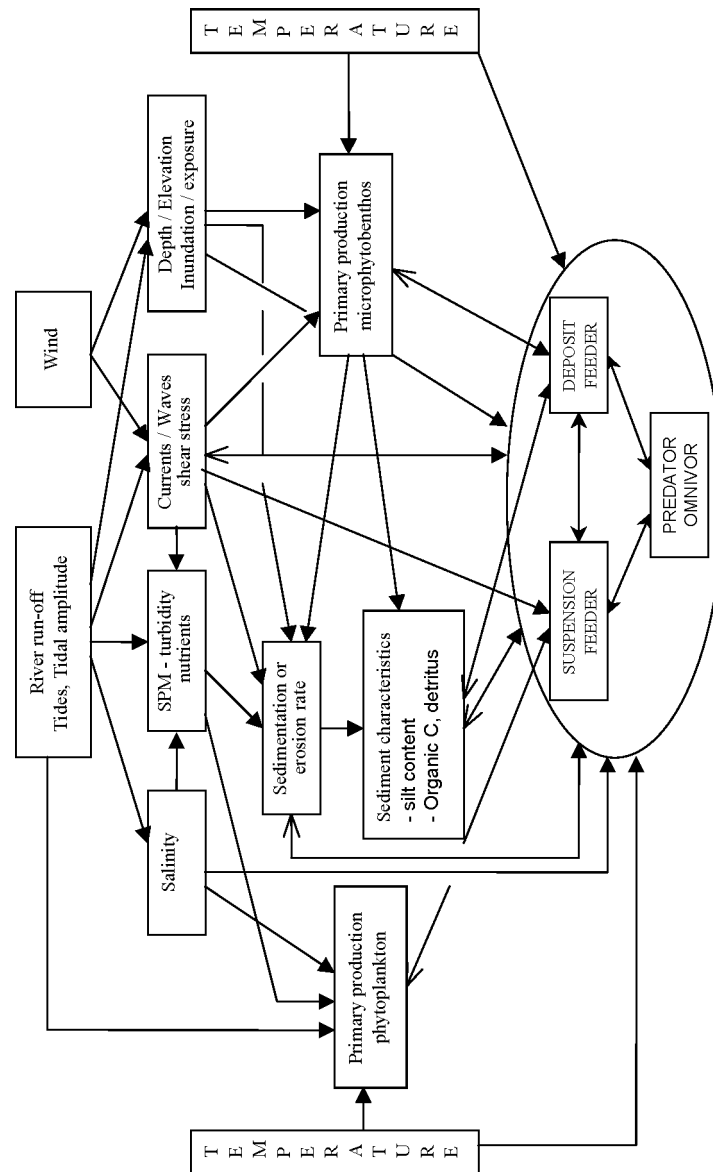


Fig. 5.1: Schematische weergave van de belangrijkste (a)biotische variabelen en hun rol in de structurering van macrobenthische gemeenschappen op estuariene schaal (naar Ysebaert & Meire, 1999).

In het intergetijdengebied speelt naast de fysische stress ten gevolge van golfwerking (zowel door de stroming als door de wind) (bv. Warwick et al., 1991), ook de overstromingsduur of droogvalperiode een belangrijke rol. In deze zone ontstaat een interactie tussen periodes van tij- en golfstromingen met een veranderende waterdiepte,

afgewisseld met periodes van droogligging. Hier spelen dan ook complexe fysicochemische processen.

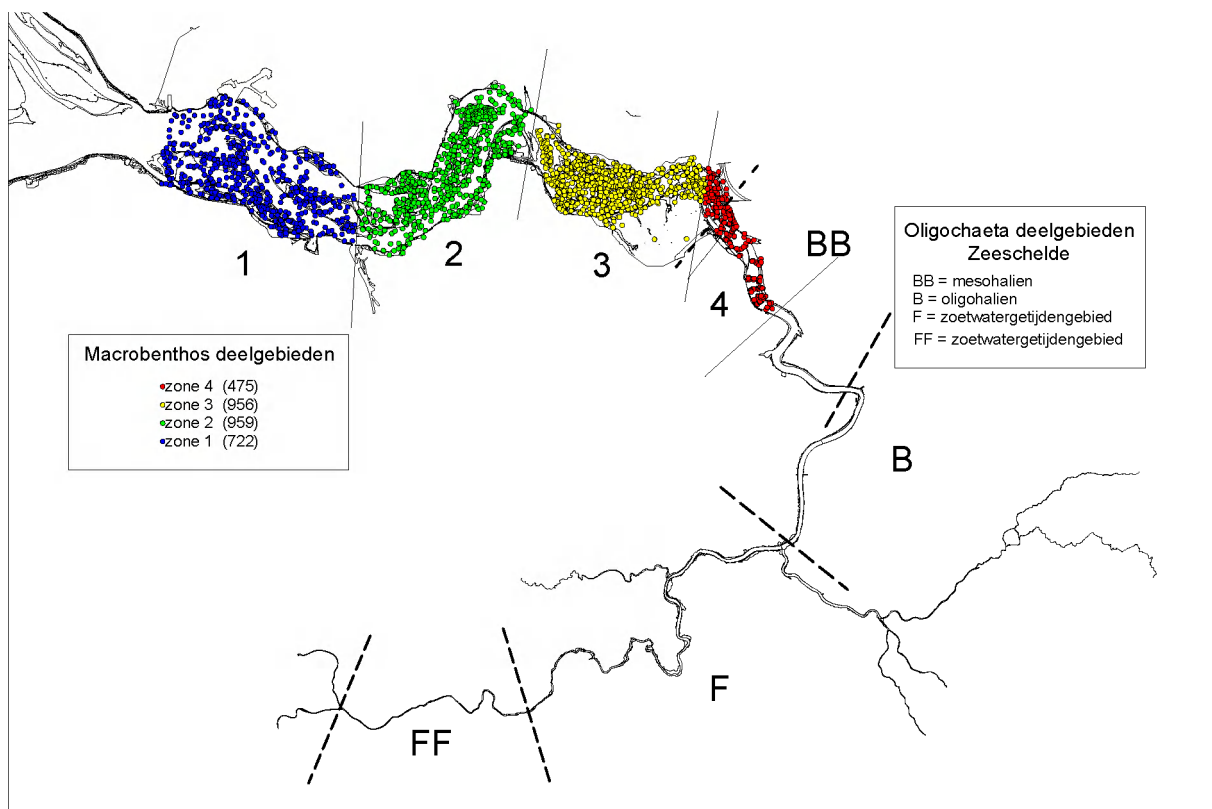


Fig. 5.2: Overzicht van de verschillende deelgebieden in het Schelde-estuarium voor de beschrijving van het macrobenthos van de poly- en mesohaliene zone van het Schelde-estuarium en voor de beschrijving van de Oligochaeta van de Zeeschelde. De monsterpunten in zone 1 tot en met zone 4 zijn weergegeven (naar Ysebaert & Meire 1999).

De sedimentsamenstelling (oa. granulometrie, organische stof) dicteert sterk het voorkomen van het macrobenthos (e.g. Gray, 1974; Beukema, 1976; Dankers & Beukema, 1981; Meire et al., 1994). Het slibgehalte is vaak gebruikt als een indicator van voedselbeschikbaarheid voor deposit feeders, waarbij een relatie veronderstelt wordt tussen slibgehalte, organische fractie en microfytobenthos biomassa. Recent onderzoek heeft echter aangetoond dat deze relatie vaak niet éénduidig te maken is (Herman et al. 1999), en dat het voorkomen van het macrobenthos ook bepaald wordt door bv. de kwaliteit van het organische stof (Dauwe, 1999) en de microphytobenthos productie (Herman et al., in press).

In het Schelde-estuarium, en dan voornamelijk in de Westerschelde en de Beneden Zeeschelde nabij de Belgisch/Nederlandse grens, wordt sinds 1987 uitgebreid onderzoek

gedaan naar het voorkomen van macrobenthos. Dit gebeurde oa. in het kader van verschillende projecten zoals SAWES (Meire & Develter, 1988; Ysebaert & Meire, 1990) en OOSTWEST (Ysebaert et al., 1990, 1991a,b,c, 1993a). In het kader van het Biologisch Monitoring Programma BIOMON wordt sinds 1990 door het Centrum voor Estuariene en Mariene Oecologie (NIOO-CEMO) in opdracht van Rijkswaterstaat – Rijksinstituut voor Kust en Zee jaarlijks (voor- en najaar) op een groot aantal lokaties het bodemdierenbestand bepaald (zie oa. Craeymeersch et al., 1992a,b, 1993a,b, 1994a,b, 1995a,b, 1996a,b; Brummelhuis et al., 1997a,b). Daarnaast wordt door het Instituut voor Natuurbehoud onderzoek verricht in de Beneden Zeeschelde nabij de rijksgrens (oa. De Neve et al., 1998; Fettweis et al., 1998). In de oligohaliene zone en het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde is benthosonderzoek van recentere datum (Ysebaert et al., 1993b). Seys et al. (1997, 1999a,b) bemonsterden voor het eerst in detail het benthos van de volledige Zeeschelde, met speciale aandacht voor het voorkomen van Oligochaeta.

Syntheses over het macrozoöbenthos van het Schelde-estuarium worden oa. gegeven door Ysebaert & Meire (1991, 1999), Ysebaert et al. (1998) en Craeymeersch (1999). Historische gegevens zijn schaarser. Enkel Wolff (1973) beschrijft het voorkomen van het macrobenthos in de Westerschelde en het volledige Deltagebied in detail. Leloup & Konietzko (1956) bestudeerden het macrobenthos in de mesohaline zone van de Zeeschelde nabij de Belgisch/Nederlandse grens.

Hier wordt een overzicht gegeven van het voorkomen van het benthos in het Schelde-estuarium langsheen de longitudinale (saliniteit) en verticale (diepte) gradiënt. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van een macrobenthos database die meer dan 3000 samples bevat (Ysebaert & Meire 1999). Deze integreert de meeste van de hierboven geschetste onderzoeken. Hieraan worden de gegevens over de Oligochaeta (maaswijdte 1000 μm en 250 μm) van de Zeeschelde gekoppeld. Het betreft 143 stations, verdeeld over 35 transecten, bemonsterd in het najaar 1996 (Seys et al., 1999a,b). Voor het macrobenthos werd het estuarium in vier saliniteitszones verdeeld (Fig. 5.2): een polyhaliene mondingszone (zone 1), een poly-/mesohaliene overgangszone (zone 2), een α -mesohaliene zone (zone 3) en een β -meso-haliene zone (zone 4). Wat betreft Oligochaeta werd de Zeeschelde (Fig. 5.2) onderverdeeld in vier deel-gebieden: FF = zoetwaterdeel met relatief betere zuurstofcondities (compartimenten 18 en 19 van OMES), F = zoetwaterdeel stroomafwaarts (compartimenten 17, 16, 15 en 14); B = oligohaline zone, met slechte zuurstofcondities (compartimenten 13 en 12); BB = mesohaline zone, met betere zuurstofcondities (compartimenten 11, 10 en 9). M.a.w., zone 4 en deelgebied BB overlappen in grote mate.

Voor meer details aangaande het macrobenthos van het Schelde-estuarium, wordt verwezen naar de hierboven geciteerde rapporten en publicaties.

De hier gepresenteerde resultaten hebben betrekking op de macro-schaal van het estuarium. Heel wat procesonderzoek in het Schelde-estuarium spitst zich ook toe op de micro-schaal, bv. het niveau van een getijdenplaat. Doel van deze studies is inzicht verwerven in de processen die de geografische verspreiding van het macrobenthos bepalen op een getijdeplaat, met speciale aandacht voor voedselbeschikbaarheid en hydrodynamische processen (oa. substraatsdynamiek). Hiervoor wordt verwezen naar de verschillende onderzoeksprojecten (oa. BEON, ECOFLAT, DYNASTAR, ECOMORF).

5.1.2 Macrozoöbenthos in het Schelde-estuarium

5.1.2.1 Algemene trends langsheen de longitudinale (saliniteit) en verticale (diepte) gradiënt

Diversiteit

In het Schelde-estuarium worden zo'n 130 soorten (taxa aangetroffen). Het grootste aantal wordt waargenomen in de polyhaline zone van het estuarium (± 70 soorten), en het neemt af naar de mesohaline zone. In de mesohaline zone van de Beneden Zeeschelde (zone 4) worden nog ± 35 soorten waargenomen. In de oligohaline zone en het zoetwatergetijdengebied bestaat de benthosfauna nagenoeg uitsluitend uit Oligochaeta. In de oligohaline zone gaat het hier om slechts drie soorten Oligochaeta (de zoetwatersoorten *Limnodrilus hoffmeisteri* en *Tubifex tubifex* en de euryhaline *Paranais litoralis*) en de kleine polychaet-spionide *Polydora ligérica* (syn. *Boccardia redeki*). In het zoetwatergetijdengebied neemt de soortenrijkdom terug iets toe, met 10 soorten Oligochaeta. Zeer sporadisch worden hier ook nog larven van Ceratopogonidae, Chironomidae en andere Diptera waargenomen. Deze zeer lage diversiteit in de oligohaline zone en het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde reflecteert de hoge verontreinigingsgraad en de fysiologische stress door zout in dit deel van het estuarium.

Het gemiddeld aantal soorten macrobenthos dat per bemonsteringslocatie werd waargenomen is het hoogst in het intergetijdengebied en neemt in deze zone af met dalend zoutgehalte (Fig. 5.3). In de subtidale zone wordt deze trend niet vastgesteld. Er is zelfs een tendens naar gemiddeld meer soorten per bemonsteringslocatie in de mesohaline zone. In de Zeeschelde varieert het gemiddeld aantal Oligochaeta soorten per station per OMES-segment tussen 0,5 en 4,6, met de hoogste waarden in het zoetwatergetijdengebied.

Densiteit

De gemiddelde densiteit van het macrobenthos per station varieert tussen 0 en 225.568 N.m⁻². De drie belangrijkste systematische groepen zijn Polychaeta, Mollusca and Crustacea. De densiteit van het macrobenthos is 10-15x hoger in het intergetijdengebied dan in de subtidale zone (Fig. 5.3A). Er is echter geen duidelijke trend langsheen de longitudinale gradiënt, en in de intertidale zone bedraagt de gemiddelde densiteit 12.000-13.000 ind.m⁻².

Oligochaeta vormen gemiddeld meer dan 95% van de totale dichtheid aan benthos groter dan 250 µm aangetroffen in de oligohaliene zone en het zoete deel van de Zeeschelde. De laagste densiteiten worden in de mesohaliene (BB) en oligohaliene deelgebieden van de Zeeschelde aangetroffen (Fig. 5.3B). In het zoetwatergetijdengebied van het Schelde-estuarium worden courant dichtheden waargenomen die vele malen hoger zijn dan van het macrobenthos in de poly- en mesohaliene zone. In het zoetwatergetijdengebied F worden intertidaal gemiddeld 150.000 ind.m⁻² op de 1000 µm fractie en 450.000 ind.m⁻² op de 250 µm fractie waargenomen. Plaatselijk worden zelfs dense matten waargenomen tot 3.10⁶ ind.m⁻², hoofdzakelijk bestaande uit *L. hoffmeisteri* en *T. tubifex*. In het subtidaal zijn de densiteiten, net als in de poly- en mesohaliene zone, duidelijk lager.

Biomassa

De totale biomassa van het macrobenthos varieert tussen 0 and 466,5 g AFDW.m⁻². De biomassa van het macrobenthos vertoont een duidelijke longitudinale en verticale gradiënt (Fig. 5.3A). De gemiddelde biomassa is het hoogst in het intergetijdengebied van de polyhaliene zone 1 en neemt af met toenemende diepte en afnemend zoutgehalte.

De biomassa aan Oligochaeta in de Zeeschelde volgt een gelijkaardig patroon als de densiteit. De biomassa is gemiddeld zeer laag in de mesohaliene (BB) en oligohaliene deelgebieden van de Zeeschelde (Fig. 5.3B). In het zoetwatergetijdengebied worden gemiddelde biomassa's waargenomen van 1-2 g AFDW.m⁻² op de 1000 µm fractie. In de intertidale zone van het zoetwatergetijdengebied F draagt ook de 250 µm fractie in belangrijke mate bij tot de biomassa, met een gemiddelde van 3,52 g AFDW.m⁻². In deze zone werd een maximale biomassa waargenomen van 26 g AFDW.m⁻².

5.1.2.2 Trofische structuur van het macrobenthos in het Schelde-estuarium

De trofische structuur van de macrobenthosgemeenschappen geeft een goed beeld van het functioneren van het ecosysteem. Zo wordt het macrobenthos vaak ingedeeld op basis van hun voedingswijze in 'suspension feeders', 'surface deposit feeders', 'sub-surface

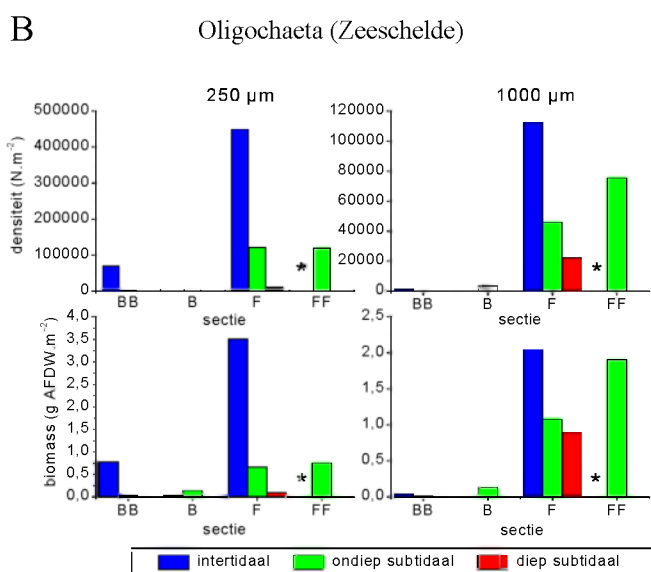
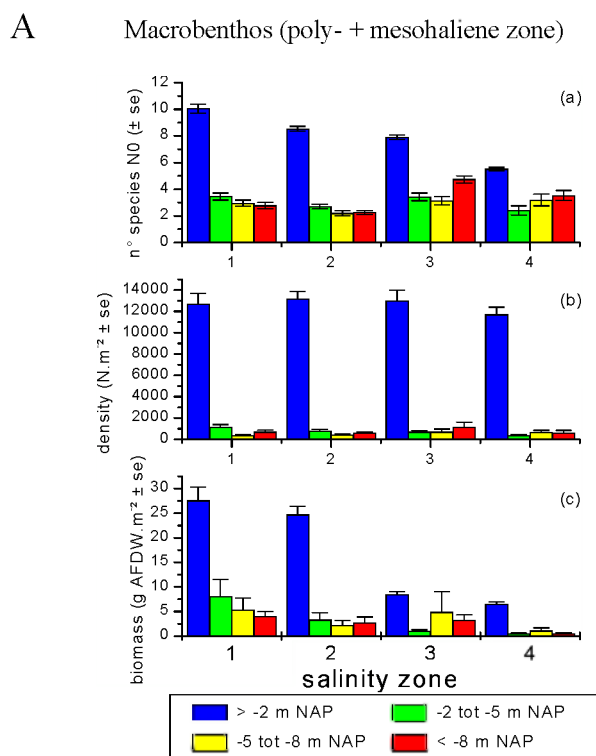


Fig. 5.3: Gemiddeld aantal soorten, gemiddelde densiteit, en gemiddelde biomassa van het macrobenthos in de poly- en mesohaliene zone van het Schelde-estuarium (A). Gemiddelde densiteit en gemiddelde biomassa van Oligochaeta in de verschillende deelgebieden van de Zeeschelde, opgedeeld naar de 250 μm fractie en de 1000 μm fractie. (*=niet bemonsterd) (B). Voor de opdeling in de verschillende zones en deelgebieden: zie Figuur 1. (naar Ysebaert & Meire, 1999; Seys et al., 1997).

deposit feeders', 'omnivores' en 'predators'. De indeling van het macrobenthos in trofische groepen is echter vaak niet éénduidig te maken. Veel soorten zijn zeer flexibel in hun voedingswijze en kunnen zowel in ruimte als in tijd op verschillende voedingswijzen overschakelen (bv. Dauer et al., 1981; Olafsson, 1986; Taghon & Greene, 1992; Kamermans, 1994). In deze studie worden de soorten geklasseerd op basis van hun meest voorkomende voedingswijze.

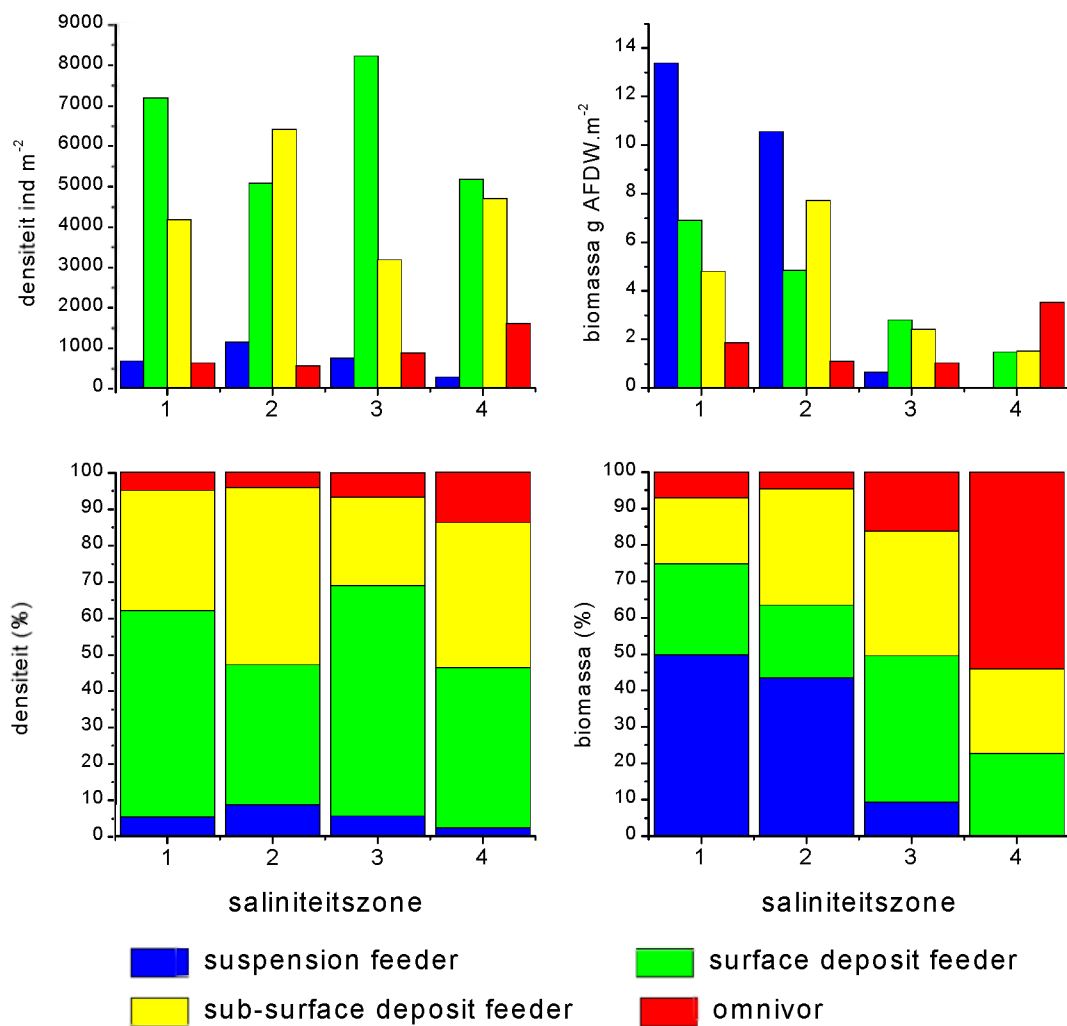


Fig. 5.4: Het voorkomen (densiteit en biomassa) en de relatieve dominantie van de verschillende trofische groepen in het intergetijdengebied van de poly- en mesohaliene zone van het Schelde-estuarium. Voor de opdeling in de verschillende saliniteitszones: zie Fig. 5.2. (naar Ysebaert & Meire 1999).

De densiteit van het macrobenthos wordt in elke saliniteitszone gedomineerd door 'surface deposit feeders' en/of 'deposit feeders' (Fig. 5.4). Samen vormen ze > 85 % van de totale densiteit. 'Suspension feeders' vormen een klein aandeel in de polyhaliene zone (5-10%), omnivoren enkel in de β -mesohaliene zone (zone 4) met zo'n 15%.

In termen van biomassa wordt er een totaal ander beeld waargenomen. 'Suspension feeders', en dan met name de kokkel *Cerastoderma edule*, domineren in de polyhaliene zone met 45-50 %, gevolgd door de 'surface deposit feeders' en 'deposit feeders'. Omnivoren zijn hier relatief gezien onbelangrijk. In de α -mesohaliene zone zien we een codominantie van 'surface deposit feeders' en 'deposit feeders' en neemt het relatief belang van omnivoren toe. In de β -mesohaliene zone wordt een verdere verschuiving naar een dominantie van omnivoren (45%) waargenomen (met name *Nereis diversicolor*). De meeste Oligochaeta soorten, waargenomen in de Zeeschelde, kunnen bestempeld worden als 'sub-surface deposit feeders', op enkele kleinere soorten na die 'surface deposit feeders' zijn.

5.1.2.3 Voorkomen van dominante macrobenthossoorten en soortenspectrum van Oligochaeta

Figuur 5.5 geeft een idee van het voorkomen (densiteit en biomassa) van de belangrijkste soorten macrobenthos in het intergetijdengebied van de polyhaliene en mesohaliene zone van het Schelde-estuarium.

Polychaeten, voornamelijk *Pygospio elegans* en *Heteromastus filiformis*, hebben de grootste bijdrage tot de waargenomen densiteiten. Dit was vooral het geval in het middengedeelte van het estuarium (saliniteitszones 2 and 3). Enkel in de β -mesohaliene zone (zone 4) wordt densiteit niet gedomineerd door polychaeten, maar door de amphipode *Corophium volutator* en Oligochaeta. Oligochaeta hebben ook een relatief grote bijdrage tot de densiteit in saliniteits zone 1, terwijl in de zones 2 en 3 Oligochaeta nagenoeg ontbreken. Mollusca (bivalven) hebben slechts een zeer kleine bijdrage tot de totale macrobenthos densiteit in het Schelde-estuarium. De bijdrage van bivalven tot de totale macrobenthos biomassa is veel groter, en is in de polyhaliene zone zelfs de belangrijkste groep. Hier is voornamelijk de 'suspension feeder' *Cerastoderma edule*, met respectievelijk 48% and 30% van de totale biomassa in saliniteitszones 1 en 2, de dominante soort. Maar ook de deposit feeders *Macoma balthica* en *Scrobicularia plana* hebben een relatief grote bijdrage tot de totale biomassa. In de polyhaliene zone is de belangrijkste polychaet de 'deposit feeder' *Heteromastus filiformis*, gevolgd in mindere mate door *Arenicola marina*. In de mesohaliene zone van het estuarium wordt een duidelijk verschil geobserveerd tussen de α -mesohaliene zone (zone 3) en de β -

mesohaliene zone (zone 4). In de α -mesohaline zone wordt de biomassa gedomineerd door de deposit feeder *Heteromastus filiformis* met 31%, gevolgd door de bivalven *Macoma balthica* en *Scrobicularia plana*, en de omnivore polychaete *Nereis diversicolor*. Deze laatste soort domineert de biomassa in de β -mesohaline zone met 53%, gevolgd door *Heteromastus filiformis* en de 'surface deposit feeding' amphipode *Corophium volutator*.

Figuur 5.6 geeft een beeld van het soortenspectrum en de abundantie van Oligochaeta langsheen de saliniteitsgradiënt van de Zeeschelde. Hieruit komen duidelijk twee soortengemeenschappen naar voor, een zeer arme brakwater gemeenschap en een iets rijkere zoetwatergemeenschap.

5.1.3 Impact van benthos op het systeem

5.1.3.1 Voedselbron

Macrobenthos vormt een centrale schakel binnen het estuariene voedselweb. Het is een belangrijke voedselbron voor crustacea, vissen en vogels. Seys et al. (1999a,b) vonden aanwijzingen dat Oligochaeta massaal geëxploiteerd werden door de Wintertaling, een vogelsoort waarvoor het estuarium van internationaal belang is (zie Hoofdstuk 5.3). Ook werd door hen in de Zeeschelde een toenemende mate van staartregeneratie bij Oligochaeta vastgesteld bij toenemende saliniteit, tot maximaal c. 10 ‰, wat waarschijnlijk aan een toenemende mate van vispredatie toe te schrijven is (Seys et al., 1999a,b).

De rol van benthos als voedsel voor vis in de Westerschelde wordt momenteel onderzocht door Hostens et al. (in prep). Van de dominante vissoorten van de Beneden-Zeeschelde werd het dieet onderzocht door De Brabandere (1998). Hieruit bleek dat vooral platvissen (Bot) zich met benthos voedden. Soorten als Haring, Sprot en Brakwatergrondel, aten hoofdzakelijk zoöplankton.

De dominante biomassa's van de kokkel in de polyhaliene zone worden voor een belangrijk deel geoogst ten bate van menselijke consumptie. Andere economisch belangrijke soorten, de mossel en de oester, zijn in het Schelde-estuarium, in tegenstelling tot de Oosterschelde, niet gecommercialiseerd. Het ontbreken van mossel- en oesterbanken is wellicht te wijten aan de te hoge dynamiek van het estuarium, wat de vestiging en ontwikkeling van de larven parten speelt. Indicatief daarvoor waren de mosselbanken in de Braakman voordat deze kalmere zijarm van de Westerschelde werd afgesloten. Op verschillende plaatsen in de Westerschelde werd sindsdien echter een beginnende ontwikkeling van een mosselbed waargenomen. Getuigenverklaringen

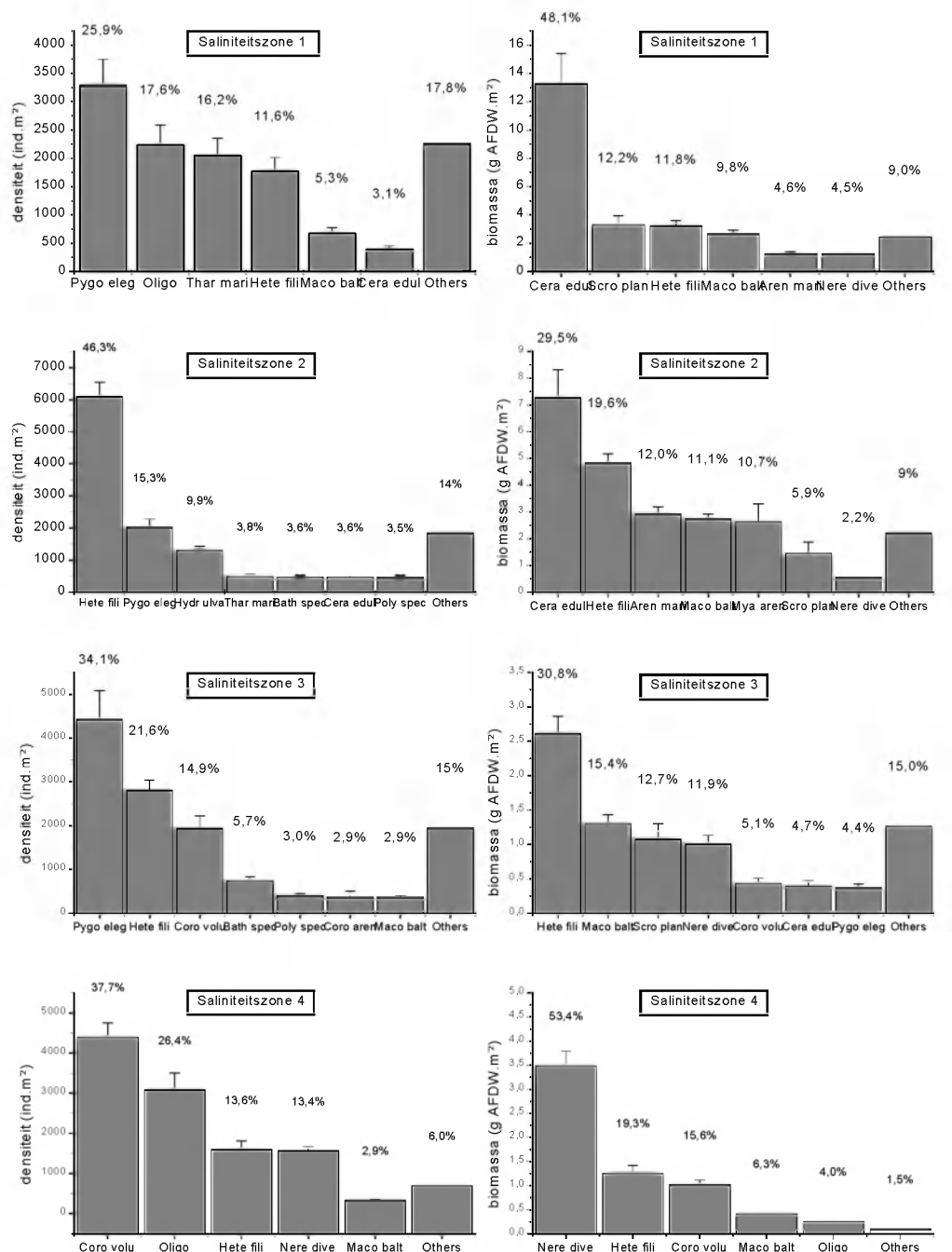


Fig. 5.5: Gemiddelde dominantie (densiteit en biomassa) van de belangrijkste macrobenthos-soorten in het intergetijdengebied van de poly- en mesohaliene zone van het Schelde-estuarium. Voor de opdeling in de verschillende saliniteitszones: zie Fig.5.2 (naar Ysebaert & Meire, 1999).

werden hiervan verzameld op het RIVO te Yerseke (Smaal, mond. med.). De kolonies verdwenen echter spoedig, waarbij bevissing een rol speelde. Dergelijke drastische verstoringen kunnen nefaste gevolgen hebben op deze gemeenschappen (Herman et al., 1999). De vraag blijft dus of mosselbanken tot wasdom kunnen komen in de Westerschelde.

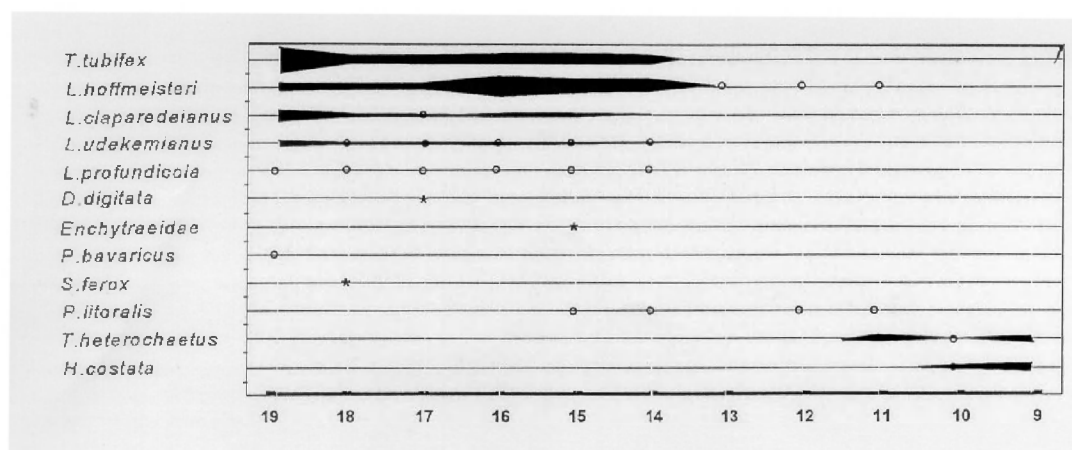


Fig. 5.6: Abundantie van Oligochaeta langsheen de saliniteitsgradiënt van de Zeeschelde (Seys et al., 1997). Gemiddelde densiteiten per compartiment (zie Fig. 2.1) worden gegeven. Densiteiten < 10.000 ind. M-2 worden weergegeven met een bolletje, losse individuen met *

5.1.3.2 Nutriëntspiralisatie

Herman et al. (1999) stelden een, ook door veldwaarnemingen onderbouwde, relatie op tussen systeemgemiddelde benthosbiomassa en pelagische primaire productie. Deze relatie suggereerde dat tussen 5 en 25% van de jaarlijkse primaire productie opgebruikt werd door benthos-respiratie. In autotrofe systemen zou dit betekenen dat een substantieel deel van de koolstofstroom passeert door de benthospopulatie. In Hoofdstuk 4.3 werd evenwel gewezen op de graad van heterotrofie van het Schelde-estuarium. Inderdaad maakt benthische CO₂-productie, (181 gC m⁻² j⁻¹ zoals bepaald op de Molenplaat door Herman et al., 1999), een belangrijk deel uit van wat door primaire productie geconsumeerd wordt (zie Hoofdstuk 4.2). Maar in vergelijking met de binnen de longitudinale gradiënt overeenkomstige CO₂-flux uit het estuarium (zie Hoofdstuk 4.3) is de bijdrage van benthos toch gelimiteerd tot ca 3%. Bijgevolg wordt verwacht dat de turnover van nutriënten beperkt is. Gezien hun impact op de hoeveelheid biomassa

zouden mosselbanken deze turnover kunnen vergroten. Dit zou een bijkomend voordeel zijn mochten zich toch mosselbanken in het Schelde-estuarium kunnen ontwikkelen.

Macrozoöbenthos draagt nog op een andere manier bij tot nutriëntverwijdering uit het estuarium. Vooral wormen hebben door hun gravende activiteit een stimulerende impact op stikstofverwijdering via gekoppelde nitrificatie-denitrificatie (Chatarpaul et al., 1980; Pelegri & Blackburn, 1994; Pelegri et al., 1994; Pelegri & Blackburn, 1995a en b). De verhoging van denitrificatie door benthische activiteit kon daarbij oplopen tot ca 500%. Bovendien stelden Seys et al. (1999a,b) vast dat Oligochaeta een pelletiserend effect hebben op het sedimentoppervlak, wat mogelijk denitrificatie ten goede komt. Gezien de hoogste densiteiten voorkomen in het intertidaal speelt het benthos bijgevolg een belangrijke rol in de stikstofverwijdering van deze gebieden (zie Hoofdstuk 4.6).

5.1.4 Conclusies en hypotheses

Macrobenthos is een goede indicator voor stress en vervuiling. Het is duidelijk dat in de Zeeschelde, en met name in de oligohaliene zone en het zoetwatergetijdengebied, er een duidelijk verontreinigingsprobleem is. Dit uit zich in een zeer verarmde benthosgemeenschap, bestaande uit bijna uitsluitend Oligochaeta. Deze wormpjes worden wel in uitzonderlijk hoge dichtheden en biomassa's aangetroffen, iets wat uit de summiere gegevens uit de jaren tachtig niet bleek. Hiervoor zou de lichtjes verbeterde waterkwaliteit verantwoordelijk kunnen zijn. Immers, Oligochaeta zijn zeer goed aangepast aan het leven in sterk eutrofe milieus, en de waterkwaliteit is nu vermoedelijk van die aard dat ze de expansie van deze Oligochaeta toelaat. Deze expansie zou dan weer een mogelijke verklaring kunnen vormen voor het groeiend aantal overwinterende watervogels langs de Zeeschelde, welke vermoedelijk in hoofdzaak op Oligochaeta foerageren. De vraag voor de toekomst is of een verbeterde waterkwaliteit zal leiden tot een grotere diversiteit aan benthos, maar tegelijkertijd met lagere densiteiten en biomassa's aan Oligochaeta. En zal dit een weerslag hebben op de watervogels?

In de Westerschelde situeren de problemen zich vooral rond de fysische processen, welke beïnvloed worden door de bagger- en verruimingswerken. Naast het directe effect van het baggeren zelf, wat eerder een plaatselijk fenomeen is, zijn er de mogelijks grootschalige verschuivingen in stromingspatronen, die op hun beurt de oppervlaktes aan verschillende habitats of ecotooptypes zullen beïnvloeden. Waardevolle leefgebieden als schorren, slikken en ondiepwater-gebieden zijn tussen 1960 en 1990 door inpolderingen, baggeren en stortactiviteiten respectievelijk met 28, 22 en 29% in oppervlakte gekrompen (MOVE, 1999). Een ecotopenbenadering, waarbij de relaties tussen ecotopen en organismen gekend zijn alsook de ecotooparealen, kan een hulp zijn bij het inschatten van de effecten van toekomstige ingrepen.

LITERATUUR

- BELL, R.G., T.M. HUME, T.J. DOLPHIN, M.O. GREEN AND R.A. WALTERS (1997) Characterisation of physical environmental factors on an intertidal sandflat, Manukau Harbour, New Zealand. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 216, 11-31.
- BEUKEMA, J.J. (1976) Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on tidal flats of the Dutch Wadden-sea. *Neth. J. Sea Res.* 10, 236-261.
- BOESCH, D.F. (1977) A new look at the zonation of benthos along the estuarine gradient. In: B.C. Coull (ed.) *Ecology of marine benthos. The Belle W. Baruch Library in Marine Science* 6: 245-266. University of South Carolina Press, Columbia, South Carolina.
- BOESCH, D.F. & ROSENBERG, R. (1981) Response to stress in marine benthic communities. In G.W. Barrett & R. Rosenberg (Eds.), *Stress Effects on Natural Ecosystems*. Wiley, New York, pp. 179-200.
- BRUMMELHUIS, E.B.M., CRAEYMEERSCH, J.A.; MARKUSSE, R. & SISTERMANS, W. (1997a) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het voorjaar 1996. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- BRUMMELHUIS, E.B.M., CRAEYMEERSCH, J.A.; MARKUSSE, R. & SISTERMANS, W. (1997b) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1996. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- BUTMAN, C.A. (1987) Larval settlement of soft-sediment invertebrates: the spatial scales of pattern explained by active habitat selection and the emerging role of hydrodynamical processes. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 25, 113-165.
- CARRIKER, M.R. (1967) Ecology of estuarine benthic invertebrates, a perspective. In: G.H. Lauff (ed.) *Estuaries*. American Society for the Advancement of Science, Washington. Washington DC, pp. 442-487.
- CHATARPAUL L., ROBINSON J. B., KAUSHIK N. K. (1980) Effects of tubificid worms on denitrification and nitrification in stream sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 37, 656-663.
- COMMITO, J.A., S.F. THRUSH, R.D. PRIDMORE, J.E. HEWITT AND V.J. CUMMINGS (1995) Dispersal dynamics in a wind-driven benthic system. *Limnol. Oceanogr.* 40, 1513-1518.
- CRAEYMEERSCH, J.A. (1999) The use of macrobenthic communities in the evaluation of environmental change. Phd. Thesis, University of Gent, Department of Biology, Marine Biology Section, 254 pp.
- CRAEYMEERSCH, J.A., BRUMMELHUIS, E.B.M., SISTERMANS, W. & STIKVOORT, E.C. (1992a) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1990. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, J.A., BRUMMELHUIS, E.B.M., DIMMERS, W., SISTERMANS, W. & WESSEL, E.G.J. (1992b) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer. Voorjaar 1991. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.

- CRAEYMEERSCH, J.A., BRUMMELHUIS, E.B.M., DIMMERS, W., SISTERMANS, W. & WESSEL, E.G.J. (1993a) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1991. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, J.A., BRUMMELHUIS, E.B.M., DIMMERS, W., SISTERMANS, W. & WESSEL, E.G.J. (1993b) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in 1992. I. Dichtheden. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, J.A., BRUMMELHUIS, E.B.M., DIMMERS, W., SISTERMANS, W. & WESSEL, E.G.J. (1994a) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in 1992. II. Biomassa's. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, J.A., BRUMMELHUIS, E.B.M., DIMMERS, W., SISTERMANS, W. & WESSEL, E.G.J. (1994b) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het voorjaar 1993. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, J.A., BRUMMELHUIS, E.B.M., DIMMERS, W., SISTERMANS, W. & WESSEL, E.G.J. (1994c) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1993. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, J.A., BRUMMELHUIS, E.B.M., DIMMERS, M., MARKUSSE, R. & SISTERMANS, W. (1995a) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het voorjaar 1994. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, J.A., BRUMMELHUIS, E.B.M., DIMMERS, M., MARKUSSE, R. & SISTERMANS, W. (1995b) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1994. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, J.A., BRUMMELHUIS, E.B.M., DIMMERS, M., MARKUSSE, R. & SISTERMANS, W. (1996a) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het voorjaar 1995. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, J.A., BRUMMELHUIS, E.B.M., DIMMERS, M., MARKUSSE, R. & SISTERMANS, W. (1996b) Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1995. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- DANKERS, N., J.J. BEUKEMA (1981) Distributional patterns of macrozoobenthic species in relation to some environmental factors. In: N. Dankers, H. Kühl and W.J. Wolff (eds.) *Invertebrates of the Wadden Sea*. Balkema, Rotterdam, 4/69-4/103.
- DAUER, D.M., C.A. MAYBURY & R.M. EWING, 1981. Feeding behavior and general ecology of several spionid polychaetes from the Chesapeake Bay. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 54: 21-38.
- DAUWE, B., 1999. Organic matter quality in North Sea sediments. PhD thesis, Rijksuniversiteit Groningen.
- DE NEVE, L., T. YSEBAERT, P. MEIRE & E. KUIJKEN (1998) Het macrobenthos van het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde (1996-1997). Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98/17, Brussel.

DIAZ, R.J. & R. ROSENBERG (1995) Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 33, 245-303.

FETTWEIS M., T. YSEBAERT, M. SAS & P. MEIRE (1998) Hydraulisch-Sedimentologisch Onderzoek: Deelrapport 3: In situ metingen van de erosiegevoeligheid van slib in de Beneden Zeeschelde, Winter en zomercampagne. IMDC en IN rapport, *IRA/11128/98.005/WFE*.

GASTON, G.R., RAKOCINSKI, C.F., BROWN, S.S. & CLEVELAND C.M. (1998) Trophic function in estuaries: response of macrobenthos to natural and contaminant gradients. *Mar. Freshwater Res.* 49, 833-846.

GRANT, J., 1983. The relative magnitude of biological and physical sediment reworking in an intertidal community. *J. Mar. Res.* 41, 673-689.

GRANT, J., S.J. TURNER, P. LEGENDRE, T.M. HUME AND R.G. BELL (1997) Patterns of sediment reworking and transport over small spatial scales on an intertidal sandflat, Manukau Harbour, New Zealand. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 216, 33-50.

GRAY, J.S. (1974) Animal-sediment relationships. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 12, 223-261.

HEIP C.H.R., N.K. GOOSEN, P.M.J. HERMAN, J. KROMKAMP, J.J. MIDDELBURG & K. SOETAERT, 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 33: 1-149.

HERMAN, P.M.J., MIDDELBURG, J.J., VAN DE KOPPEL, J., HEIP, C.H.R. (1999) Ecology of estuarine macrobenthos. *Adv. Ecol. Res.* 29: 195-240.

HERMAN, P.M.J., J.J. MIDDELBURG, J. WIDDOWS, C.H. LUCAS & C.H.R. HEIP, 2000. Stable isotope labelling experiments confirm the importance of microphytobenthos as food for macrofauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, *in press*.

HOLLAND, A.F., A.T. SHAUGHNESSY & M.H. HIEGEL (1987) Long-term variation in mesohaline Chesapeake Bay macrobenthos: spatial and temporal patterns. *Estuaries* 10: 227-245.

KAMERMANS, P., 1994. Similarity in food source and timing of feeding in deposit- and suspension-feeding bivalves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 104: 63-75.

LELOUP, E. & B. KONIETZKO (1956) Recherches biologiques sur les eaux saumâtres des Bas-Escaut. *Mém. Inst. Roy. Sci. nat. Belg.* 132: 1-99.

MEIRE, P. & DEVELTER, D. (1988) Macrozoöbenthos van de Westerschelde: eerste overzicht van de resultaten van de macrozoöbenthosbemonstering najaar 1987 in het kader van het project SAWES. Rijksuniversiteit Gent.

MEIRE, P.M., SEYS, J.J., YSEBAERT, T.J., COOSEN, J. (1991) A comparison of the macrobenthic distribution and community structure between two estuaries in SW Netherlands. In M. Elliott & J.-P. Ducrottoy (Eds.), *Estuaries and Coasts: Spatial and temporal intercomparisons*. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark: 221-230.

- MEIRE, P.M., J. SEYS, J. BUIJS AND J. COOSEN (1994) Spatial and temporal patterns of intertidal macrobenthic populations in the Oosterschelde: are they influenced by the construction of the storm-surge barrier? *Hydrobiologia* 282/283, 157-182.
- MICHAELIS, H. (1983) Intertidal benthic animal communities of the estuaries of the rivers Ems and Weser. In: W.J. Wolff, Ed., *Ecology of the Wadden Sea, Volume I*. Balkema, Rotterdam, p. 4/158-4/188.
- MOVE (1999) Monitoring van de effecten van de verruiming 48'-43'. Voortgangsrapportage periode 1997-1998, rapport 3. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Nota AXW-99.005.
- OLAFSSON, E.B., 1986. Density dependence in suspension-feeding and deposit-feeding populations of the bivalve *Macoma balthica*: a field experiment. *J. Anim. Ecol.* 55: 517-526.
- PEARSON, T.H. & ROSENBERG, R. (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 16, 229-311.
- PELEGRI S.P., BLACKBURN T.H. (1994) Bioturbation effects of the amphipod *Corophium volutator* on microbial nitrogen transformations in marine sediments. *Marine Biology*, 121: 253-258.
- PELEGRI S.P., NIELSEN L. P., BLACKBURN T.H. (1994) Denitrification in estuarine sediment stimulated by the irrigation activity of the amphipod *Corophium volutator*. *Marine Ecology Progress Series*, 105: 285-290.
- PELEGRI S.P., BLACKBURN T.H. (1995 a) Effect of bioturbation by *Nereis* sp., *Mya arenaria* and *Cerastoderma* sp. on nitrification and denitrification in estuarine sediments. *Ophelia*, 42: 289-299.
- PELEGRI S.P., BLACKBURN T.H. (1995 b) Effects of *Tubifex tubifex* (Oligochaeta: Tubificidae) on N-mineralisation in freshwater sediments, measured with ¹⁵N isotopes. *Aquatic Microbial Ecology*, 9: 289-294.
- RHOADS, D.C. & YOUNG, D.K. (1970) The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *Journal of Marine Research* 28, 150-178.
- SANDERS, H.L., P.C.J. MANGELSDORF AND G.R. HAMPSON, 1965. Salinity and faunal distribution in the Pocasset River, Massachusetts. *Limnology and Oceanography* (Suppl.) 10: 216-229.
- SEYS, J.; VINCX, M., MEIRE, P. , 1997. Benthische fauna van de Zeeschelde: ruimtelijke distributie en eerste resultaten temporele patronen, verticale distributie en impact Oligochaeten op ecosysteem. Rapport Universiteit Gent, Mariene Biologie Sectie en Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- SEYS, J.; VINCX, M., MEIRE, P. , 1999a. Macrobenthos van de Zeeschelde, met bijzondere aandacht voor het voorkomen en de rol van Oligochaeta. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 99.14, Brussel.
- SEYS, J.; VINCX, M., MEIRE, P. , 1999b. Spatial distribution of Oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). *Hydrobiologia*, 406, 119-132.
- TAGHON, G.L. & R.R. GREENE, 1992. Utilization of deposited and suspended particulate matter by benthic interface feeders. *Limnol. Oceanogr.* 37: 1370-1391.

VERMEULEN, Y.M. AND J.C.R. GOVAERE (1983) Distribution of benthic macrofauna in the Western Scheldt estuary (The Netherlands). *Cahier Biologie Marine*, 14: 297-308.

WARWICK, R.M. AND R.J. UNCLES (1980) Distribution of benthic macrofauna associations in the Bristol Channel in relation to tidal stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 3, 97-103.

WARWICK, R.M., J.D. GOSS-CUSTARD, R. KIRBY, C.L. GEORGE, N.D. POPE & A.A. ROWDEN (1991) Static and dynamic environmental factors determining the community structure of estuarine macrobenthos in SW Britain: why is the Severn estuary different? *J. appl. Ecol.* 28: 1004-1026.

WILDISH, D.J. AND D.D. KRISTMANSON (1979) Tidal energy and sublittoral macrobenthic animals in estuaries. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36, 1197-1206.

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: 1-242.

WOLFF, W.J. (1983) Estuarine benthos. In: KETCHUM, B.H., Ed., *Ecosystems of the World, Estuaries and Enclosed Seas* edn, Vol 26. Elsevier, Amsterdam, p 337-374.

YSEBAERT, T. & MEIRE, P. (1990) Het macrozoöbenthos in het sublittoraal van het mariene deel van de Westerschelde (opname najaar 1988). *Laboratorium voor Ecologie der Dieren / Instituut voor Natuurbehoud. Rapport W.W.E. 10.*

YSEBAERT, T. & MEIRE, P. (1991) Het macrozoöbenthos van de Westerschelde en de Beneden Zeeschelde. *Rijksuniversiteit Gent, Laboratorium voor Ecologie der Dieren / Instituut voor Natuurbehoud. Rapport W.W.E. 12 / Rapport IN 92.085*, 184 pp.

YSEBAERT, T. & MEIRE, P. (1999) Macrobenthos of the Schelde estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment: a statistical analysis of the Schelde estuary macrobenthos within the ECOFLAT project. *Report Institute of Nature Conservation 99/19.*

YSEBAERT, T., P. MEIRE, K. DEVOS & J. SEYS. (1990) Het macrozoöbenthos van de Westerschelde t.h.v. de Platen van Valkenisse. Studie in opdracht van Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren en Directie Zeeland, Middelburg. *Rijksuniversiteit Gent. Rapport W.W.E. 11.*

YSEBAERT, T., N. DE REGGE EN P. MEIRE (1991a) Het macrozoöbenthos op twee debietraaien in het oostelijk deel van de Westerschelde. *Rijksuniversiteit Gent, Laboratorium voor Ecologie der Dieren. Rapport W.W.E. 24.*

YSEBAERT, T., N. DE REGGE EN P. MEIRE (1991b) Het macrozoöbenthos op sedimentatie/erosieplots in het oostelijk deel van de Westerschelde. *Rijksuniversiteit Gent, Laboratorium voor Ecologie der Dieren / Instituut voor Natuurbehoud. Rapport W.W.E. 25.*

YSEBAERT, T., N. DE REGGE, D. MAES & P. MEIRE (1991c) Populatiedynamiek van macrozoöbenthos op sedimentatie/erosieplots in het oostelijk deel van de Westerschelde. *Rijksuniversiteit Gent, Laboratorium voor Ecologie der Dieren / Instituut voor Natuurbehoud. Rapport W.W.E. 26.*

YSEBAERT, T., N. DEREGGE & P. MEIRE (1993a) Het macrozobenthos van de littorale en sublittorale zone in het oostelijk deel van de Westerschelde: presentatie van de biotische resultaten najaarsbemonstering 1990. Studie in opdracht van Rijkswaterstaat, Directie Zeeland. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, Rapport I.N. 93.07 (WWE nr. 33).

YSEBAERT, T., MEIRE, P., MAES, D., BUIJS, J. (1993b) The benthic macrofauna along the estuarine gradient of the Schelde estuary. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27: 327-341.

YSEBAERT, T., MEIRE, P., COOSEN, J., ESSINK, K. (1998) Zonation of intertidal macrobenthos in the estuaries of Schelde and Ems. *Aquat. Ecol.* 32: 53-71.

5.2 Vissen en epibenthos

5.2.1 *Versnipperd onderzoek*

Onderzoek naar de vispopulatie van het Schelde-estuarium is zowel in ruimte als in tijd op een zeer versnipperde wijze gebeurd. Bovendien werden verschillende methoden gehanteerd om data te verzamelen.

Gegevens werden geput uit historische waarnemingen (Van Damme et al., 1994), het gebruik van boomkor (Hostens et al., 1996), ankerkuilnet (Vlietinck, 1998), enkele fuik (Cattrijsse et al., 1994), dubbele schietfuik (bv. Maes et al., 1997; Pas et al., 1998; Peeters et al., 1999), en het bemonsteren van de koelwaterinlaat van elektriciteitscentrales (Van Damme et al., 1994; Maes et al., 1998a en b).

Een consistente monitoring-dataset die terug gaat tot in de jaren '70 is aanwezig op het RIVO te IJmuiden, maar wegens gebrek aan de nodige fondsen kon deze slechts in beperkte mate verwerkt worden (bv. Daan, 1995).

Een overzicht van de verschillende vistechnieken werd gepresenteerd door Vlietinck (1998). Een boomkor is een gesleept visnet dat aan de voorzijde opgehouden wordt door een boom die steunt op twee glijders. Vooral demersale en benthische soorten worden met deze techniek gevangen. In het estuarium wordt de boomkor hoofdzakelijk gebruikt voor de vangst van Grijze garnaal. Een ankerkuilnet wordt te water gelaten als het schip voor anker ligt. Het wordt opgehouden door de stroming, waardoor vooral pelagiale soorten met de stroming het net binnendrijven. Deze techniek wordt vaak toegepast door de beroepsvisserij in het estuarium, vooral voor het vangen van Haring en Sprot. Fuiken zijn kegelvormige zakken die op hoepels bevestigd zijn. Ze worden op ondiepe plaatsen op de bodem gelegd, voornamelijk laag in de tidale zone, en bevissen meestal slechts de onderste halve meter van de waterkolom. De efficiëntie verschilt naargelang het type van fuiken dat gebruikt wordt. Ze worden door vissers (of stropers) vooral gebruikt om Aal, maar ook Bot, Tong en Kabeljauw te vangen. Alle soorten die specifiek foerageren op slikken bij hoog tij worden met deze techniek gevangen. Het bemonsteren van koelwaterinlaten werd vooropgesteld als een nuttige methode voor onderzoek omdat die zowel benthische, demersale als pelagische soorten vangt (Maes et al., 1998). Het nadeel is uiteraard dat slechts enkele vaste punten in het estuarium op die manier te bemonsteren zijn. Elke vangmethode is dus aanvullend op een andere, omdat ze elk een ander compartiment dominerend bemonsteren (Pas et al., 1998). Uit een vergelijking tussen fuiken- en ankerkuilvisserij in de Boven-Zeeschelde (Vlietinck, 1998)

bleek dat ook met fuikenvisserij voldoende soorten werden gevangen om het visbestand te volgen.

De toepassing van zoveel verschillende methoden heeft echter als gevolg dat vergelijking van dichtheden tussen studies meestal vrij moeilijk is. De hierna volgende bespreking van het vis- en epibenthosbestand van het estuarium is daarom in eerste instantie gebaseerd op soortenaantallen.

5.2.2 Soortdiversiteit binnen het estuarium

In Bijlage 2 zijn naast de dichtheden per soort ook het aantal soorten voor elke opgenomen studie weergegeven. In totaal zijn 90 vissoorten ooit in het estuarium als geheel waargenomen, waarvan 84 ook in het Vlaamse deel (Beneden- en Boven-Zeeschelde) voorkwamen. Sinds de jaren '80 werden in totaal minder soorten in het estuarium waargenomen, 69 om precies te zijn, waarvan 63 ook in de Zeeschelde voorkwamen.

In de Westerschelde troffen Hostens et al. (1996) in totaal 49 vissoorten aan (Bijlage 2), naast nog enkele soorten crustaceën. Desondanks kan gesteld worden dat naast de epibenthossoorten Grijze garnaal, Strandkrab, en in mindere mate Zwemkrab, slechts 14 vissoorten 'algemeen' zijn in de Westerschelde. Deze zijn Sprot, Haring, Schar, Schol, Tong, Bot, Lozano's grondel, Brakwatergrondel, Dikkopje, Steenbolk, Harnasmannetje, Wijting, Zandspiering en Kleine zeenaald. Zes van deze soorten zijn estuarien residente soorten (Bijlage 2). De meeste van alle waargenomen soorten vertoonden de hoogste densiteiten in zone 5 (= de mesohaliene zone, tussen Hansweert en Bath). De Puitaal, een echte estuariene soort, werd vanaf 1978 wel geregeld in de Oosterschelde waargenomen, maar blijft in de Westerschelde zeldzaam (Daan, 1995). De mariene accidentele bezoekers waren soorten die niet tegen lagere saliniteiten bestand zijn en werden door Hostens et al. (1996) enkel in de polyhaliene zone aangetroffen. Door Maes et al. (1998a) werden nochtans enkele uitsluitend mariene soorten zoals Makreel in het koelwater van Doel aangetroffen.

Het grootste aantal soorten, 52 in totaal, werd in de periode 1994-1995 waargenomen door Maes et al. (1998a) na bemonstering van de koelwaterinlaat van de centrale te Doel. Dit is niet enkel te wijten aan de gebruikte methode (zie voorgaand hoofdstuk) vermits Van Damme et al. (1994) in 1991-1993 op dezelfde manier en op dezelfde plaats slechts 35 soorten telden. De stijging van het aantal soorten was wellicht te wijten aan de verbetering van de waterkwaliteit, met name de zuurstofhuishouding, in de jaren '90 (Fig. 4.4). Verwacht wordt dat het aantal soorten nog zal toenemen als de waterkwaliteit verder verbetert (Maes et al., 1998a).

Doel is gelegen in de zone die het hoogste soortenaantal van het hele estuarium vertoont, en is in dat opzicht zeer geschikt als monitoring-lokatie. In de Zeeschelde daalt de diversiteit immers vanaf de Belgisch-Nederlandse grens in stroomopwaartse richting, dus volgens dalende saliniteit en zuurstofgehalte, tot in de buurt van de Rupelmonding (Peeters et al., 1999). In de Boven Zeeschelde troffen Peeters et al. (1999) slechts 21 soorten aan (Bijlage 2). In het zoete deel is slechts heel sporadisch onderzoek naar vis verricht. Door Pas et al. (1998) werd waargenomen dat het aantal soorten en de densiteiten in het zoete deel weliswaar laag waren, maar dat toch een lichte stijging van beide optrad stroomopwaarts de Rupelmonding. Zowel soortenaantal als densiteit van alle soorten samen volgden hiermee, althans in de Zeeschelde, het longitudinaal profiel van zuurstof.

De diversiteit van zowel de Westerschelde als de Zeeschelde is vergelijkbaar met deze van andere vergelijkbare Europese en Amerikaanse estuaria (Hostens et al., 1994; Peeters et al., 1999).

5.2.3 Doortrekfunctie van het estuarium

Vergelijking van historische data van de Beneden Zeeschelde (de Selys-Longchamp, 1842; Poll, 1945 en 1947) met data van begin de jaren '90 van Doel leerde dat het aantal soorten sinds vorige eeuw en sinds de jaren '40 sterk moest zijn gedaald (Van Damme et al., 1994) (zie ook Bijlage 2). Met name de anadrome trekvis, waaronder Fint en Houting, kenden een grote achteruitgang die werd toegeschreven aan antropogene vervuiling. Hostens et al. (1996) stelden gezien de lage aantallen diadrome en zoetwatersoorten en hun lage dichtheden een verlies van de doortrekfunctie van de Westerschelde vast.

Hostens et al. (1996), en recentere studies (Maes et al., 1998; Peeters et al., 1998) toonden evenwel een terugkeer van de Fint, zij het in zeer beperkte aantallen, aan. Daarenboven bleek dat de voortplantingscyclus van de Rivierprik thans in het estuarium is gesloten (Pas et al., 1998). Zowel pas getransformeerde jonge exemplaren (die stroomafwaarts migreren) als volwassen optrekkende individuen werden immers in belangrijke aantallen aangetroffen in fuiken en koelwaterinlaten van centrales. Tevens werd de Spiering in de jaren '90 tot aan de Rupelmonding waargenomen (Maes et al., 1998b). Deze 3 soorten, Fint, Rivierprik en Spiering, zijn indicatorsoorten voor een goede waterkwaliteit (Hamerlynck et al., 1993). Hun evolutie kan dan ook tekenend zijn voor een ingezet herstel van de trekfunctie van het estuarium.

In het Netebekken werd sinds 1995 herhaaldelijk Bot gevangen (door hengelaars en tijdens elektrische bevissing) (Yseboodt et al., 1995; Yseboodt et al., 2000). Het ging in

de meeste gevallen om exemplaren van 20 tot 30 cm lengte. De overige waren kleiner. Op 15/07/99 (Yseboodt et al., 2000) werd een Bot gevangen aan de stuw van het Malesbroek op de Grote Nete te Geel. Deze platvis had, gerekend vanaf de Zeeschelde aan de Belgisch-Nederlandse grens, een afstand van 117 km afgelegd tot de stuw verdere migratie onmogelijk maakte.

Het aantal soorten in het zoete deel van de Zeeschelde is echter gering. De overeenkomstige lage dichtheden wijzen erop dat nog een lange weg te gaan is. Naast de waterkwaliteit vormen talrijke sluizen een belangrijk obstakel voor doortrek naar de bovenloopse wateren (Taillieu et al., 1997).

5.2.4 Kinderkamerfunctie van de Westerschelde

De rol van kinderkamerfunctie kan onderverdeeld worden in drie andere functies: een aanvoerfunctie, een beschermingsfunctie, en een eetkamerfunctie.

5.2.4.1 Aanvoerfunctie

De gehanteerde vangstmethoden lieten geen vangst van eieren toe, zodat slechts zelden eieren zijn waargenomen in het estuarium. Dit is ook de reden waarom niet geweten is of zoetwatersoorten zich in het zoete deel van het estuarium voortplanten of enkel geïmporteerd worden vanuit de randgebieden. Daarentegen werden de (post)larven van de 6 meest voorkomende estuariene endemen, zijnde Harnasmannetje, Zandspiering, Bot, Dikkopje, Brakwatergrondel en Kleine zeenaald, naast deze van 5 abundante mariene migranten en deze van garnalen en krabben, in vrij hoge densiteiten gevangen in de Westerschelde (Hostens et al., 1996). Voor deze soorten heeft de Westerschelde, en vooral de ondiepe schorkreken dus een belangrijke aanvoerfunctie. Verder werd reeds gewezen op de gesloten voortplantingscyclus van Rivierprik in het estuarium (zie Hoofdstuk 5.5.3).

De functie van het gecontroleerd overstromingsgebied Tielrodebroek (km 100, zoetwaterzone) als habitat voor visgemeenschappen van de Boven-Zeeschelde werd bestudeerd door Pas et al. (1998). Tien soorten kwamen in het overstromingsgebied voor, en de input van ongezuiverd rioolwater was verantwoordelijk voor een gradiënt in biomassa binnen het gebied. Het gebied was een paaiplaats voor Giebel en Driedoornige stekelbaars. Nochtans heeft het gebied meer potenties dan dat. In tegenstelling tot de bedding van de Zeeschelde worden gecontroleerde overstromingsgebieden als Tielrodebroek immers gekenmerkt door een vegetatie die regelmatig overstroomd wordt. Voor een aantal soorten kan de vegetatie gebruikt worden om eitjes te verankeren (zie Tabel 7). Doordat het water minder snel stroomt daalt de turbiditeit en warmt het water

sneller op in de voorjaarszon. Op die manier wordt de ideale paaitemperatuur voor een aantal vissoorten sneller bereikt. Tabel 7 geeft een overzicht van de soorten die kunnen verwacht worden in het buitendijks gebied van de Zeeschelde. De kans om een bepaalde soort daadwerkelijk aan te treffen is o.a. afhankelijk van de paai- en opgroei-omstandigheden en van de waterkwaliteit, maar ook van de migratiemogelijkheden voor de vissen. Voor Tielrodebroek suggereerden de resultaten dat migratie via de sluizen eerder toevallig gebeurde en dat een overstroming van de zomerdijk voor migratie potentieel veel belangrijker is.

Een verbetering van de waterkwaliteit gecombineerd met de inrichting van overstromingsgebieden kan op die manier bijdragen tot een herstel van de visfauna in het zoetwaterdeel van het schelde-estuarium.

5.2.4.2 Beschermingsfunctie (Hostens et al., 1996)

De belangrijkste estuariene soorten vertonen een bentische of een demersale levenswijze. Voor de juvenielen van de meeste soorten van de Westerschelde werden de hoogste densiteiten genoteerd in de mesohaliene zone. Zandspiering en Wijting vormen hierop enkele uitzonderingen. De mesohaliene zone wordt t.o.v. de polyhaliene zone gekenmerkt door een hogere turbiditeit (Fig. 4 van Bijlage 1) en de aanwezigheid van grote getijdegebieden zoals het Verdrongen Land van Saeftinghe en de Platen van Valkenisse. Bodemvissen hebben aanpassingen ondergaan zoals de typische vorm van de platvissen, de 'zuignap' bij grondels, of het ontbreken van een zwemblaas om beter tegen de bodem te kunnen blijven, zoals bij zeenaalden en platvissen. Deze adaptaties stellen de juvenielen in staat om de mesohaliene condities in saliniteit (Fig. 1 van Bijlage 1), turbiditeit (Fig. 4 van Bijlage 1) en temperatuur te doorstaan, in tegenstelling tot de roofvissen die minder zijn aangepast aan de seizoenale veranderingen in dit milieu. Daardoor kan de mesohaliene zone beter geëxploiteerd worden door estuarien residente soorten.

Meer demersale soorten, zoals Wijting en Kabeljauw, of semi-pelagische soorten, zoals Haring en Sprot, zijn eerder gestroomlijnd en kunnen ook in de polyhaliene zone door hun aangepast vluchtgedrag aan predatoren ontsnappen. Of ze dat ook doen is nog de vraag.

Maes et al. (1998a) wezen er immers op dat niet enkel de verhoogde productiviteit en het hoge voedselaanbod binnen estuaria de immigratie van mariene juvenielen kon verklaren omdat de juvenielen van veel soorten alleen al door ondieptes en zones van verhoogde turbiditeit worden aangetrokken. De Westerschelde is reeds vanaf de mondingzone troebeler dan de Noordzee, wat overigens een gedeeltelijke sterfte van marien

geïmporteerd zoöplankton met zich meebrengt (zie Hoofdstuk 4.2) (Soetaert & Herman, 1994). Onder turbide omstandigheden verliezen of reduceren sommige soorten hun anti-predatoren gedrag, waardoor meer tijd en energie overblijft voor foerageergedrag (Maes et al., 1998a). Waar turbiditeit voor primaire productie en de eraan gekoppelde zuiverende werking van het estuarium een negatieve invloed uitoefent (zie Hoofdstuk 4.2), speelt deze parameter dus een positieve rol voor de kinderkamerfunctie van het estuarium.

Tabel 7: Typische soorten voor benedenstromen onder getijregime en voor randgebieden in permanente verbinding met de hoofdstroom (Pas et al., 1998)

Hoofdstroom	Overstromingsgebied	Paaisubstraat
Rivierprik		kiezel
Zeeprik		kiezel
Aal	Aal	
Fint		pelagiaal
Spiering	Spiering	
Snoek	Snoek	plant
Blankvoorn	Blankvoorn	plant/substraat
	Rietvoorn	plant
Brasem	Brasem	plant/substraat
	Kolblei	plant
	Karper	plant
	Zeelt	plant
	Kroeskarper	plant
Giebel	Giebel	plant
Winde		plant/substraat
Meerval		plant
	Grote modderkruiper	zand-slib
	Kleine modderkruiper	
Driedoornige stekelbaars	Driedoornige stekelbaars	substraat
Tienddoornige stekelbaars	Tienddoornige stekelbaars	substraat
Snoekbaars		plant
Baars	Baars	plant/substraat
	Bittervoorn	
	Vetje	plant
Bot		
Pos		
Harder		

5.2.4.3 Eetkamerfunctie van postlarven en juvenielen

In Hoofdstuk 4.3 werd reeds gewezen op de afnemende graad van heterotrofie van het estuarium van de Rupelmonding naar de monding toe. In hoeverre deze gradiënt gereflecteerd wordt in de prooispectra van de juveniele vissen en garnalen is nog niet helemaal duidelijk (Hostens et al., 1998a). De concentraties aan particulier (Fig. 5 van

Bijlage 1) en opgeloste organische koolstof (Soetaert & Herman, 1995) zijn hoger in de mesohaliene dan in de polyhaliene zone. Er zijn voldoende aanwijzingen dat deze hogere concentraties aan detritus ook vertaald worden naar een hoger voedselaanbod, wat tot een hogere draagkracht van de mesohaliene zone kan leiden (Hostens et al., 1996). Dit kan de hogere densiteiten en het hoger aantal soorten in die zone mee helpen verklaren. Voorbeelden van de positieve weerslag van het voedselaanbod op groei op verschillende levensstadia van verschillende soorten worden gegeven door Hostens et al. (1996).

5.2.4.4 De kinderkamerfunctie van Saeftinge voor de Grijze garnaal (Catrijsse et al., 1997)

Een specifieke toestand die in detail werd onderzocht is de kinderkamerfunctie van het Verdrongen Land van Saeftinge voor de economisch zeer belangrijke Grijze garnaal. De resultaten van dit onderzoek worden hier dan ook in een apart hoofdstukje samengevat.

Catrijsse et al. (1997) stelden vast dat de Grijze garnaal kort na de metamorfose in het mesohaliene deel van het estuarium migreert en gebruik maakt van de brakwaterkrekken van het Verdrongen Land van Saeftinge tot een lengte van ongeveer 15 mm bereikt is. In het subtidaal waren deze postlarven ondervertegenwoordigd. Nochtans riskeren de postlarven in de krekken blootstelling aan te hoge temperaturen en uitdroging. Postlarvale Grijze garnalen die met de ebstroom de krekken van Saeftinge verlieten hadden echter significant meer voedsel in hun maag dan deze die met de vloedstroom binnenspoelden. Predatie was in de krekken lager dan in het subtidaal verwacht kon worden, behalve tussen augustus en oktober, wanneer de Brakwatergrondel hoge densiteiten vertoonde. In mindere mate trad predatie door juvenielen van Zeebaars op. De krekken vervulden voor de Grijze garnaal bijgevolg een eetkamer- en een beschermingsfunctie. Het belang van die functies werd aangetoond. Indien alle postlarven die in 1990 van de krekken gebruik hadden gemaakt zouden zijn volgroeid tot 50 mm zou de opbrengst van de Belgische garnaalvisserij (400 ton) zijn geëvenaard.

Verder is de kinderkamerfunctie van de krekken beperkt tot specifieke levensstadia van slechts enkele soorten, zoals voor Bot tijdens een korte periode vroeg in hun leven (Catrijsse et al., 1994).

LITERATUUR

- CATTRIJSSE A., DANKWA H. R., MEES J. (1997) Nursery function of an estuarine tidal marsh for the brown shrimp *Crangon crangon*. Journal of Sea Research, 38, 109-121.
- CATTRIJSSE A., MAKWAIA E. S., DANKWA H. R., HAMERLYNCK O., HEMMINGA M. (1994) Nekton communities of an intertidal creek of a European estuarine brackish marsh. Marine Ecology Progress Series, 109, 195-208.
- DAAN N. (1995) Ecoprofiel-informatie met betrekking tot diverse vissoorten en garnaal. RIVO-Rapport CO57/95.
- DE SELYS-LONGCHAMPS M. (1842) Faune Belge, 1re partie, indication méthodique des mammifères, oiseaux, reptiles et poissons observés jusqu'ici en Belgique. H. Dessain, Bruxelles, 310 p.
- HAMERLYNCK O., HOSTENS K., ARELLANO R.V., MEES J., VAN DAMME P. A. (1993) The mobile epibenthic fauna of soft bottoms in the Dutch delta (South West Netherlands): spatial structure. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 27, 343-358.
- HOSTENS K., MEES J., BEYST B., CATTRIJSSE A. (1996) Het vis- en garnaalbestand in de Westerschelde: soortensamenstelling, ruimtelijke verspreiding en seizoenaliteit (periode 1988-1992). . Studierapport in opdracht van Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Afdeling AXW, Universiteit Gent, Instituut voor Dierkunde, Sectie Mariene Biologie, Gent, 106 p.
- MAES J., TAILLIEU A., VAN DAMME P. A., COTTENIE K., OLLEVIER F. (1998a) 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., TAILLIEU A., VAN DAMME P. A., OLLEVIER F. (1997) The composition of the fish and crustacean community of the Zeeschelde estuary (Belgium). Belgian Journal of Zoology, 127 (1), 47-55.
- MAES J., VAN DAMME P. A., TAILLIEU A., OLLEVIER F. (1998b) Fish communities along an oxygen-poor salinity gradient (Zeeschelde estuary, Belgium). Journal of Fish Biology, 52, 534-546.
- PAS J., PEETERS B., MAES J., VLIETINCK K., PAUWELS F., OLLEVIER F. (1998) Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde en de bijhorende overstromingsgebieden. Studierapport in opdracht van AMINAM (Afdeling Bos en Groen), Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium voor Ecologie en Aquacultuur, Leuven, 77 p.
- PEETERS B., MAES J., OLLEVIER F. (1999) Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde aan de hand van fuiken. Studierapport in opdracht van VIBNA, Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium voor Ecologie en Aquacultuur, Leuven, 30 p.
- POLL M. (1945) Contribution à la connaissance de la faune ichthyologique du bas-Escaut. Bulletin du Musée Royal d'Histoire Naturelle de Belgique, 21 (11), 1-32.
- POLL M. (1947) Poissons marins. Musée Royal d'Histoire Naturelle de Belgique, Bruxelles, 452p.

SOETAERT K., HERMAN P. (1994) One foot in the grave: zooplankton drift into the Westerschelde estuary (The Netherlands). *Marine Ecology Progress Series*, 105, 19-29.

SOETAERT K., HERMAN P. (1995) Carbon flows in the Westerschelde estuary (the Netherlands) evaluated by means of an ecosystem model (MOSES). *Hydrobiologia*, 311, 247-266.

TAILLIEU A., PEETERS B., BELPAIRE C., VANDENABEELE P., OLLEVIER F. (1997) Ontwerp prioriteitenlijst voor sanering van knelpunten voor vismigratie op de grote migratieassen in Vlaanderen. Notulen behoeve van de Bijzondere Commissie voor het Leefmilieu (Sectie "Natuurbehoud en Landschapsbescherming") rond de beschikking van de Benelux Economische Unie inzake de vrije migratie van vissoorten. Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium voor Ecologie en Aquacultuur, Leuven, 8p.

VAN DAMME P. A., HOSTENS K., OLLEVIER F. (1994) Fish species of the Lower Zeeschelde (Belgium): a comparison with historical checklists. *Belgian Journal of Zoology*, 124 (2), 93-103.

VAN WERSHOVEN T.C. (1995) Potenties en maatregelen voor terugkeer van trekvis in het Schelde-stroomgebied. Werkdocument RIKZ/AB-95.840X / Verslagen Milieukunde nr. 104. Katholieke Universiteit Nijmegen & Rijkswaterstaat, rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

VLIETINCK K. (1998) Studie van de visgemeenschap in de Boven-Zeeschelde aan de hand van fuiken. Eindverhandeling voorgedragen tot het behalen van de graad van Bio-Ingenieur in de Milieutechnologie, Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium voor Ecologie en Aquacultuur, Leuven, 91 p.

YSEBOODT R., CLEMENT L., MEIRE P., VERHEYEN R. (2000) Advies i.v.m. de visbepoting in 2000 door de Provinciale Visserijcommissie Antwerpen in het Netebekken. Rapport Universitaire Instelling Antwerpen - Provinciale Visserijcommissie Antwerpen, Wilrijk.

YSEBOODT R., CLEMENT L., VERHEYEN R. (1995) Advies i.v.m. de visbepoting in 1995 door de Provinciale Visserijcommissie Antwerpen in het Netebekken. Rapport Universitaire Instelling Antwerpen, Wilrijk.

5.3 Watervogels

5.3.1 Inleiding

5.3.1.1 Watervogels als beleidsinstrument

Kustgebieden en estuaria zijn in vele opzichten zeer waardevolle ecosystemen. Niet alleen spelen ze een belangrijke rol in allerlei biogeochemische processen, hun hoge biologische productiviteit maakt ze tevens economisch belangrijk als vis- en schelpdiergebieden (zie andere hoofdstukken in dit rapport). De hoge biologische productiviteit van estuaria werpt ook zijn vruchten af voor allerlei watervogels. Sommige zijn gebonden aan estuaria gedurende hun trek- en overwinteringsperiodes. Het Schelde-estuarium vormt samen met de andere estuaria en kustgebieden rond de zuidelijke Noordzee een belangrijke schakel in de keten van waterrijke gebieden langs de Oost-Atlantische trekroute. Deze route wordt gebruikt door watervogels die broeden van Canada tot Centraal-Siberië en die overwinteren tussen West-Europa en West-Afrika.

Voor het beheer en beleid zijn watervogels een interessante groep. Watervogels staan aan het eind van de voedselketen. Het maakt ze gevoelig voor veranderingen in het watersysteem (zie oa. Kushlan, 1993), wat ze een signaalfunctie geeft. Tevens is de algemene publieke belangstelling voor vogels groot. Watervogels vormen immers een voor iedereen waarneembaar onderdeel van het estuariene ecosysteem. Informatie over de vogelstand kan dan ook gebruikt worden om het beheer en het beleid t.o.v. het watersysteem te gaan evalueren (zie oa. Davidson et al. 1991). Daarnaast zijn watervogeltellingen één van de belangrijkste instrumenten om de bescherming van waterrijke gebieden te bepleiten. Internationale monitoringgegevens over populatiegrootte en trends laten toe om objectieve criteria voor de aanduiding van watervogelgebieden op te stellen (Atkinson-Willes et al., 1982; Rose & Scott, 1994; Scott & Rose, 1996). Watervogels worden zo gebruikt als indicatoren voor een gebiedsgericht beleid dat moet instaan voor het behoud van de algemene biodiversiteit van waterrijke gebieden.

In het Schelde-estuarium bestaat een lange traditie van het monitoren van watervogels. Langs de Westerschelde worden sinds 1978/1979 gecoördineerde tellingen uitgevoerd. Ze maken sinds 1990 deel uit van het Biologisch Monitoringprogramma van de Rijkswateren (oa. Meininger & van Haperen, 1988; Meininger et al., 1984, 1985, 1994, 1995a, 1997, 1998). De coördinatie van deze tellingen gebeurt door Rijkswaterstaat - Rijksinstituut voor Kust en Zee (RWS-RIKZ). Langs de volledige Zeeschelde tussen de Belgisch/Nederlandse grens en Gent worden sinds 1991 maandelijkse laagwatertellingen

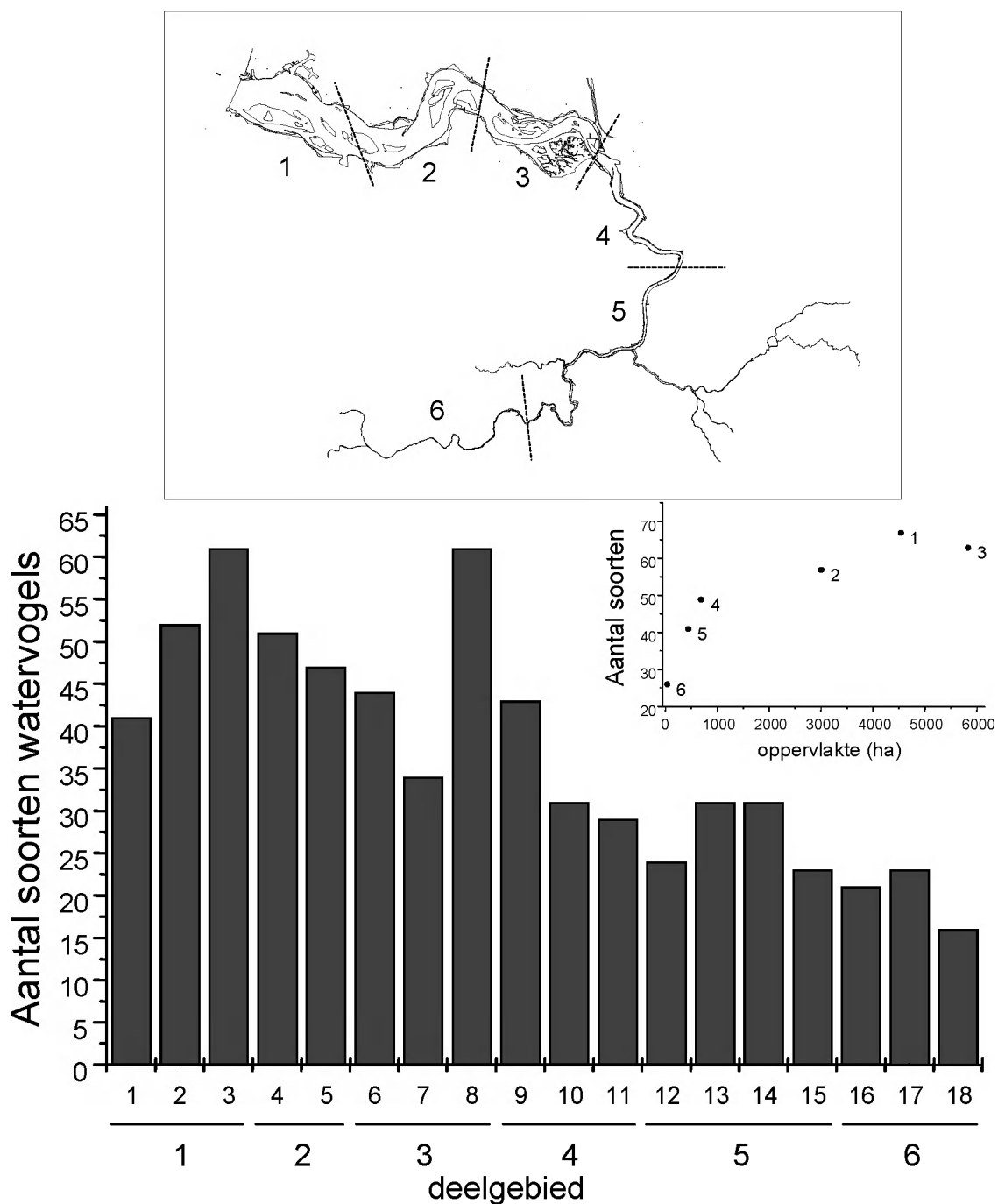


Fig. 5.7: Aantal soorten watervogels waargenomen in verschillende deelgebieden langs het Schelde-estuarium (gebaseerd op de seizoenen 1991/92 – 1993/94). Voor een situering van de deelgebieden 1 t/m 6: zie bijgevoegd kaartje. Elk deelgebied is nog eens opgesplitst in kleinere deelgebieden.

Inzetfiguur: Relatie oppervlakte intergetijdengebied (slikken en schorren) per deelgebied – aantal soorten watervogels (gebaseerd op de seizoenen 1991/92 – 1993/94).

uitgevoerd door het Instituut voor Natuurbehoud (Ysebaert et al. 1998, 1999). Voordien werden delen van de Zeeschelde geteld in het kader van het (inter)nationale onderzoek van het International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB), nu Wetlands International (zie oa. Devos et al., 1991 Van den Bergh et al., 1998).

Beide monitoringprogramma's samen (Westerschelde en Zeeschelde) stellen ons in staat een beeld te schetsen van de verspreiding en het voorkomen van watervogels langs het volledige Schelde-estuarium (Ysebaert et al., 2000). Dit rapport geeft, op basis van de hierboven geciteerde rapporten, een synthese voor de periode 1991/92 - 1996/1997. Om de gradiënten langsheen het estuarium te bespreken zijn zes deelgebieden geselecteerd (Fig. 5.7). De groepen die aan bod komen zijn duikers, futen, aalscholvers, reigers, zwanen, ganzen, eenden, steltlopers, Meerkoet en Waterhoen. Voor een overzicht van de gehanteerde telmethodes en verdere verwerking wordt naar de hierboven geciteerde rapporten verwezen.

Broedvogels worden niet behandeld in dit rapport. Voor een uitgebreid overzicht van de kustbroedvogels in het Deltagebied wordt verwezen naar Meininger et al. (1999). Van Waeyenberge et al. (1999) beschrijven het voorkomen van broedvogels in de schorren van de Zeeschelde.

5.3.1.2 Criteria voor het belang van het Schelde-estuarium voor watervogels

De Ramsar conventie (Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat) is een belangrijk beleidsinstrument geworden voor de bescherming van wetlands. Eén van de gebruikte mechanismen is het aanduiden van internationaal belangrijke gebieden op basis van vooropgestelde criteria. Naast criteria in algemene bewoordingen werden numerieke criteria geformuleerd die specifiek naar watervogelpopulaties verwijzen. Waterrijke gebieden zijn van internationaal belang wanneer 1) er regelmatig meer dan 20.000 watervogels voorkomen, of 2) wanneer regelmatig meer dan 1% van de totale geografische populatie van tenminste één watervogelsoort van het gebied gebruik maakt (oa. Scott & Rose, 1996; Rose & Scott, 1997). Alhoewel de 1 % norm in eerste instantie bedoeld was als instrument om Ramsar-gebieden aan te duiden, heeft het een breder gebruik gekregen als objectieve maatstaf om het belang van verschillende watervogelgebieden te evalueren. Zo wordt het belang van het Schelde-estuarium voor watervogels getoetst aan deze criteria. De geografische begrenzingen en de numerieke grootte van de populaties zijn ontleend aan Rose & Scott (1994, 1997), Scott & Rose (1996) en Meininger et al. (1995b).

5.3.2 Watervogels in het Schelde-estuarium

5.3.2.1 Diversiteit

In totaal werden ca 80 soorten watervogels tijdens de watervogeltellingen waargenomen. Voor 30 soorten werden minder dan 10 individuen waargenomen, en voor nog eens 15 soorten werden minder dan 100 individuen geobserveerd. Voor 22 soorten werden meer dan 1000 individuen waargenomen in een bepaalde maand.

Het aantal waargenomen soorten is hoger in de Westerschelde dan in de Zeeschelde, met 69, 61 en 68 soorten in respectievelijk deelgebieden 1, 2 en 3 (Westerschelde) en 56, 47 en 37 soorten in respectievelijk deelgebieden 4, 5 en 6 (Zeeschelde) (Fig. 5.7). Overigens werd een duidelijk verband gevonden tussen de oppervlakte slikken en schorren per deelgebied en het aantal waargenomen soorten (Fig. 5.7).

5.3.2.2 Totale aantallen watervogels

Het Schelde-estuarium is een belangrijk broed-, doortrek- en overwinteringsgebied voor grote aantallen watervogels. De totale aantallen watervogels in het Schelde-estuarium fluctueerden in de periode 1991/92 en 1996/97 tussen 150.000 en 230.000, met de grootste aantallen in het najaar en de winter (Fig. 5.8). De grootste aantallen worden in de Westerschelde waargenomen. Dit is logisch gezien de veel grotere oppervlakte aan slikken en schorren. Maar uitgerekend voor aantallen ha⁻¹ scoort het zoetwatergetijdengebied tussen Antwerpen en Dendermonde veel hoger dan andere delen van het estuarium.

In de Westerschelde wordt een lichte toename van de watervogels opgetekend, vooral in de najaarsperiode (Fig. 5.8, 5.9). Deze stijging is oa. toe te schrijven aan een vermeerdering van een aantal soorten in Saeftinghe (Gauwe Gans, Smient) (zie verder). De toename in de totale aantallen watervogels is echter veel explicieter in de Zeeschelde, waar er een verdubbeling in de winteraantallen werd waargenomen in de periode 1991/92 – 1996/97. De maxima bedroegen 44.200 ex. in de Zeeschelde (januari 1996) en 205.000 in de Westerschelde (november 1997).

Uiteraard speelt ook de strengheid van de winters mee (Fig. 5.8). De laatste twee winters (1995/96 en 1996/97) waren streng, wat zowel een grote influx (bv. Tafelend) als een grote wegtrek (bv. Bonte Strandloper in 1996/97) van bepaalde soorten veroorzaakte. Voor meer details aangaande het effect van deze winters wordt verwezen naar Meininger et al. (1998) en Ysebaert et al. (1999, 2000).

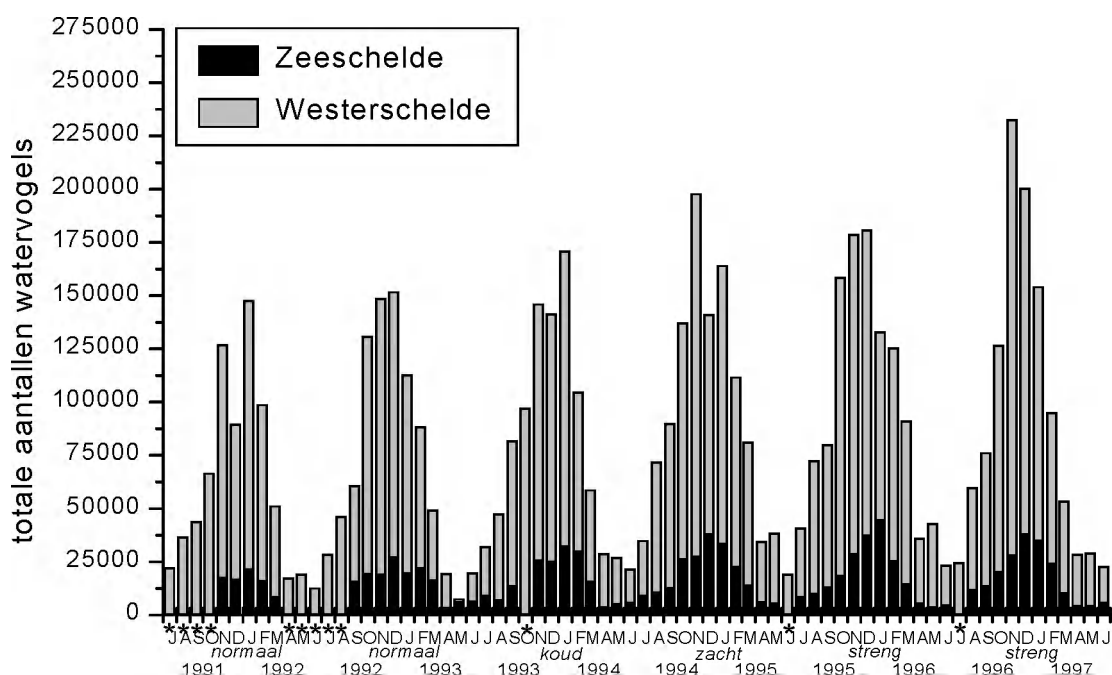


Fig. 5.8. Totaal aantal watervogels per maand in het Schelde-estuarium voor de periode 1991/92 - 1996/97, met een opsplitsing tussen de Westerschelde en de Zeeschelde.

De belangrijkste groepen watervogels in het Schelde-estuarium zijn steltlopers, eenden en ganzen (Fig. 5.9). In het voorjaar, de zomer en het vroege najaar zijn steltlopers relatief het talrijkst, terwijl in het late najaar en de winter het aandeel van eenden en ganzen toeneemt. In absolute cijfers zijn alle groepen het talrijkst in het late najaar en de winter. Andere watervogels, zoals aalscholvers, futen en reigers leggen in het Schelde-estuarium weinig gewicht in de schaal.

5.3.3 Gradiënt langsheen het Schelde-estuarium

De gemiddelde winteraantallen zijn het hoogst in de Westerschelde, met hoogste aantallen in deelgebied 3 (Verdronken Land van Saeftinghe) (Fig. 5.10). In de Zeeschelde vallen de hoge waarden in deelgebied 5 op. Uiterekend naar aantallen ha^{-1} scoort deze zone tussen Antwerpen en Dendermonde veel hoger dan andere delen van het estuarium.

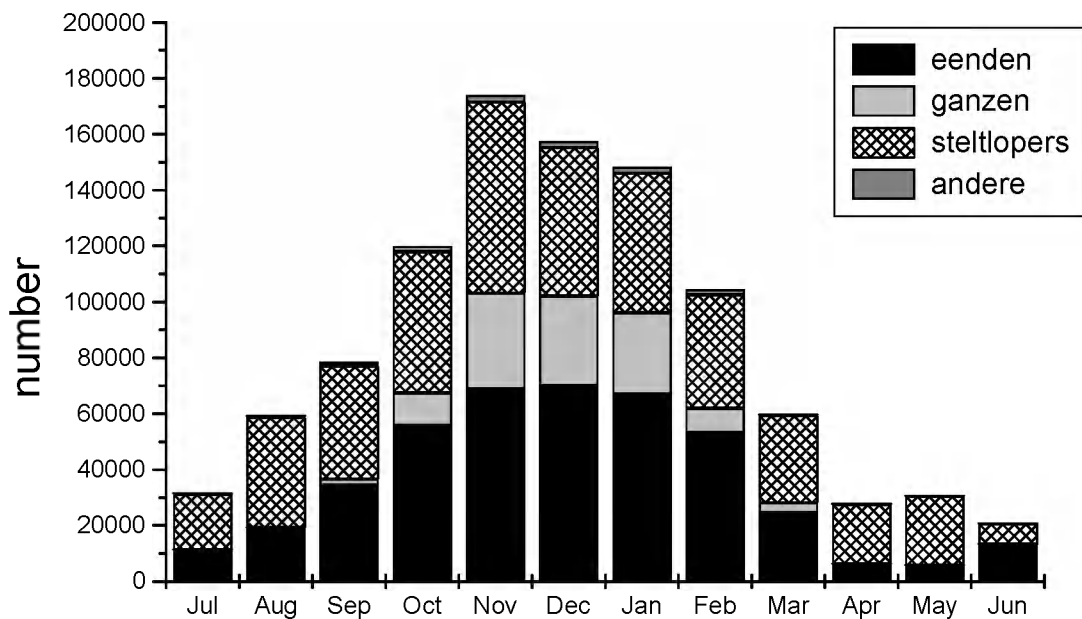


Fig. 5.9. Gemiddeld aantal watervogels per maand in het Schelde-estuarium (gebaseerd op de periode 1991/92 - 1996/97) (naar Ysebaert et al. 2000).

Er is een duidelijk verschil in voorkomen van de verschillende groepen watervogels langsheen het estuarium (Fig. 5.10). Steltlopers worden voornamelijk in de polyhaliene (mariene) zone tussen Vlissingen en Hansweert waargenomen (deelgebieden 1 en 2). Eenden en ganzen zijn de dominante groepen t.h.v. Saeftinghe (deelgebied 3) en in de Zeeschelde (deelgebieden 4-6) vormen eenden de belangrijkste groep. Dit heeft uiteraard veel te maken met het beschikbare habitat en daarmee gepaard het voedselaanbod. In de polyhaliene zone (deelgebieden 1-2) liggen uitgestrekte slikterreinen en is het aanbod (biomassa) van macrobenthos groot (zie hoofdstuk over macrobenthos). Dit is gunstig voor de duizenden steltlopers zoals Bonte Strandloper, Scholekster, Rosse Grutto, Zilverplevier, Kanoetstrandloper, enz. die hier pleisteren. Naar trofische structuur domineren in deze zone dan ook de benthivoren (Fig. 5.11). Tijdens strenge winters neemt het belang van herbivoren toe. In het brakke gebied domineert het Verdrongen Land Van Saeftinghe, een enorm schorrencomplex van 2700 ha. waar soorten zoals Grauwe Gans, Smient en Pijlstaart van profiteren. Dit is weerspiegeld in de trofische structuur met een dominantie van herbivoren. Deelgebied 4 vormt een overgangszone met vertegenwoordigers uit zowel de brakke zone (bv. Grauwe Gans, Smient) als het zoetwatergetijdengebied (bv. Wintertaling, Krakeend).

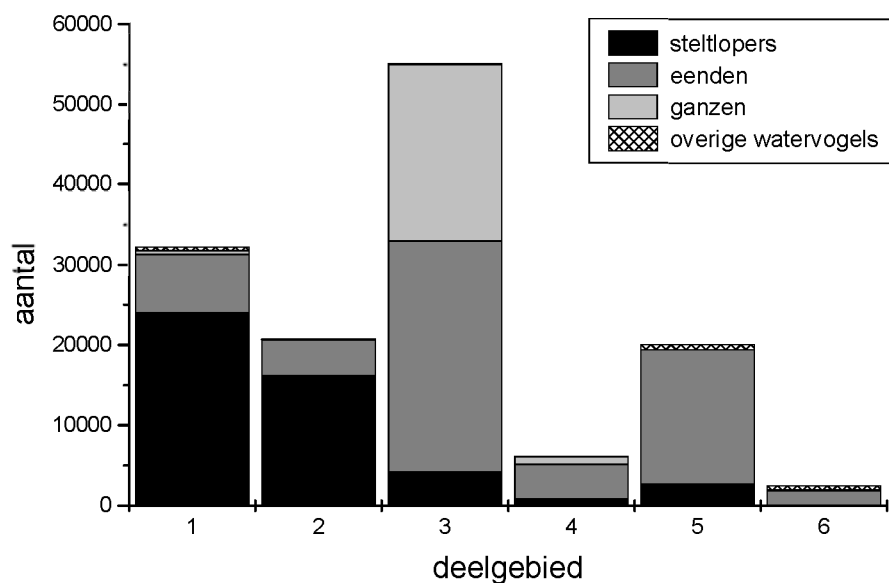


Fig. 5.10. Absolute aantallen van de verschillende systematische groepen in zes deelgebieden van het Schelde-estuarium (wintergemiddelde (Dec-Feb) gebaseerd op de periode 1991/92 – 1996/97).

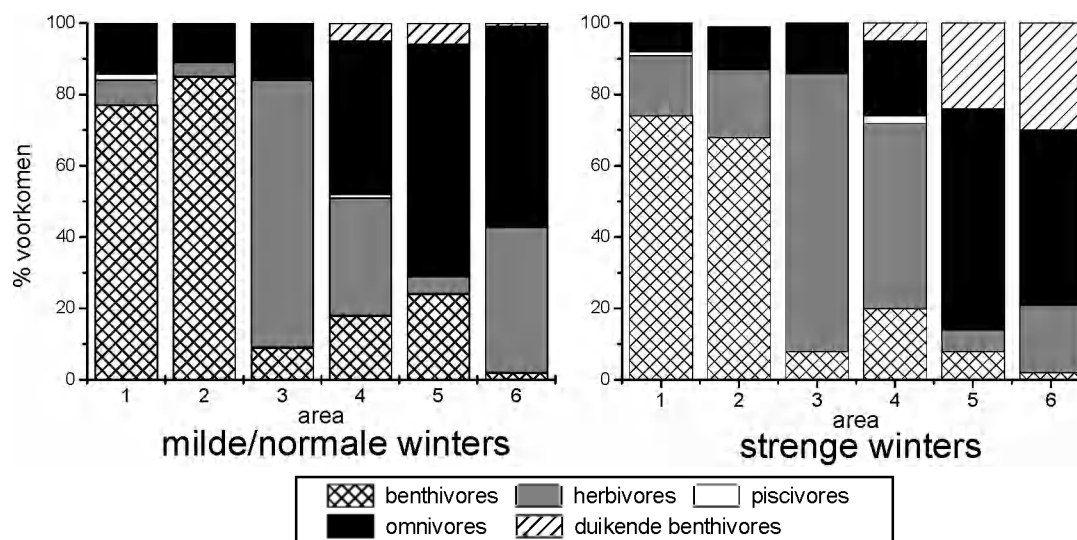


Fig. 5.11. Relatief belang (%) van de verschillende trophische groepen in zes deelgebieden van het Schelde-estuarium in milde-normale (1991/92-1994/95) en strenge winters (1995/96-1996/97).

In het zoetwatergetijdegebied krijgen we een afwisseling van schorgebieden en slibrijke slikken (met plaatselijk zeer hoge dichtheden en biomassa's aan Oligochaeta), welke geschikt zijn voor Wintertaling, Wilde eend, Pijlstaart, enz. Het foerageergedrag van deze soorten leunt sterk op het volgen van de laagwaterlijn op de slikken, waarbij vermoedelijk in hoofdzaak Oligochaeta gepredeerd worden. Daarnaast vormen detritus en zaden mogelijks een niet te onderschatten aandeel van het voedsel. Daarom zijn deze soorten dan ook als omnivoren gecatalogeerd, welke het grootste aandeel vormen in dit deel (deelgebied 5) van het estuarium. In de deelgebieden 4 en 5 wordt ook een klein aandeel van duikende benthivoren (Tafeleend) waargenomen. Tijdens strenge winters neemt dit aandeel van duikende benthivoren opvallend toe (Fig. 5.11). Naar Gent toe vermindert het beschikbare slik- en schoroppervlakte drastisch wat zijn weerslag heeft op de vogelgemeenschappen. Enkel Waterhoen en Wilde Eend worden hier nog in relatief grote aantallen waargenomen. Ook hier neemt het aandeel van duikende benthivoren toe tijdens strenge winters.

Piscivoren zijn weinig talrijk in het volledige estuarium.

5.3.4 Trends van enkele karakteristieke watervogelsoorten in het Schelde-estuarium

In de Westerschelde zijn de voorbije jaren geen duidelijke trends waargenomen in het aantal watervogels. Een uitzondering hierop vormt de Grauwe gans, die van een paar duizend in 1980 toenam tot maar liefst meer dan 40.000 vanaf 1994. Nagenoeg al deze ganzen verblijven in Saeftinghe en omliggende schorren. Dit succes is vermoedelijk te wijten aan een samenloop van plaatselijke en internationale gebeurtenissen: naast een stijging van de volledige NW-Europese populatie, zijn er veranderingen opgetreden in de traditionele winterkwartieren in Zuid-Spanje, en trad plaatselijk sinds enkele jaren een jachtverbod in voege.

De Scholekster vertoont een toename in het westelijk deel van de Westerschelde, maar dit heeft waarschijnlijk te maken met een herverdeling van deze soort over het Nederlandse Deltagebied na het habitatverlies ten gevolge van de bouw van de stormvloedkering in de Oosterschelde.

In de Zeeschelde zijn de afgelopen zes jaren wel duidelijke veranderingen opgetreden. Deze hebben niet zo zeer met het toenemen van het aantal soorten te maken, maar met een toename van de aantallen vogels. Dit wordt goed geïllustreerd door de Wintertaling. In 1991/92 werden van deze soort max. 5.650 individuen waargenomen. Sindsdien is de Wintertaling constant toegenomen tot 16.000 exemplaren in 1994/95 en 1995/96. In 1996/97 werd een lichte daling vastgesteld, te wijten aan de strenge winter. Eenzelfde spectaculaire toename wordt vastgesteld voor de Krakeend. De waargenomen aantallen van deze soort zijn meer dan verdrievoudigd: van 500 in 1991/92 tot meer dan 1.800 in

1996/97. Speciale aandacht verdient eveneens de Tafeleend. De Tafeleend is een typische duikeend, een soort die al duikend zijn voedsel zoekt op de bodem van de rivier. In 1991/92 werden van deze soort slechts een paar honderd exemplaren waargenomen op de Zeeschelde. De volgende drie zachte winters namen de aantallen toe tot resp. 1.100, 1.800 en 2.200 ex., m.a.w. een gestage toename. De daarop volgende strenge winters 1995/96 en vooral 1996/97 zorgden echter voor een spectaculaire toename van deze soort, waarbij tot meer dan 10.000 exemplaren werden waargenomen.

Binnen de Zeeschelde wordt de toename vooral vastgesteld in het zoetwatergetijdengebied tussen de monding van de Rupel en Dendermonde. Zowel stroomopwaarts Dendermonde als in het brakwatergetijdengebied is deze toename minder duidelijk. Het is duidelijk dat, naast een stijging van de volledige NW-Europese populaties (bv. Krakeend), ook plaatselijke veranderingen een rol in de aantalstoename van watervogels op de Zeeschelde hebben gespeeld. Dit wordt gestaafd door het feit dat verschillende soorten, met een verschillende levenswijze, eenzelfde toename vertonen: de Wintertaling als typische vertegenwoordiger van soorten die op de slikken hun voedsel zoeken, de Krakeend die op de steenbestortingen wordt waargenomen en daar vermoedelijk op algen foerageert, en de Tafeleend die dan weer een duikeend is. Een mogelijke verklaring moet gezocht worden in een verbeterde waterkwaliteit. De laatste jaren is immers een duidelijke verbetering vastgesteld, wat zich ondermeer geuit heeft in een toename van het zuurstofgehalte (Van Damme et al., 1995). Men kan echter nog niet spreken over een propere rivier, en de nutriëntenbelasting blijft zeer hoog, maar de eerste tekenen van een herstel zijn duidelijk merkbaar (zie hoofdstuk over waterkwaliteit). Een gekend voorbeeld hiervan is het langzaam herstel van vispopulaties in de Zeeschelde, vooral tussen de Belgisch-Nederlandse grens en Antwerpen (Maes, 1997).

Recent onderzoek naar bodemdieren in de Zeeschelde heeft aangetoond dat op de slikken in het zoetwatergetijdengebied enorme dichtheden aan Oligochaeta voorkomen. Zo worden t.h.v. de Ballooi en de Notelaar nabij Temse tot meer dan 500.000 Oligochaeta per m² waargenomen, in biomassa's tot 25 g AFDW/m² (Seys et al., 1997). Vermoedelijk profiteren deze Oligochaeta van de licht verbeterde waterkwaliteit, maar nog steeds hoge nutriëntenbelasting. Het is ook in deze gebieden dat de grootste aantallen Wintertalingen worden waargenomen. Historische gegevens zijn schaars, maar de sporadische gegevens die er bestaan, geven toch veel lagere dichtheden van deze bodemdieren in de jaren tachtig. Zal bij toenemende verbetering van de waterkwaliteit (daling nutriëntenbelasting) een afname worden waargenomen in biomassa Oligochaeta, en zal dit verder leiden tot een afname in aantallen watervogels ?

5.3.5 Internationaal belang van het Schelde-estuarium

Zowel het Nederlands gedeelte (Westerschelde) als het Vlaams gedeelte Zeeschelde van het Schelde-estuarium zijn van internationaal belang voor watervogels. Met een maximum van 230.000 watervogels is het Schelde-estuarium één van de belangrijkste NW-Europese estuaria voor watervogels. Andere estuaria met hoge winteraantallen aan watervogels zijn de Oosterschelde (190.000) in Nederland (Meininger et al., 1994), de Wash (180.000) en Morecambe Bay (140.000) in Groot-Brittannië (Davidson et al., 1991).

In het Schelde-estuarium werd de 1%-norm in alle maanden van het jaar overschreden. De hoogste normoverschrijdingen werden bereikt in het najaar en de winter. Het Schelde-estuarium was in de periode 1991/92 - 1996/97 van internationaal belang voor 21 soorten watervogels (Tabel 8). Voor 14 soorten werd jaarlijks de norm overschreden.

De hoogste normoverschrijdingen kwamen van ganzen en eenden. De belangrijkste soort was de Grauwe Gans, waar het Schelde-estuarium maximaal voor 42% van de populatie instond. Andere belangrijke soorten waren Krakeend, Smient, Wintertaling en Bergeend. De belangrijkste steltloper was de Zilverplevier.

Terwijl voor de meeste soorten slechts een bepaald deeldgebied van het Schelde-estuarium de internationale status bepaalt, zijn er toch een paar soorten waarvoor het volledige estuarium internationaal van belang is (bv. Bergeend, Kluut, Wilde Eend). Zo wordt de norm voor Bergeend gedurende heel wat maanden per jaar overschreden, omdat het seizoenaal voorkomen verschilt tussen Wester- en Zeeschelde. In de zomer is de Westerschelde de belangrijkste zone voor deze soort, maar in de winter en het voorjaar vormt de Zeeschelde dan weer relatief gezien het zwaartepunt. Tensamen maakt dit dat, wat de Bergeend betreft, soms tot 11 maanden per jaar de norm wordt overschreden (Tabel 8).

Tabel 8. Maximale normoverschrijding per jaar voor de seizoenen 1991/92 – 1996/97. Tussen haakjes staat het aantal maanden dat de 1%-norm overschreden werd. Berekeningen zijn gebaseerd op het volledige Schelde-estuarium. De deelgebieden (zie Fig. 5.7) waar de hoogste aantallen van een soort werden waargenomen worden eveneens gegeven.

Soort	Deel- gebied	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	1% Norm
		% NW Europese populatie (aantal maanden overschrijding 1%norm)						
Lepelaar <i>Platalea leucorodia</i>	3	1,5 (1m)	2,2 (2m)	-----	2,5 (2m)	3,6 (2m)	4,6 (3m)	30
Kolgans <i>Anser albifrons</i>	3	-----	1,2 (1m)	-----	-----	-----	*-----	4.500/6.000
Grauwe gans <i>Anser anser</i>	3-4	23,5 (4m)	24,4 (5m)	39,1 (6m)	42,4 (7m)	31,5 (7m)	*19,4 (6m)	1.200/2.000
Bergeend <i>Tadorna tadorna</i>	1-5	3,0 (?m)	2,8 (11m)	2,8 (8m)	2,6 (9m)	3,2 (8m)	*3,6 (6m)	2.500/3.000
Smient <i>Anas penelope</i>	3	4,1 (4m)	6,4 (5m)	3,8 (7m)	4,3 (6m)	5,2 (7m)	*5,4 (5m)	7.500/12.500
Krakeend <i>Anas strepera</i>	4-5	4,2 (5m)	6,0 (8m)	*3,8 (6m)	5,3 (7m)	*5,8 (5m)	5,8 (7m)	120/250/300
Wintertaling <i>Anas crecca</i>	5	1,6 (5m)	2,4 (6m)	3,1 (5m)	4,5 (6m)	4,3 (7m)	4,2 (7m)	4.000
Wilde eend <i>Anas platyrhynchos</i>	1-6	1,1 (1m)	1,0 (2m)	1,3 (4m)	1,2 (5m)	1,0 (1m)	1,3 (2m)	20.000
Pijlstaart <i>Anas acuta</i>	3-5	2,8 (3m)	5,1 (5m)	5,0 (6m)	3,9 (5m)	4,8 (6m)	7,6 (5m)	700/600
Tafeleend <i>Aythya ferina</i>	5	-----	-----	-----	-----	2,8 (3m)	3,2 (2m)	3.500
Scholekster <i>Haematopus ostralegis</i>	1-2	1,7 (7m)	2,1 (7m)	1,6 (7m)	2,2 (8m)	2,9 (9m)	2,3 (7m)	9.000
Kluut <i>Recurvirostra avosetta</i>	2-4	1,7 (1m)	2,1 (1m)	1,6 (1m)	3,1 (5m)	2,7 (6m)	1,2 (2m)	700
Bontbekplevier <i>Charadrius hiaticulata</i>	1-2	1,1 (1m)	1,0 (1m)	-----	1,0 (1m)	1,74 (1m)	1,1 (1m)	°500/2.000
Zilverplevier <i>Pluvialis squatarola</i>	1-2	5,6 (8m)	3,5 (8m)	2,8 (9m)	2,9 (10m)	3,8 (6m)	2,8 (6m)	1.500
Kanoetstrandloper <i>Calidris canutus</i>	1	-----	-----	-----	-----	2,5 (1m)	-----	3.500
Drieteenstrandloper <i>Calidris alba</i>	1	-----	-----	-----	1,7 (1m)	1,8 (2m)	1,8 (2m)	1.000
Bonte strandloper <i>Calidris alpina</i>	1-3	1,6 (3m)	1,5 (4m)	1,7 (4m)	2,4 (5m)	2,2 (6m)	3,1 (3m)	14.000
Rosse grutto <i>Limosa lapponica</i>	1-3	2,5 (5m)	1,0 (1m)	1,4 (1m)	1,0 (1m)	1,8 (3m)	1,0 (1m)	°°1.000/7.000
Wulp <i>Numenius arquata</i>	1-3	1,6 (2m)	1,1 (2m)	1,0 (1m)	1,6 (4m)	1,4 (3m)	1,1 (2m)	3.500
Zwarte ruiter <i>Tringa erythropus</i>	2-3	-----	1,1 (2m)	-----	-----	1,1 (1m)	-----	1.200
Tureluur <i>Tringa totanus</i>	1-3	1,3 (1m)	1,0 (1m)	1,7 (1m)	1,2 (2m)	1,6 (3m)	1,9 (1m)	1.500

* Aanpassing van de 1% norm op basis van nieuwe populatieschattingen.

° 2.000 voor de maanden juli, augustus en mei, 500 voor de andere maanden (Meininger et al., 1995b).

°° 7.000 voor de maanden juli, augustus en mei, 1.000 voor de andere maanden (Meininger et al., 1995b).

LITERATUUR

- ATKINSON-WILLES, G.L. (1976) The numerical distribution of ducks, swans and coots as a guide in assessing the importance of wetlands in midwinter. In: Smart, M. (Ed.), Proc. Int. Conference on Conservation of Wetlands and Waterfowl, Heiligenhafen, Federal Republic of Germany, December 1974, pp. 199-254.
- DAVIDSON, N.C., D. D'A LAFFOLEY, J.P. DOODY, L.S. WAY, J. GORDON, R. KEY, C.M. DRAKE, M.W. PIENKOWSKI, R. MITCHELL & K.L. DUFF (1991) Nature conservation and estuaries of Great Britain. Peterborough, Nature Conservancy Council.
- DEVOS, K., P. MEIRE & E. KUIJKEN (1991) Watervogels in Vlaanderen gedurende het winterhalfjaar 1986/87. *Oriolus* **55**: 1-27.
- KUSHLAN, J.A. (1993) Waterbirds as bioindicators of wetland change: are they a valuable tool? In: Moser, M. Prentice, C. & Van Vessem, J. (Eds.). Waterfowl and Wetland Conservation in the 1990s, a global perspective. *IWRB Special Publication* **26**: 48-55.
- MAES, J. (1997). Vis in de Zeeschelde: terug van weggeweest. Schelde nieuwsbrief 12: 1-3.
- MEININGER, P.L. & A.M.M. VAN HAPEREN (1988) Vogeltellingen in het zuidelijk Deltagebied 1984/85-1986/87. Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren nota GWAO-88.1010/NMF, Middelburg/Goes.
- MEININGER, P.L., H.J.M. BAPTIST & G.J. SLOB (1984) Vogeltellingen in het Deltagebied in 1975/76-1979/80. Rijkswaterstaat Deltadienst nota DDMI-84.23/ Staatsbosbeheer Zeeland, Middelburg/Goes.
- MEININGER, P.L., H.J.M. BAPTIST & G.J. SLOB (1985) Vogeltellingen in het zuidelijk Deltagebied in 1980/81-1983/84. Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren nota DGWM 85.001/ Staatsbosbeheer Zeeland, Middelburg/Goes.
- MEININGER, P.L., C.R. BERREVOETS & R.C.W. STRUCKER (1995a) Watervogels in de Zoute Delta, 1991-94. Rijksinstituut voor Kust en Zee, RIKZ-97.001, NIOO-CEMO, Middelburg/Yerseke, Nederland.
- MEININGER, P.L., H. SCHEKKERMAN & M.W.J. VAN ROOMEN (1995b) Populatieschattingen en 1% -normen van in Nederland voorkomende watervogelsoorten: voorstellen voor standaardisatie. *Limosa* **68**: 41-48.
- MEININGER, P.L., C.R. BERREVOETS. & R.C.W. STRUCKER (1996) Watervogels in de Zoute Delta 1994/95. Rijksinstituut voor Kust en Zee, RIKZ-96.009, Den Haag, Nederland.
- MEININGER, P.L., C.R. BERREVOETS. & R.C.W. STRUCKER (1997) Watervogels in de Zoute Delta 1995/96. Rijksinstituut voor Kust en Zee, RIKZ-97.001, Middelburg, Nederland.
- MEININGER, P. L., C.M. BERREVOETS & R.C.W. STRUCKER (1998) Watervogels in de Zoute Delta 1996/97. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), RIKZ-98.001, Middelburg, Nederland.
- MEININGER, P. L., C.M. BERREVOETS & R.C.W. STRUCKER (1998) Kustbroedvogels in het Deltagebied: een terugblik op twintig jaar monitoring (1979-1998). Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), RIKZ-99.025, Middelburg, Nederland.

- ROSE, P. M. & D.A. SCOTT (1994) Waterfowl population estimates. IWRB Publication 29, Slimbridge.
- ROSE, P. M. & D.A. SCOTT (1997) Waterfowl Population Estimates. *Wetlands International Publication* 44, Wageningen.
- SCOTT, D.A. & P.M. ROSE (1996) Atlas of Anatidae Populations in Africa and Western Eurasia. *Wetlands International Publication* No. **41**, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- SEYS, J.; VINCX, M., MEIRE, P. (1997) Benthische fauna van de Zeeschelde: ruimtelijke distributie en eerste resultaten temporele patronen, verticale distributie en impact Oligochaeten op ecosysteem. Rapport Universiteit Gent.
- VAN DAMME, S., P. MEIRE, H.MAECKELBERGHE, M.VERDIEVEL, L.BOURGOING, E. TAVERNIERS,
- T.YSEBAERT, G. WATTEL (1995) De waterkwaliteit van de Zeeschelde: evolutie in de voorbije dertig jaar. *Water* 85: 244-256.
- VAN DEN BERGH, E., T. YSEBAERT, P. MEIRE & E. KUIJKEN (1998) Voorkomen van watervogels in de internationaal beschermde gebieden van de Beneden Zeeschelde: trends 1980-1997. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98.18, Brussel.
- VAN WAEYENBERGE, J., A. ANSELIN & P. MEIRE (1999) Aantallen, verspreiding en ecologie van de broedvogels in de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde. Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN 99.16, Brussel, 158 pp.
- YSEBAERT, T. & P. MEIRE (1997) Watervogels nemen een hoge vlucht langs het Schelde-estuarium. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 97/08, Brussel.
- YSEBAERT, T., K. DEVOS, A. ANSELIN, P. MEIRE & E. KUIJKEN (1998) Watervogels langs de Zeeschelde 1995/96. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98/16, Brussel.
- YSEBAERT, T., K. DEVOS, A. ANSELIN, P. MEIRE & E. KUIJKEN (1999) Watervogels langs de Zeeschelde 1996/97. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 99/10, Brussel.
- YSEBAERT, T., P. L. MEININGER, P. MEIRE, K. DEVOS, C. BERREVOETS, R.C.W. STRUCKER & E. KUIJKEN (2000). Waterbird communities and conservation along the estuarine gradient of the Schelde estuary. *Biodiversity and Conservation* 9, in press.

5.4 Zeehonden

Dit hoofdstuk is gebaseerd op de tekst van Witte et al. (1998), die een goede samenvatting is van het onderzoek dat reeds naar zeehonden in het estuarium is verricht.

De zeehonden van het Schelde-estuarium mogen niet als een op zichzelf staande populatie worden gezien. De populatie maakt deel uit van de gehele Deltapopulatie. Het Deltagebied, met inbegrip van de Westerschelde, is bij uitstek een ecosysteem waar de Gewone zeehond (*Phoca vitulina*) thuishoort. De hoge aantallen van voor 1950 tonen dit aan. In de jaren '20 werd het aantal Gewone zeehonden in de Delta geschat op c. 1300 dieren (Fig. 5.11). Ze kwamen voor in alle zeearmen. In 1953 bleek dat de populatie was afgenomen tot 900 dieren. Deze eerste aantalsafname werd zeer waarschijnlijk door de jacht veroorzaakt. In 1961 waren nog maar 350 zeehonden in de Delta aanwezig en werd de jacht verboden. De aantalsafname werd hierdoor niet gestuit en halverwege de jaren '70 bleken nog maar enkele dieren aanwezig. De waterkwaliteit was toen sterk achteruitgegaan (Van Damme et al., 1995). Dat vervuiling een plausibele oorzaak van achteruitgang was, werd aangetoond door onderzoek van zeehonden in de Waddenzee. Reijnders (1986) constateerde dat verhoogde PCB-gehalten in het vet van zeehonden significant in verband stonden met een daling van de reproductiviteit. De zwakkere conditie maakte de zeehonden bovendien gevoeliger voor het lethale 'Phocid Distemper Virus' (Osterhaus & Vedder, 1988; Reijnders, 1988). Andere oorzaken van de achteruitgang betroffen waarschijnlijk verstoring via recreatie en het uitvoeren van de Deltawerken. Het habitatverlies dat daarmee gepaard ging verminderde de kans op immigratie in de Westerschelde vanuit andere takken van de Delta. Het dieptepunt van de zeehondenpopulatie werd opgemerkt in 1983. Toen werden in de hele Delta slechts 3 exemplaren meer aangetroffen.

Bij zeehonden mag de verstoring via recreatie niet worden onderschat. De recreatiepiek van de zomervakantie valt immers samen met de opgroeiperiode van de jongen. De dieren zijn dan heel gevoelig voor uitputting (Reijnders et al., 1997). Een andere mortaliteitsfactor is accidentele vangst in visnetten en fuiken.

Sinds het dieptepunt in 1983 steeg het aantal zeehonden moeizaam naar 24 dieren in de Delta, waarvan 14 in de Westerschelde, in 1997 (Fig. 5.12). Deze toename is voor het grootste gedeelte te verklaren door immigratie. Wellicht zijn de meeste afkomstig uit de Waddenzee (Witte et al., 1998). In de Westerschelde is vanaf 1985 weer min of meer sprake van een jaarlijkse geboorte.

Zeehonden kunnen ook de Zeeschelde optrekken, soms tot diep in het zoetwaterdeel. Sinds 1993-1994 werd zelfs enkele malen een zeehond waargenomen aan de sluizen bij

Merelbeke. Ook in de Nete en zelfs uit de zwaar verontreinigde Zenne zijn waarnemingen gemeld. Deze dieren verbleven nooit langer dan enkele dagen zo ver stroomopwaarts. Eens opgemerkt verworden de dieren een toeristische attractie zodat verstoring hen uiteindelijk naar de rustiger Westerschelde teruggedrijft, of ze worden gevangen en naar asielcentra gebracht (Tavernier, KBIN, mond. med.). Welke de invloed van deze relatief korte verblijven in het meer vervuilde zoetwaterdeel is op hun gezondheidstoestand is onduidelijk.

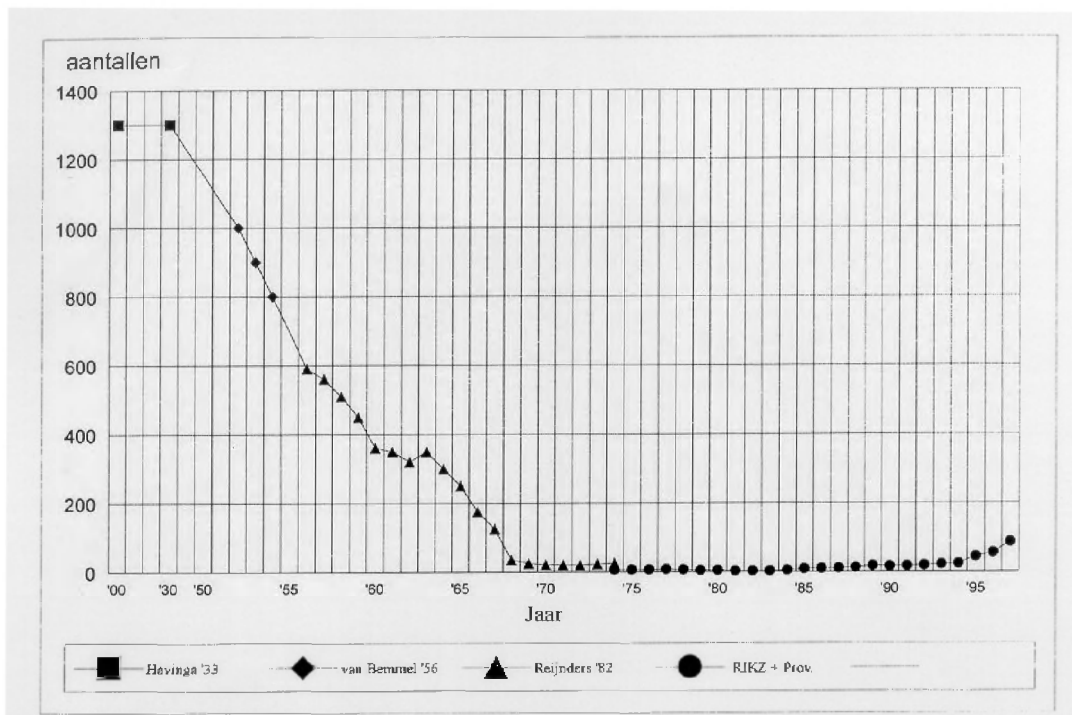


Fig. 5.11: Historisch overzicht van de aantalsontwikkeling van de zeehondenpopulatie in de Deltain de 20e eeuw (Witte et al., 1998)

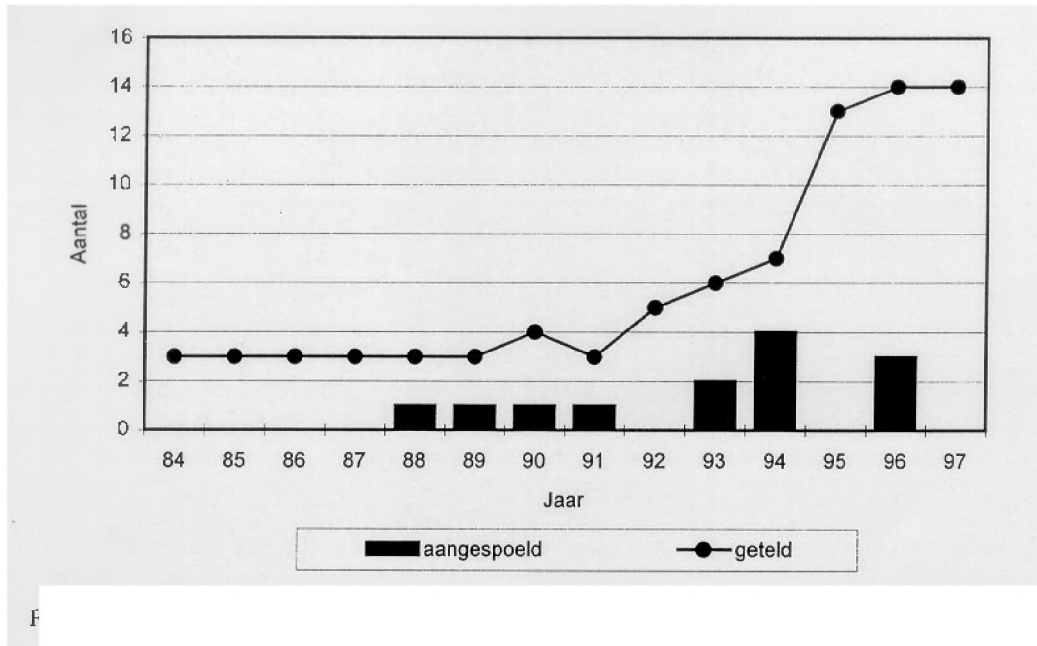


Fig. 5.12: Maximaal aantal getelde en het aantal aangespoelde dode zeehonden in de Westerschelde (Witte et al., 1998)

Zowel structuren, stofstromen, als rechtstreekse menselijke invloed hebben een invloed op de zeehonden. Deze soort aan de top van de voedselpiramide is daardoor zeer kwetsbaar. De evolutie van hun bestand kan dan ook als een waardemeter voor het systeem als geheel gezien worden.

LITERATUUR

- HAVINGA B. (1933) Der Seehund in der Holländische Gewässern. Tijdschrift van de Nederlandse Dierkundige Vereniging, 3 (3), 79-111.
- OSTERHAUS A.D.M.E., VEDDER L. (1988) Identification of virus causing recent seal deaths. Nature, 335,21.
- REIJNDERS P.J.H. (1986) Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. Nature, 324, 456-457.
- REIJNDERS P.J.H. (1988) Gevolgen virusuitbraak voor zeehonden in het internationale Waddengebied. Waddenbulletin, 23 (4), 201-203.
- REIJNDERS P.J.H. VERRIOPOULOS G., BRASSEUR S.M.J.M. (1997) Status of Pinnipeds relevant to the European Union. IBN Scientific Contributions 8, DLO Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Wageningen, 195p.

VAN BEMMEL A.C.V. (1956) Planning a census of the Harbour seal (*Phoca vitulina* L.) on the coasts of The Netherlands. Zoological Museum Amsterdam, Beaufortia, 54 (5), 121-131.

WITTE R.H., WOLF P.A., ZANDSTRA H., BAPTIST H.J.M. (1998) Zeehonden in de Delta. Rapport RIKZ-98.010, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg, 27p.

6 IMPACT VAN ENKELE INFRASTRUCTUURWERKEN

In dit hoofdstuk wordt een kort overzicht gegeven van de verschillende grote infrastructuur werken die momenteel in uitvoering zijn of zullen uitgevoerd worden en waarvan op de korte termijn effecten op het ecosysteem kunnen verwacht worden.

6.1 Storten van boorspecie Westerscheldetunnel (Hoogeboom & Rotmensen, 1998)

Onder de Westerschelde, tussen Ellewoutswijk en Terneuzen, wordt een geboorde tunnel aangelegd: de Westerscheldetunnel. Tijdens het boorproces van deze tunnel komen materialen vrij. Deze materialen, die kunnen ingedeeld worden in de fracties kleibrokken ($\varnothing > 4\text{mm}$), zandige fractie ($50\mu\text{m} < \varnothing < 4\text{mm}$), en slib en kleislurry ($\varnothing < 50\mu\text{m}$), zullen worden hergebruikt of gestort.

In de omgeving van Terneuzen zijn stortvlakken gepland. De effecten van 4 stortvarianten zijn onderzocht. Een stortvariant is de verdeling van de hoeveelheden te storten boorspecie over de stortlocaties volgens een van de opties:

- A: alles storten per splijtbak
- B: zoveel mogelijk hergebruik
- C: hergebruik met milieurendement
- D: alles storten: slib storten met pijpleiding

Uit literatuurstudie is bekend dat tijdens en direct na het storten 95% van het gestorte materiaal de bodem zal bereiken. De maximale verspreiding van kleislurry in de stroomrichting blijft beperkt tot 200m. Modelstudies laten zien dat na 2 weken het gestorte slib door getijdenwerking stroomopwaarts zal verplaatst zijn tot de Belgisch-Nederlandse grens. De effecten van het storten zijn samengevat in Tabel 9. De belangrijkste effecten op natuurlijkheid worden kort besproken.

Arseen komt bij het storten door oxidatie als arsenaat vrij uit glauconiethoudend zand en komt als oplossing in de waterfase terecht. De tijdelijke concentratieverhoging die daarmee gepaard gaat blijft onder het maximaal toelaatbare ecotoxicologische risico. Hergebruik van materiaal reduceert dit risico nog verder.

Door emissies van baggerschepen wordt de luchtkwaliteit beïnvloed. De emissies zijn afhankelijk van de lengte van het vaartraject. Een gedetailleerde indeling van de effecten van deze emissie staat becijferd in Hoogeboom & Rotmensen (1998).

Tabel 9: Beoordeling van de effecten van de stortvarianten van boorspecie in de Westerschelde; Bij deze vergelijking wordt gebruik gemaakt van een vierdelige schaal (naar Hoogeboom & Rotmensen, 1998)

0	Verwaarloosbaar effect
-	Gering (negatief) effect
--	Ongunstig effect
---	zeer ongunstig effect

Effect of deeleffect	Variant A	variant B	variant C	variant D
Morfologie				
Getij	0	0	0	0
Zandbalans	0	0	0	0
Beweeglijkheid bodem	-	0	0	-
Structuur	0	0	0	0
Kwaliteit				
Arsengehalte	-	0	-	-
Emissies	--	0	-	--
Ecologie				
Effect op schorren	0	0	0	0
Effect op ondiepwaterleefgebieden	0	0	0	0
Verstoring	-	0	0	-
Vertroebeling	0	0	0	0
Zuurstofverbruik	0	0	0	0

Vaarbewegingen van splijtbakken kunnen tot verstoring van de aanwezige vogelpopulaties leiden. De belangrijkste vogelgebieden in het beïnvloedde deel van de Westerschelde zijn de Middelpaalt/Suikerpaalt en de slikken van Everingen. Tijdelijke verstoring kan vermeden worden door niet in de nabijheid van genoemde gebieden te varen. Verstoring van zeehonden wordt in mindere mate verwacht omdat de meest dichtbij gelegen populaties (deze van de platen van Ossensisse en Valkensisse) zich nogal ver van de stortlocaties bevinden.

Enkel op de stortplaatsen zelf zal begraving van bodemfauna en –flora optreden. Na enkele jaren wordt hiervoor volledig herstel verwacht.

Als conclusie kan gesteld worden dat het storten van boorspecie bij hergebruik van het materiaal slechts verwaarloosbare of geringe negatieve effecten heeft op de natuurlijkheid van de Westerschelde. De bouw van de tunnel kan beschouwd worden als een eenmalige ingreep die hoofdzakelijk effecten op korte termijn teweeg brengt. Toch kunnen vragen gesteld worden over de verspreiding van het slib.

6.2 Waterzuivering (naar Van den Bergh et al., 1999)

De waterzuiveringscapaciteit in het Scheldebekken neemt toe wat niet alleen een afname van de koolstof-, maar tevens van de fosfor- en zelfs van de stikstofvracht met zich meebrengt in het estuarium (zie Hoofdstuk 4). De zuurstofhuishouding evolueerde van overwegend “zwaar verontreinigd” naar “verontreinigd”, maar de basiskwaliteitsnorm wordt op veel plaatsen in de Zeeschelde niet gehaald voor opgeloste zuurstof, BZV, CZV, vrije ammoniak, ammonium, ortho-fosfaat en totaal-fosfor. In de Westerschelde is de situatie beter omdat de vuilvracht over een langer traject het zelfreinigend vermogen van het estuarium moet ondergaan, en omdat er een sterke verdunning met zuiverder zeewater optreedt. De saneringsinspanningen hebben tot hiertoe in de Zeeschelde een lichte verbetering teweeg gebracht maar de huidige waterkwaliteit staat er ondanks de positieve trend nog ver van de basiskwaliteit af. Het ongezuiverd lozen in de Schelde van al het huishoudelijk afvalwater uit het Brusselse Gewest vormt immers nog een groot hiaat in de waterzuiveringsinspanningen. Maar de beperktheid van de verbetering is niet enkel te wijten aan onvoldoende waterzuivering op zich. Door de aard van het landgebruik binnendijks wordt regenwater steeds beter afgevoerd. De basisafvoer van het Zeeschelde-bekken neemt trendmatig licht toe. De versnelde waterafvoer neemt grotere hoeveelheden nutriënten, erosieslib en pesticiden mee uit de landbouwgebieden, en polluenten van vervuilde verharde oppervlakten uit bebouwde zones. De effecten van waterzuivering naar sommige polluenten wordt bovendien voor een deel verdoezeld door nalevering uit de sterk vervuilde waterbodem.

Het ecologisch herstel van de rivier blijft hierdoor voorlopig in grote mate gehypothekerd, al zijn de eerste tekenen van dit herstel merkbaar aan bv. het visbestand (Hoofdstuk 5.2).

In het Brussels Gewest nadert het waterzuiveringsstation Brussel-Zuid zijn voltooiing en de aanbesteding voor Brussel Noord wordt momenteel voorbereid. Ook in Vlaanderen, Wallonië en Frankrijk wordt momenteel verder geïnvesteerd in zowel het uitbreiden van het collectorennetwerk als het bouwen van nieuwe waterzuiveringsstations (ICBS, 1997). Dit zal zonder meer een positieve impact hebben op de rivier.

6.3 Verruiming van de vaargeul

Voor details over de verruiming van de vaargeul en de daaraan gekoppelde verdiepings- en onderhoudsbaggerwerken wordt verwezen naar de andere rapportages van het project LTV en naar Belmans (1995)

De getij-amplitude verhoogde in Antwerpen de voorbije eeuw geleidelijk met 0,8m (Taverniers, 1998). Dit is deels te wijten aan de stijging van de zeespiegel. Verwacht wordt dat deze trend zich na de verdieping van de Westerschelde verder zal zetten door de vermindering van de hydraulische weerstand (Van den Bergh et al., 1999). Indien het zeewater hierdoor beter stroomopwaarts zou kunnen doordringen zou dit gepaard gaan met een sterkere verdunning van de vuilvracht. De verbetering van de zuurstofhuishouding zou bv. de zone van maximale nitrificatie ook verder stroomopwaarts doen verplaatsen, zodat verhoudingsgewijs nog meer ammonium in nitraat zou omgezet worden. Dit zou nog versterkt worden door de verbeterende waterkwaliteit.

De verdieping zal de evolutie van de arealen beïnvloeden. In de Westerschelde kan o.a. een versteiling van de plaatranden en een afname van het areaal ondiep water optreden (zie Hoofdstuk 3.3). Indien de tidale energie door de verdieping zou toenemen lijkt het aannemelijk dat meer sediment van zee landinwaarts getransporteerd zal worden. Sedimentatie zou hierdoor kunnen toenemen wat een stijging van de baggeractiviteit zou kunnen vereisen. Voor de morfologische consequenties van de verdieping wordt verwezen naar de Werkgroep morfologie.

Naast de genoemde baggerwerken in het kader van de verruiming van de vaargeul in de Westerschelde en de Beneden Zeeschelde wordt ook in de Boven Zeeschelde specie verwijderd, enerzijds voor de toegang tot de Zeesluis van Wintam en anderzijds op verschillende plaatsen in de Zeeschelde zelf. Dit laatste zowel voor het winnen van zand voor de dijkwerken, voor commerciële zandwinning als voor het vaargeul onderhoud. Hierover zijn ons evenwel geen gedetailleerde gegevens bekend. Verwacht wordt dat deze werken in de komende jaren zullen worden verdergezet.

6.4 Sigmaplan (Castelijn & Kerstens, 1988; Meire et al., 1997)

Het Sigmaplan werd opgemaakt naar aanleiding van de grote overstromingen van januari 1976 en heeft als doel het Scheldebekken te beveiligen tegen stormvloed en vanuit de Noordzee (Castelijn & Kerstens, 1988).

De uitvoering van het Sigmaplan heeft op veel plaatsen geleid tot een aanzienlijk verlies van slikken en schorren. Niettegenstaande zowel vanuit de gezichtspunten milieu als veiligheid werd geadviseerd de dijkverbredingen zoveel mogelijk landinwaarts uit te voeren was dit op veel plaatsen niet mogelijk of niet uitgevoerd. Zeker langs de zijrivieren (bv. De Nete) zijn zo veel schorretjes verloren gegaan. Een exact cijfer van het habitatverlies veroorzaakt door de uitvoering van het Sigmaplan is niet beschikbaar.

Sinds 1994 wordt, in het kader van de Algemene Milieu Impact Studie voor het eerste deel van het Sigmaplan, evenwel voor elk dijkwerk nagegaan in hoeverre via natuurtechnische milieubouw (dijkuitvoeringsalternatieven door bv. terrassen te voorzien) of via dijkherlokaties (naar de landzijde) de milieupact van de werken kan worden geminimaliseerd of waar mogelijk zelfs aan natuurontwikkeling kan gedaan worden.

Vervolgens wordt ook onderzocht welke mogelijkheden er zijn om de gecontroleerde overstromingsgebieden (gog's) op een andere manier te beheren, zodat die polders niet alleen bij stormvloeden onder water zouden komen te staan maar op een regelmatige basis bevoeid zouden kunnen worden waardoor de flux van materialen tussen deze gebieden en het estuarium hersteld wordt. Dit zou zowel de komberging als de nutriëntspiralisatie ten goede komen.

6.5 Slibonttrekking (Anon, 1995; Van den Bergh et al., 1999)

De slibhuishouding in het Schelde-estuarium is gekenmerkt door de aanvoer van grote hoeveelheden slib uit de bovenstroomse gebieden enerzijds en een verzadiging van de beperkt aanwezige natuurlijke bergingszones anderzijds. Naast het kwantitatief probleem is er ook een kwalitatief probleem: het slib is beladen met allerlei verontreinigingen.

Door vlokvorming (zie Hoofdstuk 4.1) verzamelde zich in de loop der jaren een aanzienlijke hoeveelheid slib in de Beneden Zeeschelde. Er moet haast continu gebaggerd worden om de maritieme toegang tot de haven van Antwerpen te verzekeren. Via de sluizen komt er jaarlijks bovendien een grote hoeveelheid van dit verontreinigd slib in de haven terecht, waar het eveneens om nautische redenen moet verwijderd worden. Ook in de Boven Zeeschelde bestaat een slibprobleem. Daar zorgt sedimentatie voor nautische problemen en in sommige gevallen voor afwateringsproblemen in de omliggende polders. Drempels en platen die van nature na baggerwerken en geulverleggingen terug evolueren naar vroegere situaties moeten steeds uitgebaggerd worden.

Het agiteren of terugstorten van slib in het rivierpand is enkel een terugplaatsen van het probleem en verhoogt bovendien de hoeveelheid slib in beweging. Dit voortdurend in beweging gebracht worden van slib verhoogt de troebelheid van het systeem. Minder licht staat ter beschikking voor fotosynthese door fytoplankton (zie Hoofdstuk 4.2). De nutriëntspiralisatie, en daarmee samengaan een deel van de zuiverende werking in het estuarium neemt hierdoor af. De herhaaldelijke opwerveling van slib en de erop volgende sedimentatie hebben ook een negatief effect op de ontwikkeling van benthospopulaties.

Momenteel wordt 300.000 ton droge stof slib uit de Beneden Zeeschelde verwijderd. Dit is het gevolg van een wettelijke verplichting, in het kader van de WVO vergunning (Wetgeving Verontreinigd Oppervlaktewater), om de input van vervuild slib in de Westerschelde te reduceren. Deze geruimde hoeveelheden worden aan land geborgen. Dit zal in de komende jaren zo blijven en grijpt op een significante manier in op de slibbalans.

6.6 Haven Infrastructuur

In het kader van de uitbreiding van de haven van Antwerpen zijn in de nabije toekomst grote infrastructuurwerken voorzien zoals de aanleg van het Deurganckdok. Hierdoor zal een deel slik en schor verdwijnen juist stroomopwaarts Doel. Het is te verwachten dat dit effecten zal hebben op de hydrodynamiek en de morfologie van het estuarium.

LITERATUUR

ANONIEM (1995) Beleidsplan sanering waterbodems Beneden Zeeschelde. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu, Infrastructuur en Natuur, 154 p.

BELMANS H. (1995) De verdieping van de Westerschelde. *Water*, 85, 259-264.

CASTELIJN E., KERSTENS P. (1988) Het Sigmaplan: beveiliging van het Zeescheldebekken tegen stormvloeden op de Noordzee. *Water*, 43/1, 170-175.

HOOGEBOOM B.P., ROTMENSEN G.J. (1998) De effecten van het storten van Boorspecie in de Westerschelde: Deelstudie in het kader van de MER Boorspecie Westerscheldetunnel. Rapport RIKZ - 98.013, RIKZ, Middelburg, 179 p.

MEIRE P., STARINK M., HOFFMANN M. (1997) Integratie van ecologie en waterbouwkunde in de Zeeschelde: aanleiding tot en situering van het Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES). *Water*, 95, 147-165.

TAVERNIERS E. (1998) Evolutie van het getij in het Zeescheldebekken. *Water*, 102, 304-308.

VAN DEN BERGH E., MEIRE P., HOFFMANN M., YSEBAERT T. (1999) Natuurherstel Zeeschelde: drie mogelijke inrichtingsvarianten. Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN-99.18, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 156 p.

7 VERWACHTINGEN OP KORTE TERMIJN

De verwachtingen van natuurlijkheid op korte termijn is in voorgaande hoofdstukken reeds voor afzonderlijke parameters aan bod gekomen. Dit hoofdstukje bundelt de verwachtingen tot een globaal overzicht.

Er zijn momenteel of in de nabije toekomst geen ingrepen in het estuarien systeem aanwezig of verwacht die op korte termijn de bestaande trends drastisch kunnen beïnvloeden. Infrastructuurwerken zoals de bouw van de Westerscheldetunnel of het Deurganckdok zullen enkel op lokaal vlak of op korte termijn enige invloed op het systeem uitoefenen. Anderzijds laten enkele menselijke invloeden zich reeds geruimere tijd gelden. Baggeractiviteit kan eerder als een constante factor binnen het estuarium worden beschouwd dan als een werkzaamheid van voorbijgaande aard. Verontreiniging is reeds een heel oud zeer. Waterzuivering neemt in het Scheldebekken reeds sinds de jaren '70 toe en zal nog verder blijven toenemen. Dit zijn, naast dijkwerken, slechts een paar voorbeelden van intussen vertrouwd geworden klemtonen van menselijk handelen die het estuarien functioneren mee bepalen. De trends van een aantal parameters is deels het gevolg van menselijk handelen en dat zal op korte termijn ook zo blijven. Vandaar dat de verwachtingen op korte termijn eigenlijk kunnen samengevat worden als de voortzetting van de bestaande trends.

In de Westerschelde wordt een verdere versteiling van de plaatranden verwacht, een verdere afname van het areaal ondiep water, en een verdere inkrimping van het areaal intergetijdengebieden. De plaatcomplexen zullen nog verder aaneensluiten en een gestroomlijnd uiterlijk aannemen. In de Zeeschelde wordt een beperkte inkrimping van het areaal intergetijdengebieden verwacht, hoewel de aanleg van terrassen langs sommige dijktrajecten of dijklocatiealternatieven een winst aan intergetijdengebied zullen creëren. Sedimentatie zal een groter probleem worden dan in het verleden reeds het geval was. Veel schorren zullen naar hun maximale hoogte ontwikkelen waardoor ze hun kombergingsfunctie geleidelijk verliezen. Dit wordt nog in de hand gewerkt door de vastlegging van de schorkliffen en dit zowel op harde (steenbestorting) als op minder harde (gebruik wilgenvlechtwerk) manier.

De input van koolstof in het estuarium zal verder afnemen met een vermindering van de thans gigantische CO₂-uitstoot tot gevolg. De zuurstofhuishouding zal verder verbeteren al zal dat voorlopig langzaam gebeuren. Nitrificatie, een proces dat ammonium omzet tot nitraat, en daarbij zuurstof verbruikt, zal verder toenemen. Het nitrificatiefront zal van de

Beneden Zeeschelde verder stroomopwaarts verschuiven. Ondanks de verwachte daling van denitrificatie, het enige proces dat stikstof definitief uit het systeem verwijderd, zijn er momenteel geen indicaties dat de totale stikstofvracht naar zee zal toenemen. De trend van fosfor is eveneens dalend en er zijn geen redenen om aan te nemen waarom dit op korte termijn zou veranderen. Nochtans is bij deze uitspraak voorzichtigheid geboden gezien het feit dat een grote voorraad fosfor verbonden is met bodemsediment. De mogelijkheid bestaat dat deze voorraad kan vrijkomen. Kennis wanneer dit precies zou gebeuren is nog onvolledig.

In de Westerschelde wordt een status quo of een daling verwacht van primaire productie, afhankelijk van de al dan niet toenemende sedimentvracht. Enkel in de Zeeschelde kan primaire productie eventueel nog wat toenemen. Daar bestaat zwevende stof voor een groter deel uit organisch materiaal dan in de Westerschelde. Waterzuivering in het bekken kan de hoeveelheid organisch materiaal dat in het estuarium terecht komt verder doen afnemen zodat de troebelheid van het Zeescheldewater er licht kan door afnemen. Daardoor kan meer licht in het water doordringen waardoor plantaardig plankton meer zou kunnen ontwikkelen.

De evolutie van de benthospopulaties in de Westerschelde wordt beïnvloed door hoofdzakelijk fysische processen die in verband kunnen worden gebracht met bagger- en verruimingswerken. Hoe de verschuivingen zullen verlopen is nog niet gekend. In de Zeeschelde heeft de beperkte verbetering van de waterkwaliteit waarschijnlijk geleid tot hogere abundanties van Oligochaeta. Dit zou de het toenemend aantal overwinterende watervogels die van deze wormengroep leven kunnen verklaren. Een verdere verbetering van de waterkwaliteit zou kunnen leiden tot een grotere diversiteit ten koste van deze hoge abundanties van Oligochaeta. Of dit een weerslag zal hebben op het watervogelbestand is nog niet gekend. Trends van aantallen watervogels in het estuarium zijn voor een deel afhankelijk van factoren die niets met het estuarium te maken hebben. Het Schelde-estuarium is immers maar een tijdelijke verblijfplaats voor deze trekvogels. Nochtans bestaan indicaties dat de verbeterde waterkwaliteit verantwoordelijk zou zijn voor de toename van verschillende soorten in het estuarium. De verwachting is dan ook dat een verdere verbetering van de waterkwaliteit verhoogde dichtheden van enkele soorten kan impliceren. Op het visbestand heeft de waterkwaliteit een duidelijker impact. Enkele trekvissoorten die verdwenen waren, zoals de Fint, komen weer in beperkte mate voor. De diversiteit neemt terug toe, al blijven de soortenaantallen en de abundanties voorlopig laag. Op korte termijn wordt verwacht dat de vispopulaties zich afhankelijk van de verbeterende waterkwaliteit verder zullen herstellen. De inrichting van gecontroleerde overstromingsgebieden kan het herstel voor enkele soorten bespoedigen wegens de beschikbaarheid van paaiplassen. In de Westerschelde is de aanwezigheid

van krekens als kinderkamer van belang. De inkrimping van het schorareaal kan daardoor een negatieve invloed hebben op vis- en garnaalbestand. Zeehonden zijn in de Westerschelde begonnen aan een herstel dat vooralsnog zeer beperkt is maar dat zich verder kan doorzetten.

POPULARISERENDE SAMENVATTING

Ten behoeve van het project-team werd door Jan De Smet een populariserende samenvatting van dit rapport gemaakt. Deze wordt hieronder afgedrukt.

Voor Vlaanderen en Nederland is de Schelde een rivier van de eerste orde. Door het Vlaamse Gewest maakt haar middenloop een zwierige bocht, in het zuiden van Nederland beweegt ze als een langgerekt binnenmeer naar haar monding.

Een bijzondere eigenschap van de Schelde is haar dynamiek van eb en vloed. De getijden uit zee laten zich diep landinwaarts, tot aan de sluispoorten van Gent, voelen. Tussen eb en vloed ligt een pendelzone, meters breed en hoog, een rivierlandschap dat dagelijks verdrinkt en heropduikt, waar vissen en vogels als in een ploegenstelsel de honneurs waarnemen.

In het kader van een Belgisch-Nederlandse strategie ten aanzien van deze grensoverschrijdende rivier is in 1998 aan drie werkgroepen gevraagd alle recente wetenschappelijke kennis omtrent de Schelde samen te voegen. Voorliggend rapport bundelt de gegevens die de voorbije vijftien jaar over de chemische en ecologische eigenschappen van de rivier zijn verzameld. Het richt zich op dat deel van de stroom dat blootstaat aan de ritmiek van de getijden (traject Gent-Vlissingen), in het vakjargon bekend als het Schelde-estuarium.

Door de ogen van een bioloog is het Schelde-estuarium een ononderbroken natuurgebied van meer van 35.000 hectare (exclusief zijrivieren zoals de Durme). Dat is 20.000 hectare méér dan het gezamenlijk oppervlak van alle natuurreservaten in Vlaanderen en even uitgestrekt als menig wildernispark in Afrika! Bovendien telt de Schelde binnen Europese en mondiale context zeldzame landschappen en biotopen. Vooral de brak- en zoetwaterslikken en –schorren springen in het oog. Maar ook de waterkolom met zijn vermenging van zoute en zoete wateren zorgt voor merkwaardige levensgemeenschappen.

Zulk een natuurpatrimonium, geklemd in een dichtbevolkte regio met forse havenfaciliteiten, vraagt om een omzichtige aanpak. Naast de ecologische hoera's dient rekening gehouden met de veiligheid van de mensen achter de dijken en de economische troeven van de havens. Vroeger zijn de belangen van mens en natuur vaak als onverzoenbaar afgeschilderd. Nieuwe inzichten leren dat bij doordachte ingrepen niet het

één voor het ander hoeft te wijken. De Schelde is een domein bij uitstek om een evenwichtspolitiek gestalte te geven. Grondige kennis van de rivier en haar wilde bewoners is daarbij onontbeerlijk.

In en langs de rivierbedding worden geulen, platen, slikken en schorren onderscheiden. De platen zijn de zandbanken die in de stroom liggen en bij vloed overstromen. Hetzelfde lot ondergaan de kale repen slijk langs de oevers. De schorren zijn ex-slikken die onder de zout, brak of zoetwaterplanten steken en door de band iets hoger liggen (meer sedimentatie) dan de slikken. Langs de Zeeschelde (België) liggen 511 ha. Schorren en 719 ha. Slikken (samen 1.230 ha.), langs de Westerschelde (Nederland) zijn dat 2.499 ha. Schorren en 8.118 ha. Slikken en platen (samen 10.617 ha.).

De voorbije twee eeuwen zijn 15.000 ha. Scheldeslikken en -schorren -méér dan wat nu rest- van de rivier afhandig gemaakt. Deze negatieve spiraal lijkt doorbroken. Eerlang zullen de meeste buitendijkse gronden (slikken, platen en schorren) onder een internationaal beschermingslabel vallen (Ramsar Conventie, EU-Vogelrichtlijn, EU-Habitatrichtlijn). Heel wat slikken en schorren zijn reeds als natuureservaat in beheer.

Minder rust wordt de bedding gegund. De baggerwerken in de hoofdgeul van de Westerschelde begonnen in 1955 en duren onverminderd voort. Door de uitdieping schieten de getijden energiekeker vooruit. In welke mate dit bijdraagt tot de erosie van de schorren en de troebelheid in het water is niet helemaal duidelijk. Wel staat vast dat de ondiepe beddingzones in de Westerschelde met één derde slonken. Ook het areaal getijdengebieden ging achteruit.

In de jaren zeventig heeft de Schelde de reputatie van 'open riool' verworven. De roep om proper water die in die periode steeds luider weerklonk werd beantwoord met het opstarten van waterzuiveringsinstallaties. In het verleden ging de meeste aandacht naar de zuivering van koolstof. Thans is een inhaalbeweging bezig om ook de stikstof- en fosforvracht in de waterlopen te verminderen. Voor stikstof stelt zich een bijkomend probleem. Nitraat is immers een zeer mobiele stikstofvorm die gemakkelijk in grondwaterstromen geraakt en zo aan zuiveringsinstallaties ontsnapt alvorens weer op te duiken. Stikstof is het limiterend nutriënt voor fytoplankton in kustwateren.

Weinig koolstof van de grote vracht die nog steeds in het estuarium terecht komt bereikt de zee. De hoofdmoot van de koolstofvracht wordt in het estuarium bacterieel omgezet tot CO₂. Het Schelde-estuarium is in dat opzicht een gigantische bioreactor van koolstof. Qua uitstoot van CO₂ behoort de Schelde tot de top van de Europese estuaria. De bacteriële productie, de heterotrofie, primeert in heel het estuarium, maar ze neemt af naar de monding toe. Naar de monding toe wordt de primaire productie relatief

belangrijker. Er kan niet zonder de nodige nuancering gesteld worden dat in de Westerschelde een heterotrofe en een autotrofe voedselketen naast elkaar bestaan.

Bereikt koolstof nauwelijks de zee, dan doet een dik pakket nutriënten dat wel. De nutriëntvracht die doorheen het estuarium naar zee schuift is zo groot dat verschuivingen in fytoplanktongemeenschappen optreden. Silicium, een natuurlijk element waarvan de concentratie niet toeneemt bij verhoogde aanvoer van afvalwater, wordt in de kustwateren, en ook in de mondingzone van de Schelde, limiterend voor diatomeeën. Deze voor zoöplankton en hogere trofische niveau's nuttige organismen worden daardoor verdrukt door niet-diatomeeën. Die kunnen dan zorgen voor de hinderlijke neveneffecten van eutrofiëring.

De reden waarom de problemen zich pas in de Noordzee uiten is duidelijk. In het estuarium beperkt zwevende stof de lichtinval in de waterkolom en daarmee de primaire productie. Voor sommige vissoorten is de verhoogde troebelheid van het estuarium dan weer een zegen: Hun larven kunnen er zich in verbergen voor predatoren. In de Westerschelde bestaat de zwevende stof voor het grootste deel uit sediment. In de Zeeschelde is het gehalte organisch materiaal relatief groter. Dat organisch materiaal bestaat voor een belangrijk deel uit afval van menselijke oorsprong; in de winter loopt dit aandeel zelfs op tot ca. 90%. Deze vaststellingen laten de mogelijkheid open dat waterzuivering een bijdrage kan leveren tot de afname van de troebelheid in het zoete deel van het estuarium.

De aangehouden inspanning om steeds meer oppervlaktewater te zuiveren begint vruchten af te werpen. De koolstofvracht neemt af, maar dat vertaalt zich voorlopig slechts in een geringe stijging van de zuurstofconcentraties. Dit komt deels door het feit dat zuurstof verbruikende processen, zoals de omzetting van ammonium naar nitraat (nitrificatie), dankzij de waterzuivering in intensiteit toenemen. De biochemische reacties zijn in de Beneden Zeeschelde zo intens dat het bufferend vermogen van het brakke water er een knauw door krijgt.

Het enige proces dat stikstof en meerbepaald nitraat definitief kan uitschakelen, denitrificatie, kan pas doorgaan onder zeer zuurstofarme condities. Toename van zuurstof impliceert afname van denitrificatie. Het feit dat nitraat zich meer opstapelt lijkt erop te wijzen dat dit inderdaad gebeurt. De verwachting was dan ook dat meer stikstof de zee zou bereiken. Het tegenovergestelde is echter het geval. Stikstof vertoont een dalende trend. Dit kan deels te wijten zijn aan waterzuivering of aan de mogelijkheid dat denitrificatie zich in zuurstofarme niches zoals in vlokken van zwevende stof kan handhaven. Maar ook de ontwikkelingen in het zoete deel van het estuarium kunnen een invloed hebben gehad.

In het zoete deel van het estuarium komt een typisch estuariene planktongemeenschap voor die van de zoutwatergemeenschap in de Westerschelde is gescheiden door de zoutgradiënt. Het vermoeden bestaat dat die estuariene zoetwatergemeenschap, die vooral uit diatomeeën bestaat, in de periode van grote vervuiling (jaren zeventig) quasi afwezig was. Tijdens de zomer is het water in het zoetwaterdeel zuurstofarm en rijk aan ammonium. Door tijdens de zomer zuurstof te produceren creëert het fytoplankton de mogelijkheid op gekoppelde nitrificatie-denitrificatie, een ideale motor om stikstof te zuiveren. Het belang van deze bijdrage is evenwel nog niet ingeschat. Opheffen van de lichtretentie zou dit zuiverend mechanisme kunnen aanzwengelen.

Het gedrag van fosfor is nog veel complexer dan dat van stikstof. Er is ook minder onderzoek naar verricht. In het zoute deel vertoont fosfor een ander patroon dan in het zoete deel. In het zoete deel lijkt interactie met sediment en zwevende stof het patroon te bepalen; in het zoute deel is biologische opname eerder van belang voor de seizoenale patronen. Duidelijk is dat de trend van fosfor afneemt.

In een rivier die dagelijks goochelt met zeezout en wisselende waterstanden is het voor de bodemdieren (macrozoöbenthos) geen sinecure om zich staande te houden. Slijkplaten die urenlang onder (zee)water staan, liggen een half etmaal later te bakken in de zon of te zwemmen in de (zoete) regen. Om zulke grillen te verduren is groot aanpassingsvermogen vereist. Andere parameters die een rol in het leven van bodemdieren spelen zijn de stroomsnelheid en de samenstelling van het sediment.

In de Westerschelde gebeurt sinds 1987 veel onderzoek naar het macrobenthos van de slikken en schorren. Van iets recentere datum zijn vergelijkbare veldstudies in de Vlaamse Zeeschelde. Tot op heden zijn in het Schelde-estuarium 130 verschillende bodemdieren aangetroffen. De meeste zijn kleine wormpjes (Polychaeta), schelp- en schaaldieren. Detritus, bacteriën, en kiezelwieren vormen hun basisvoedsel. In het zoete rivierdeel worden gemiddeld 35 verschillende bodemdieren vastgesteld. In de zoute Westerschelde vindt men er dubbel zoveel. In de zone van de sterke zoutgradiënt, waar ook een grote vuilvracht aanwezig is, is de benthosgemeenschap zeer verarmd. Er domineren drie soorten borstelwormen (Oligochaeta) en een kleine polychaet-spionide. Andere bodemdieren moeten er door de fysiologische stress van zout en vervuiling afhaken.

Veel soorten is geen synoniem voor veel en hapklaar voedsel voor vogels die bodemdieren lusten. Meer dan de soortenrijkdom speelt hun dichtheid/biomassa een rol. In de zones met weinig soorten komen vaak groten aantallen voor, wat exploitatie voor prooizoekeers zoals de wintertaling interessant maakt. In het zoetwatergetijdengebied leven er in de slikken soms honderdduizenden kleine wormpjes per vierkante meter. In

de biomassa van de zoute slikken van de Westerschelde vormt de Kokkel, hoewel numeriek zwak, het gewichtigste aandeel (30-48 procent biomassa). Overigens bestaan de dichtheden van het benthos in het estuarium voor meer dan 85 procent uit dieren die op of net onder het bodemoppervlak gehuisvest zijn. Wat er ook van zij, de bodemdieren van de slikplaten langs de Schelde vormen een cruciale schakel binnen het estuariene voedselweb. Zonder hun aanwezigheid zouden vissen, trekvogels én garnalvisseren geen schijn van kans maken om hier aan de kost te komen.

Vissen zijn aandachttrekkers als het over de kwaliteit van het oppervlaktewater gaat. In de Schelde zijn de voorbije anderhalve eeuw 90 vissoorten gevangen, waarvan 84 in het Vlaamse deel. Vroeger was de zoetwatervisserij op de Schelde een welvarende werkverschaffer. Na 1900 is deze bedrijfstak letterlijk kapot vervuild.

De jongste tijd trekt de visstand in de Schelde weer aan, wat stellig aan de lichtjes verbeterde zuurstofhuishouding kan worden toegeschreven.

In de zoute tot brakke Westerschelde zijn slechts 14 soorten echt algemeen, waaronder Sprot, Schar, Tong, Steenbolk, Bot, Harnasmannetje, Wijting en Zandspiering.

Trekvisseren zoals de Fint incasseerden in de Schelde een doodsklap. Gelukkig is er ook op dit front verheugend nieuws. Deze delicate trekvis is zeer recent weer in klein getal opgedoken. De Spiering verscheen in de jaren negentig weer tot aan de Rupel. Van de kritische Rivierprik staat vast dat ze er weer in slaagt om levensvatbaar broed achter te laten. Ook vormen de sluizen vanaf Gent een obstakel voor de vistrek naar de bovenloop van de rivier. De inrichting van gecontroleerde overstromingsgebieden kunnen geschikte paaiplaatsen leveren voor een aantal soorten. Samen met een verdere verbetering van de waterkwaliteit kan het visbestand op die manier zich verder herstellen.

Dichter bij de monding speelt het Schelde-estuarium haar rol als 'kinderkamer' voor zes maritieme vissen : Harnasmannetje, Zandspiering, Bot, Dikkopje, Brakwatergrondel en Kleine Zeenaald. De larven en jongen vinden er bescherming en voedsel. Voorts dient de kinderkamerfunctie van Saeftinge voor de Grijsze garnaal aangestipt. Miljoenen garnaallarven houden zich gedeisd in de kreekgeulen tot ze groot genoeg zijn.

Van alle dieren die langs de Schelde leven, vallen de vogels het meest op. Watervogeltellingen gebeuren in heel Europa zodat sinds jaren vrij betrouwbare indicaties over de grootte van hun populaties bestaan. Watergebieden waar regelmatig één procent van de totale geografische populatie vertoeft, of waar geregeld meer dan 20.000 watervogels samenkomen, worden door de Conventie van Ramsar als onontbeerlijk voor de watervogelfauna bestempeld.

Langs de Schelde zijn zo'n 80 watervogels waargenomen. Voor 22 soorten zijn meer dan 1.000 individuen in een bepaalde maand opgetekend. Voor 21 watervogels blijkt het Schelde-estuarium van internationaal belang. Voor 14 soorten werd jaarlijks de 1%-norm overschreden (periode 1991-1997).

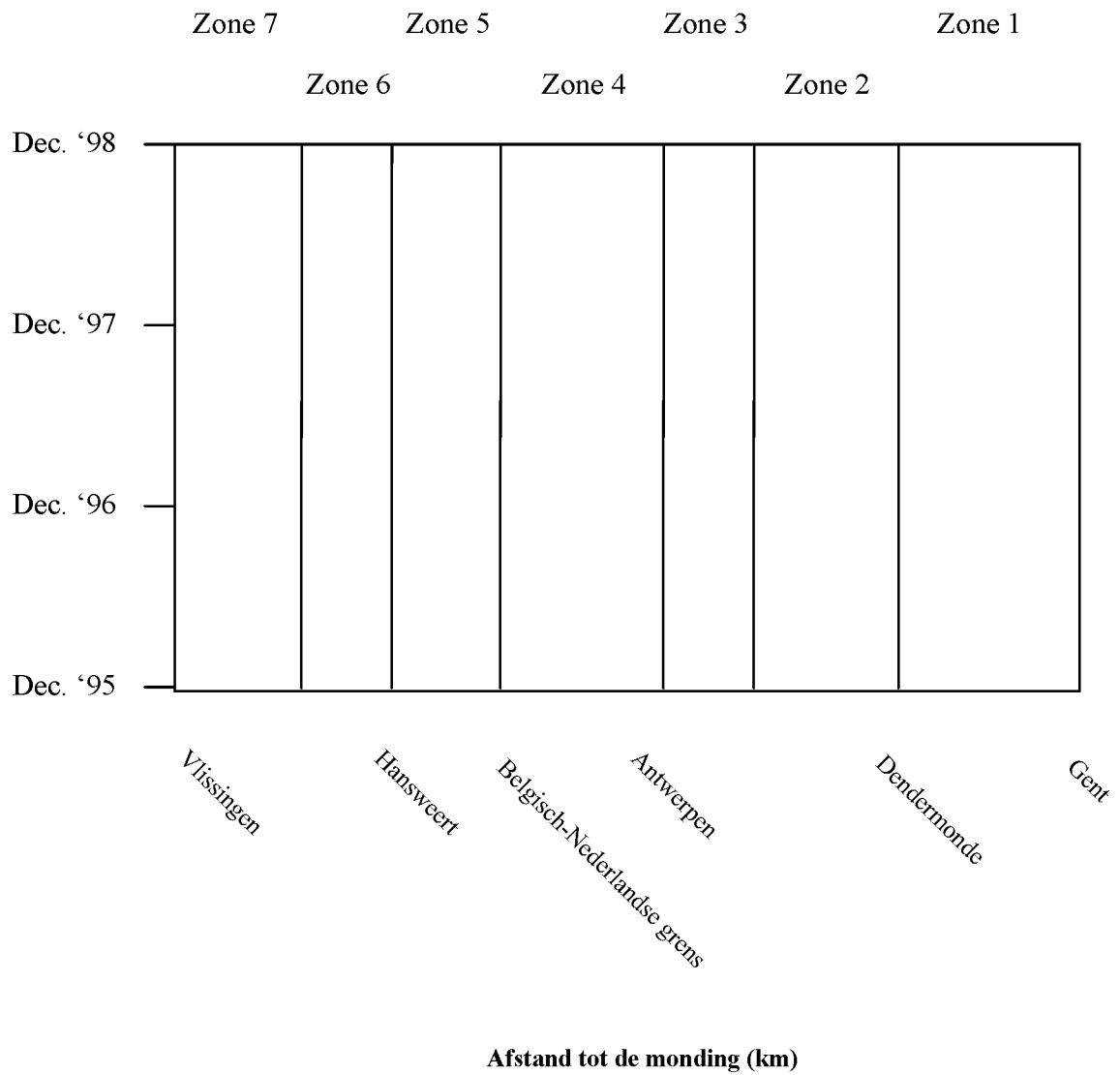
De watervogeltotalen in het Schelde-estuarium fluctueerden in dezelfde periode tussen 150.000 en 230.000. De grootste concentraties verschijnen in de herfst en winter langs de Westerschelde. Enkele soorten scoren sterk, zoals de Grauwe gans, met pieken van 44.000 tot 205.000 exemplaren (42% van de wereldpopulatie!). Ook Smient, Bergeend en Zilverplevier behoren tot de uitschieters.

De jongste jaren was een toenemende aantrekkingskracht van de Zeeschelde voor vogels vast te stellen. De Wintertaling haalde piekwaarden van 16.000 exemplaren in de winters van 1994-1995 en 1995-1996. Ook een zeldzamere grondeleend, de Kraakeend, liet zich met 1.800 exemplaren in 1996-1997 opmerken. Voor deze vogels speelt het verbeterde voedselaanbod zeker een rol.

Bij de zeezoogdieren zijn de Gewone zeehonden de enige vaste bewoners van het Schelde-estuarium. Het zat ze in de 20e eeuw redelijk tegen. Misprezen door de vissers zijn ze genadeloos bejaagd. Toen daar in 1961 op de Nederlandse Schelde een einde aan kwam (jachtverbod) volgde nog geen merkbaar herstel van de stand. De watervervuiling was toen zo diepgaand dat de Gewone zeehond praktisch volledig uit het Nederlandse Deltagebied, inclusief de Westerschelde, verdween (dieptepunt in 1983: 3 stuks). Sindsdien is een moeizaam herstel gaande. In de Westerschelde verbleven anno 1997 een 14-tal dieren. Positief is dat er sommige zomers weer jongen worden geboren.

BIJLAGE 1

Concentraties van de waterkwaliteitsparameters in het Schelde-estuarium



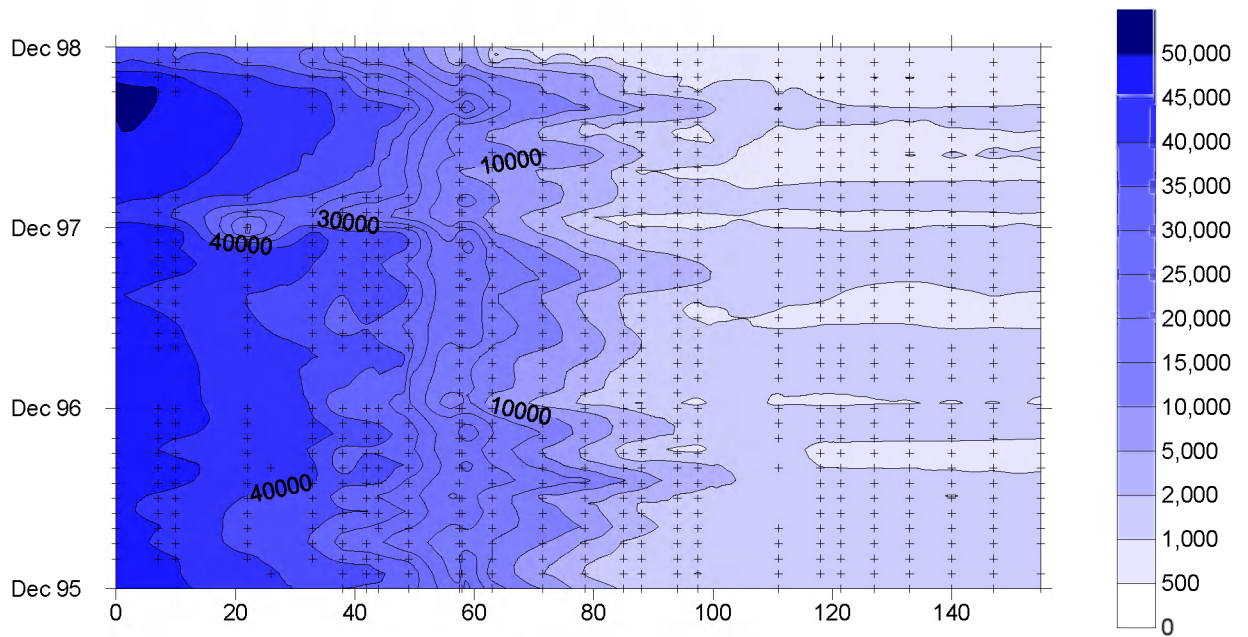


Fig. 1: Specifieke conductiviteit in het Schelde-estuarium ($\mu\text{S cm}^{-1}$)

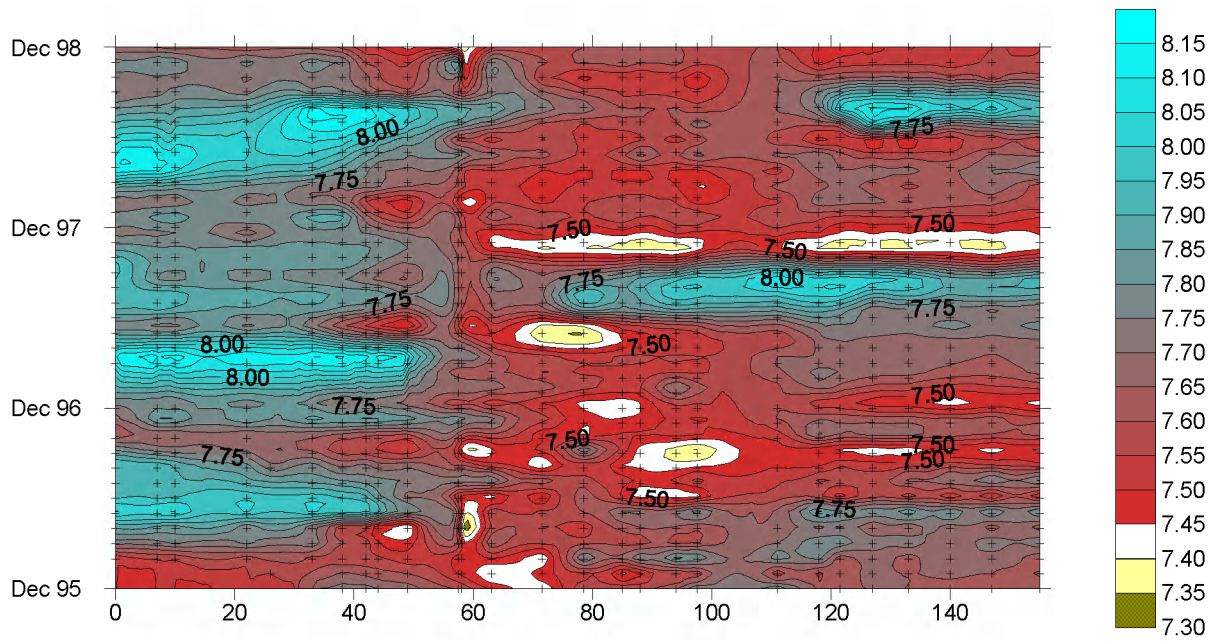


Fig. 2: Zuurtegraad in het Schelde-estuarium

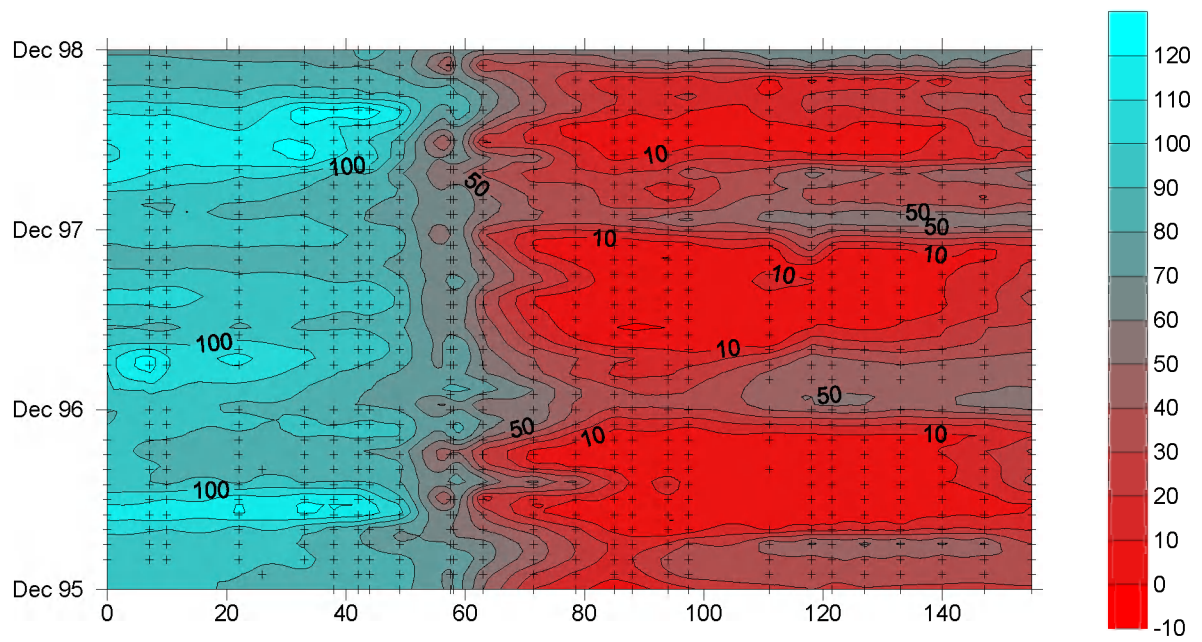


Fig. 3: Opgeloste zuurstof in het Schelde-etuarium (% verzadiging)

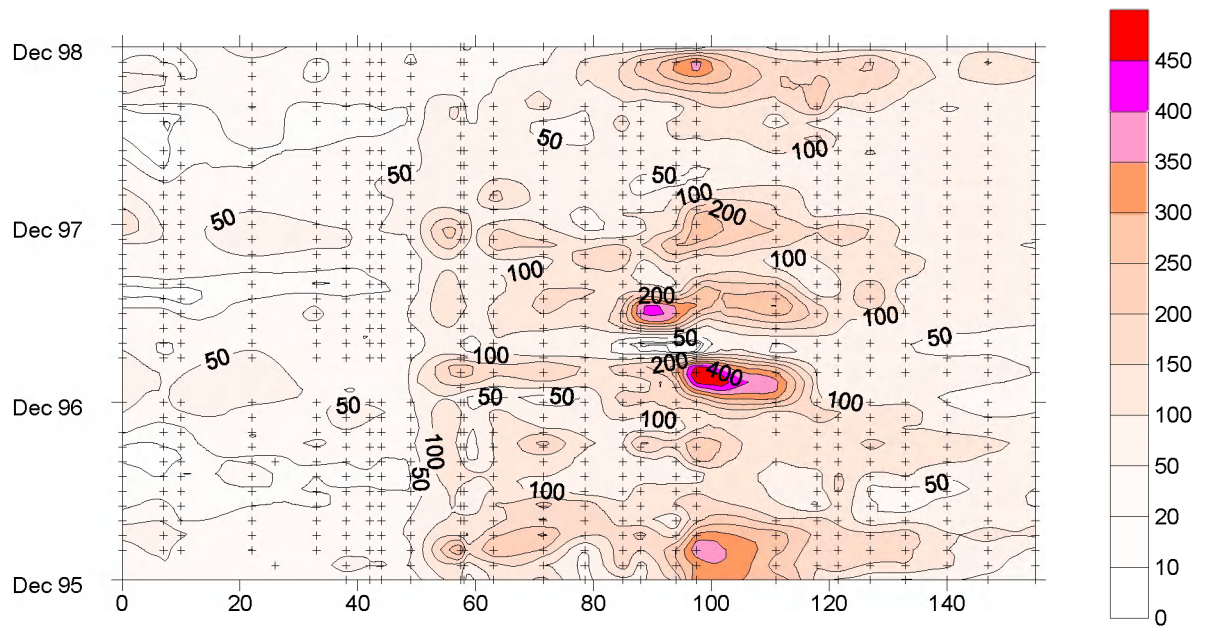


Fig. 4: Zwevende stof in het Schelde-estuarium (mg L^{-1})

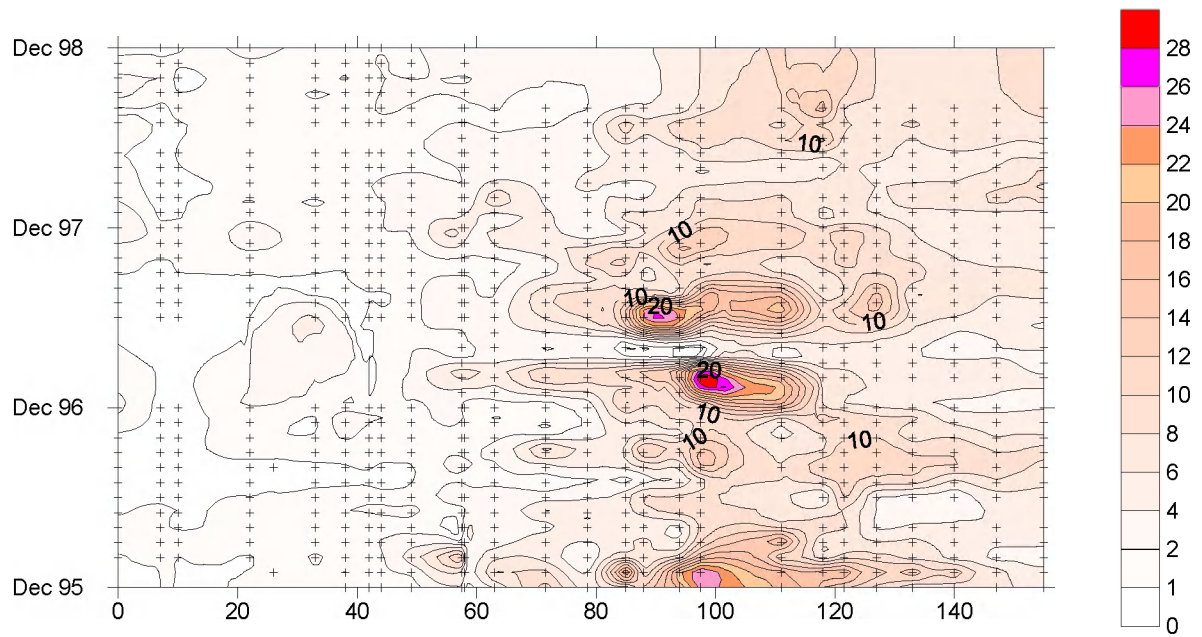


Fig. 5: Particulare organische koolstof (POC) in het Schelde-estuarium (mg C L^{-1})

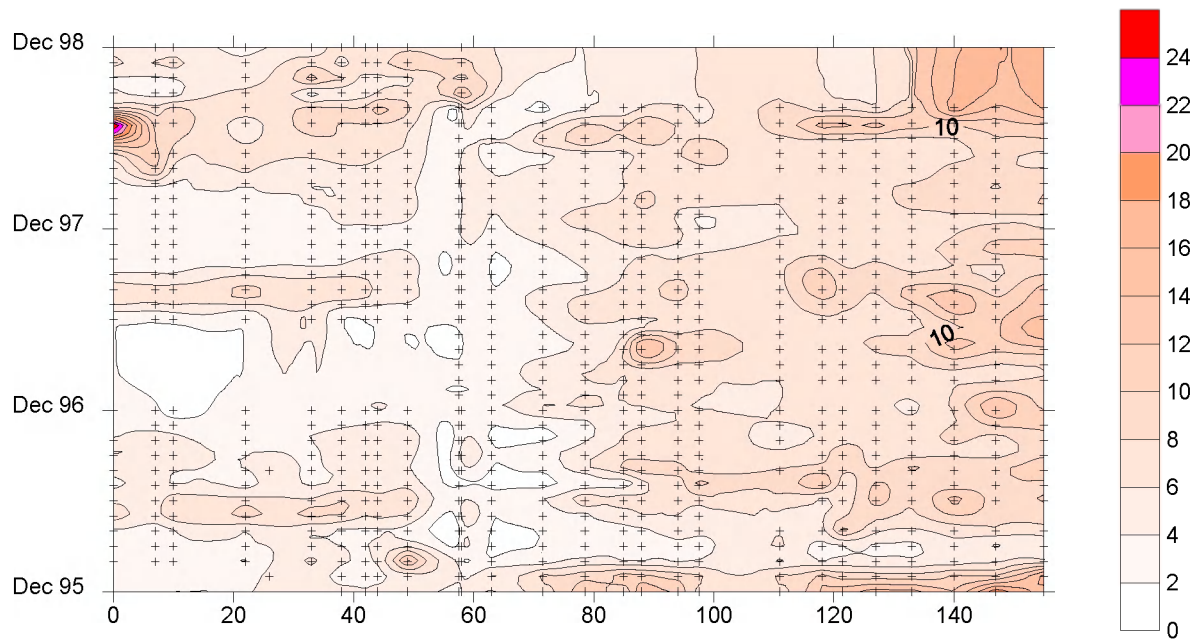


Fig. 6: Particulair organisch koolstof gehalte (POC-gehalte) van zwevende stof in het Schelde-estuarium (%)

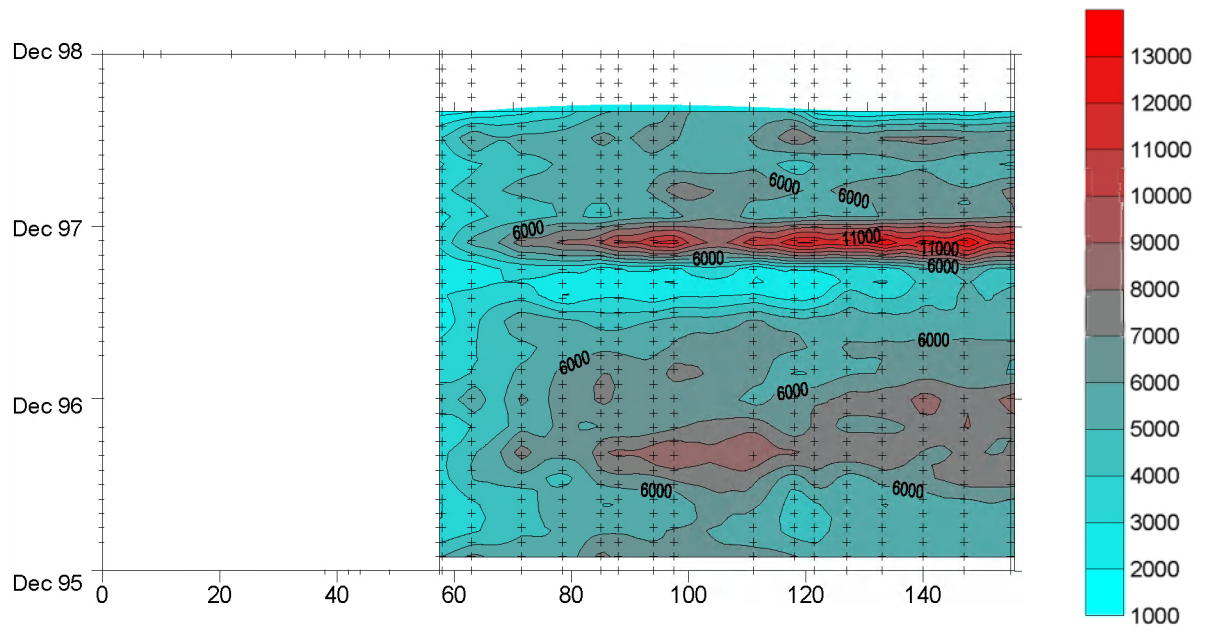


Fig. 7: Partieeldruk van CO₂ in het Schelde-estuarium (μatm)

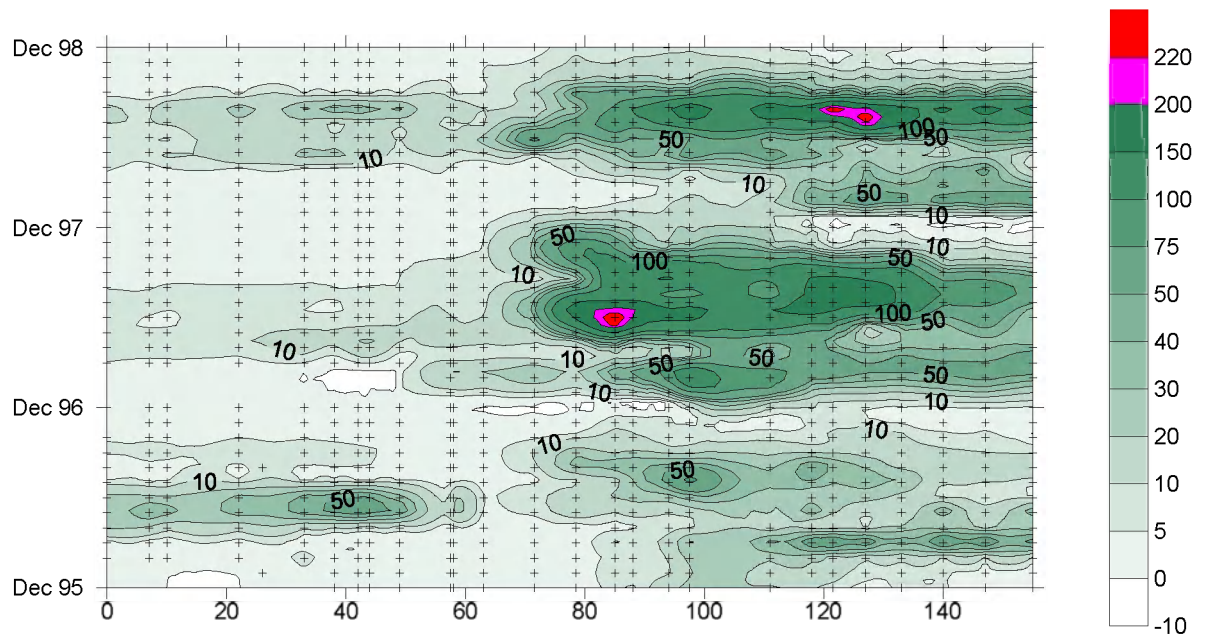


Fig. 8: Chlorofyl a in het Schelde-estuarium ($\mu\text{g L}^{-1}$)

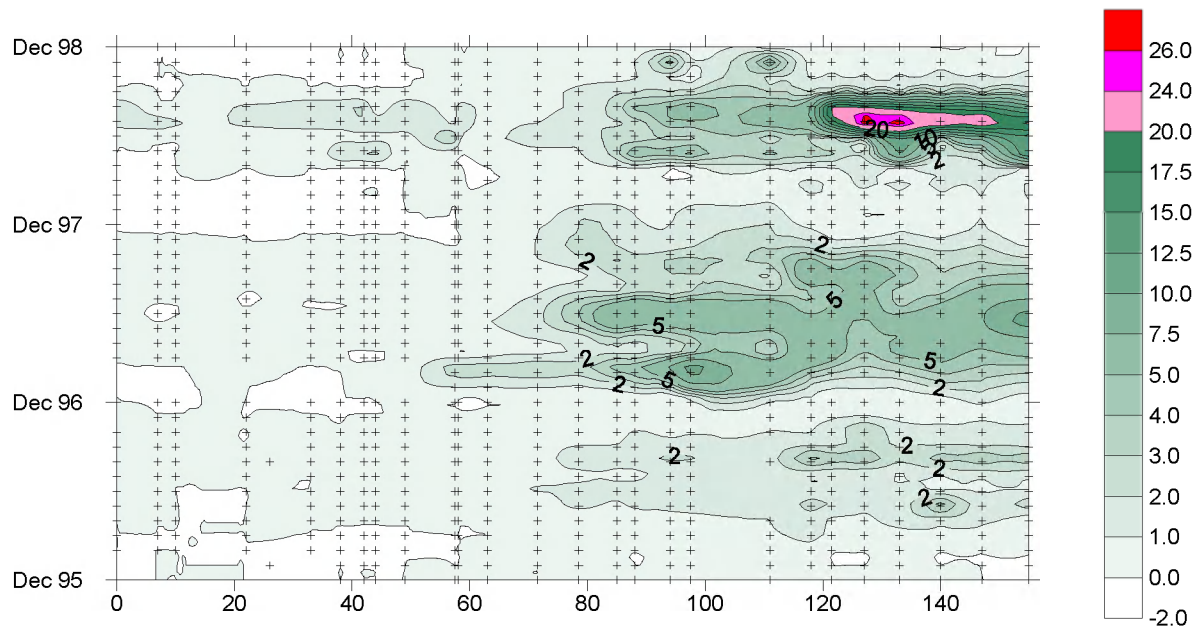


Fig. 9: Chlorofyl b in het Schelde-estuarium ($\mu\text{g L}^{-1}$)

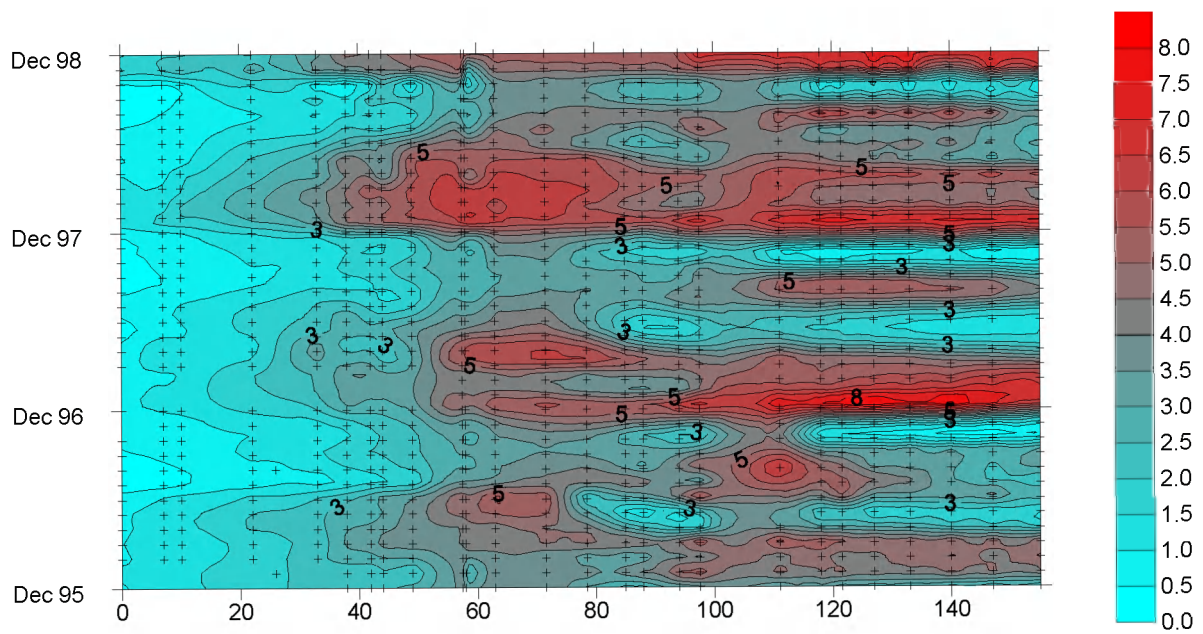


Fig. 10: Nitraat in het Schelde-estuarium (mg N L⁻¹)

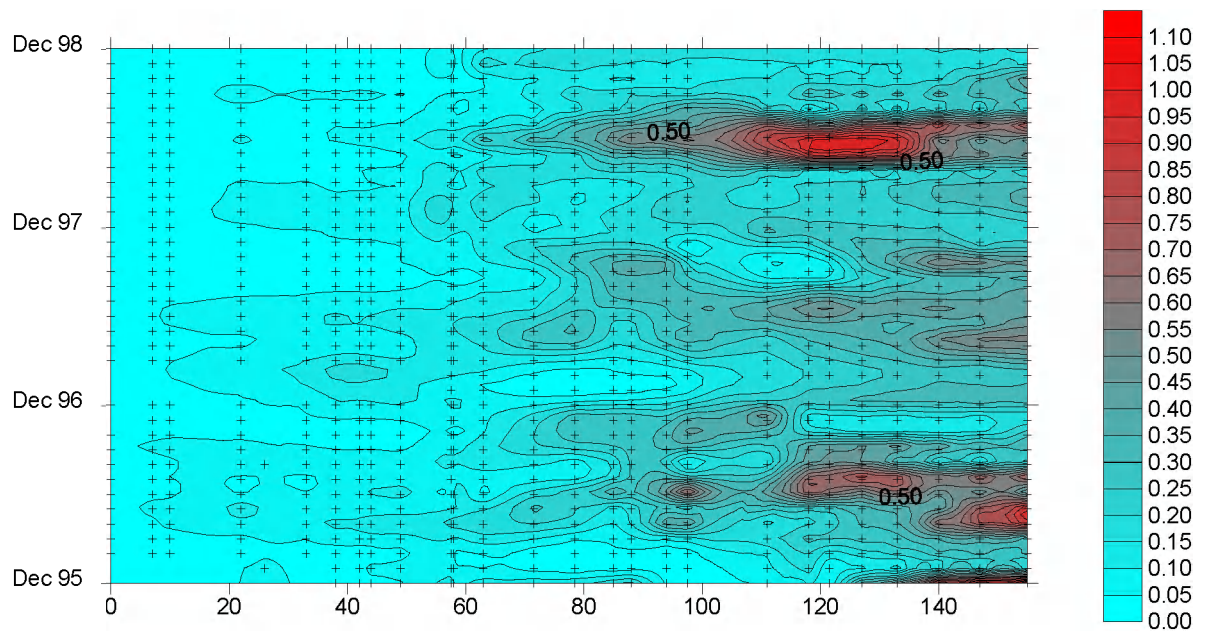


Fig. 11: Nitriet in het Schelde-estuarium (mg N L⁻¹)

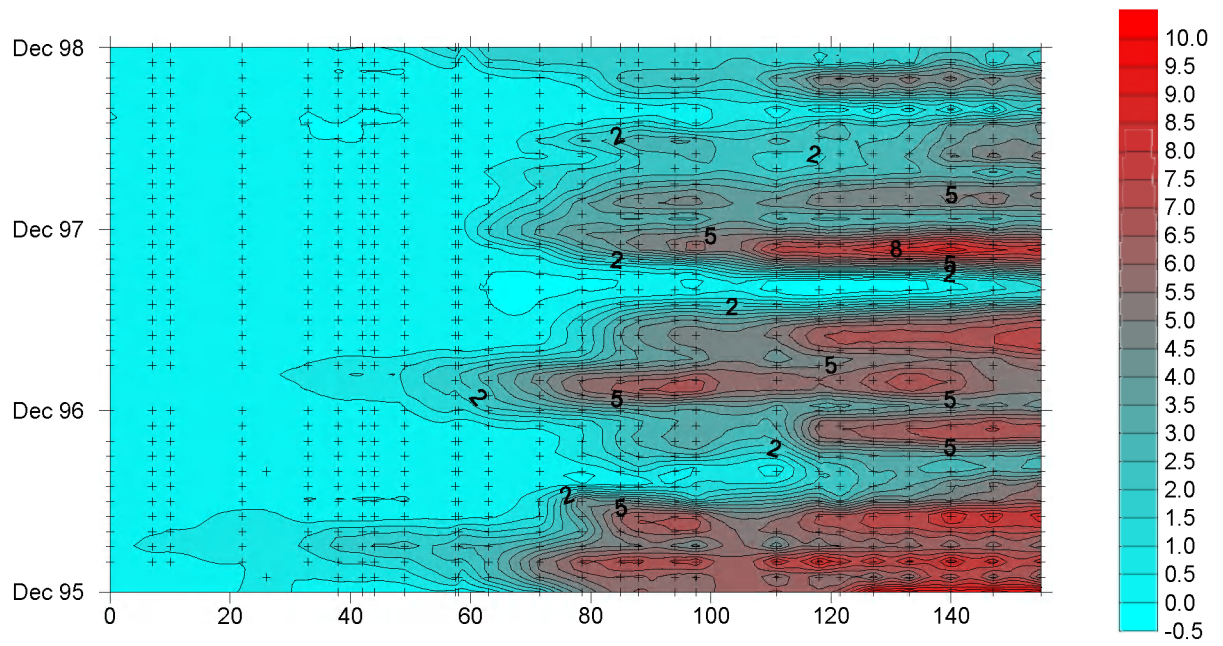


Fig. 12: Ammonium in het Schelde-estuarium (mg N L^{-1})

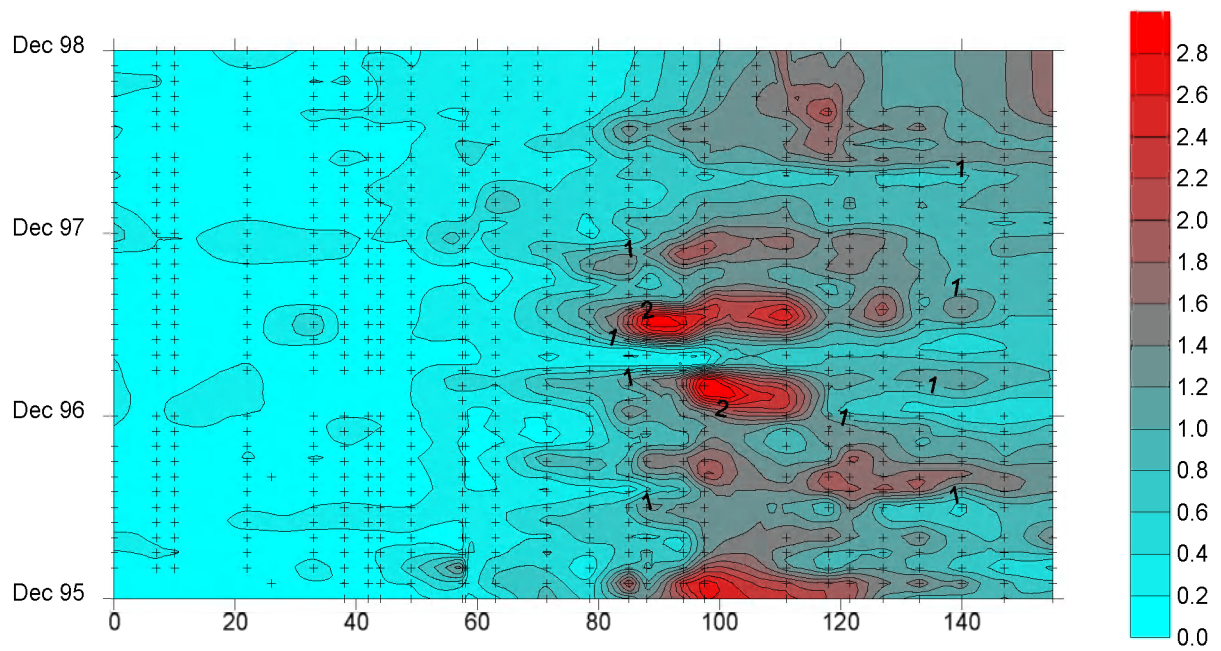


Fig. 13: Particulaire stikstof in het Schelde-estuarium (mg N L⁻¹)

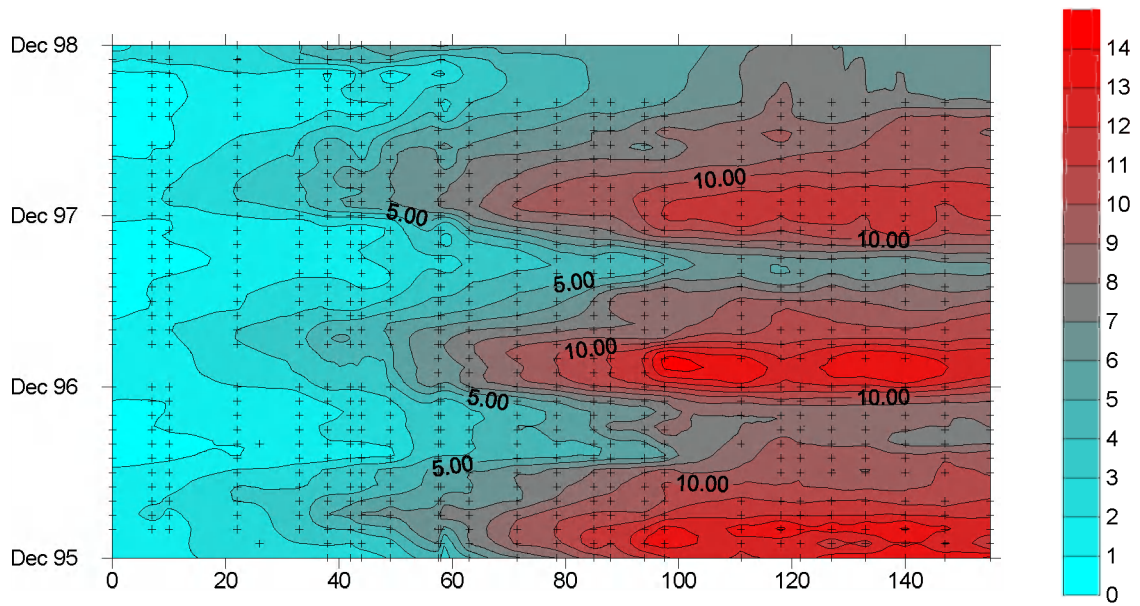


Fig. 14: Totaal stikstof in het Schelde-estuarium (mg N L⁻¹)

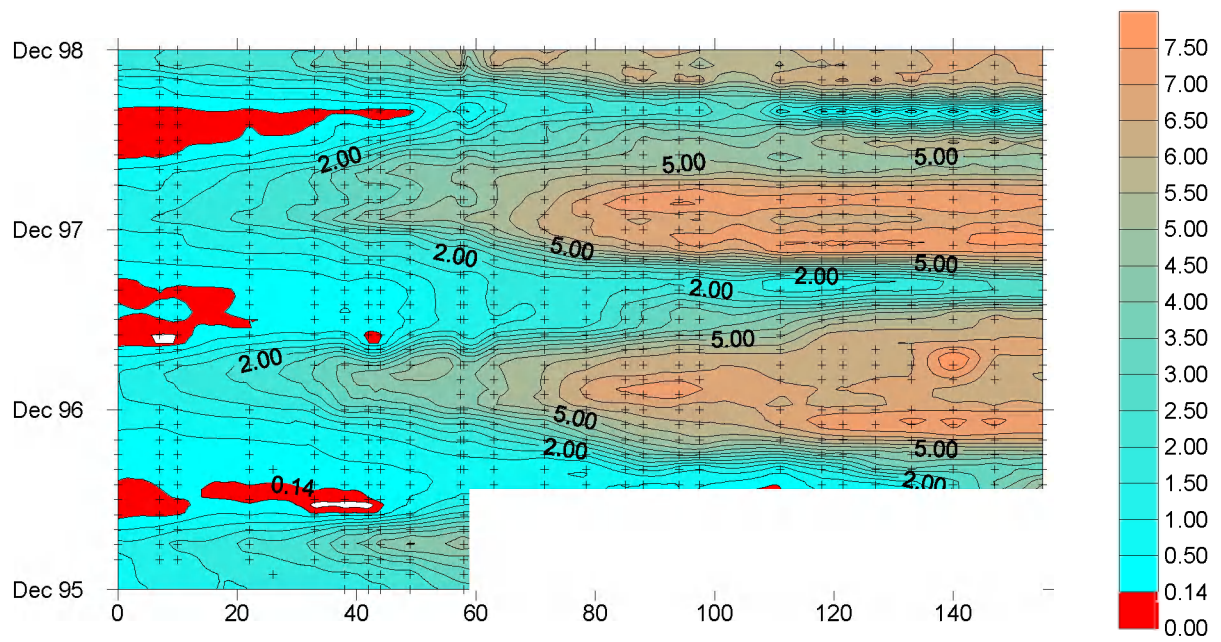


Fig. 15: Silicium in het schelde-estuarium (mg Si L⁻¹)

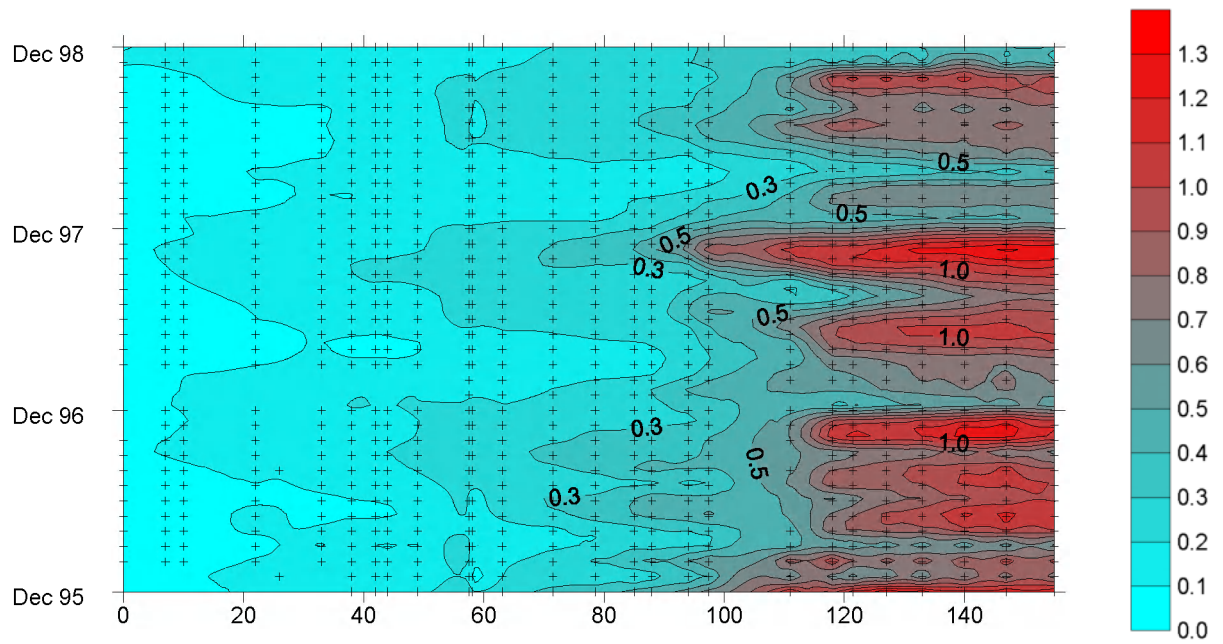


Fig. 16: Orthofosfaat in het Schelde-estuarium (mg P L⁻¹)

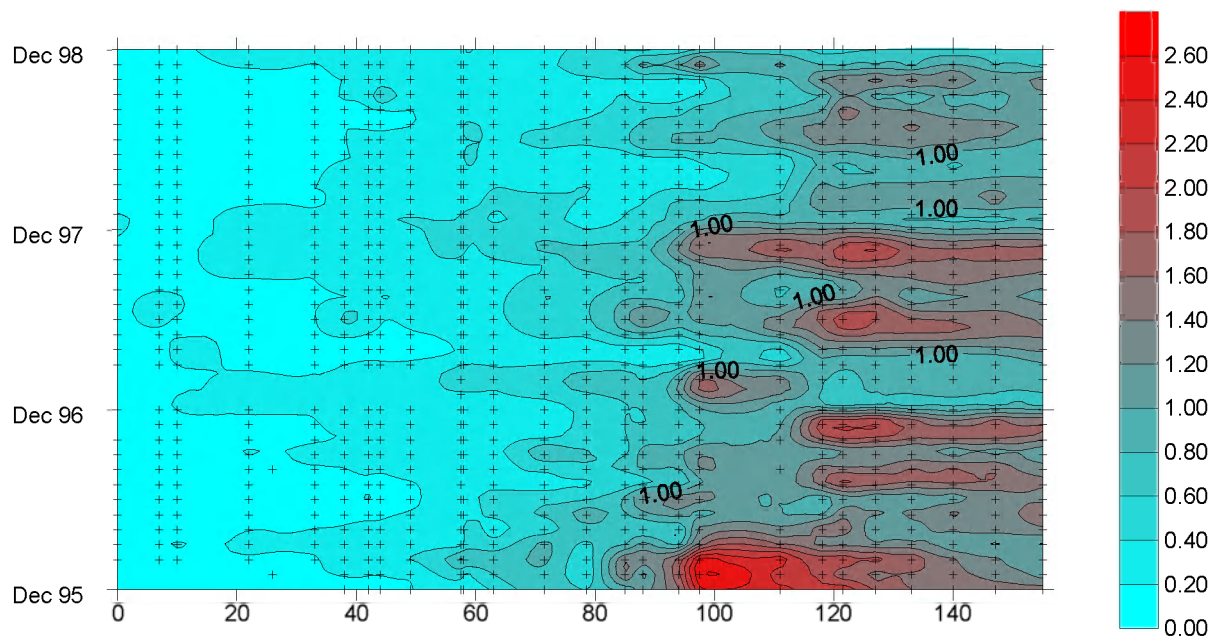


Fig. 17: Totaal fosfor in het Schelde-estuarium (mg P L⁻¹)

BIJLAGE 2

Dichtheden van de vissoorten in het Schelde-estuarium

Tabel: vervolg

Soort		Westerschelde	Beneden-Zeeschelde										Boven-Zeeschelde				
			Tot.	Tot.	Tot.	Tot.	Doel	km56	km 63	km 70	km 74	km 77	Tot.	km 82	km 85	km 88	km 93
			b	c	d	e	f	g	g	g	g	g	e	g	g	g	g
			1842	1945	1991-1993	1997	1994-1995	1995-1996					1997	1995-1996			
		a															
		1988-1989	1842	1945	1991-1993	1997	1994-1995	1995-1996					1997	1995-1996			
		ind./1000m2			ind./1000m ³	ind./fuiik/dag	ind./1000m ³	ind./fuiik/dag					ind./fuiik/dag	ind./fuiik/dag			
<i>Mariene (brakke) juveniele migranten</i>																	
Atherina presbyter	Koornaarvis	0,1-0,01	-	-	<0,1	<0,1	<0,01	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	
Clupea harengus	Haring	10-1	x	x	<1x<10	>5	37,48	<1	<1	>1	>1	<1	0,1-0,5	-	-	-	
Dicentrarchus labrax	Zeebaars	0,1-0,01	-	x	0,1<x<1	0,1-0,5	2,00	>1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	
Gadus morhua	Kabeljauw	1-0,1	x	x	-	-	<0,01	<1	<1	*	-	-	-	-	-	-	
Limanda limanda	Schar	100-10	-	-	*	0,1-0,5	0,01	>1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	
Merlangius merlangus	Wijting	10-1	x	x	*	<0,1	<0,01	*	-	*	-	-	-	-	-	-	
Pleuronectes platessa	Schol	100-10	x	x	<0,1	>5	<0,01	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	
Potamoschistus lozanoi	Lozano's grondel	>100	?	?	<1x<10	-	6,20	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	
Scophthalmus rhombus	Griet	0,1-0,01	x	x	-	0,1-0,5	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Solea solea	Tong	100-10	x	x	0,1<x<1	>5	0,03	>1	<1	*	-	-	-	-	-	-	
Trigla lucerna	Rode poon	0,1-0,01	x	x	*	<0,1	<0,01	<1	*	-	-	-	-	-	-	-	
Trisopterus luscus	Steenbolk	10-1	x	x	<0,1	-	<0,01	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	
Subtotaal aantal soorten		12	8	9	10	9	12	11	8	6	1	1	1	0	0	0	
<i>Mariene seizoenale migranten</i>																	
Belone belone	Geep	*	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Chelon labrosus	Diklipharder	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ciliata mustela	5-dradige meun	1-0,1	-	x	-	-	<0,01	*	*	-	-	-	-	-	-	-	
Engraulis encrasicolus	Ansjovis	0,1-0,01	x	x	<0,1	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sprattus sprattus	Sprot	100-10	x	x	>10	-	10,00	-	-	*	-	-	-	-	-	-	
Subtotaal aantal soorten		5	3	4	2	0	3	1	1	1	0	0	0	0	0	0	

Tabel: vervolg

Soort		Westerschelde	Beneden-Zeeschelde										Boven-Zeeschelde				
			Tot.	Tot.	Tot.	Tot.	Doel	km56	km 63	km 70	km 74	km 77	Tot.	km 82	km 85	km 88	km 93
		a	b	c	d	e	f	g	g	g	g	g	e	g	g	g	g
		1988-1989	1842	1945	1991-1993	1997	1994-1995	1995-1996					1997	1995-1996			
		ind./1000m2	ind./1000m³			ind./fuik/dag	ind./1000m³	ind./fuik/dag					ind./fuik/dag	ind./fuik/dag			
<i>Estuarien residente soorten</i>																	
Agonus cataphractus	Harnasmannetje	10-1	x	x	-	<0,1	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ammodytes tobianus	Zandspiering	10-1	x	x	<0,1	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aphia minuta	Glasgrondel	0,1-0,01	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Liparis liparis	Slakdolf	1-0,1	-	x	-	-	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Myoxocephalus scorpius	Zeedonderpad	1-0,1	x	x	-	0,1-0,5	<0,01	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pholis gunnellus	Botervis	*	-	-	-	-	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Platichthys flesus	Bot	10-1	x	x	<0,1	1-5	0,45	>1	>1	>1	-	<1	<0,1	-	-	-	-
Pomatoschistus minutus	Dikkopje	100-10	x	x	>10	-	74,33	<1	<1	<1	<1	<1	0,1-0,5	-	-	-	-
Potamoschistus microps	Brakwatergrondel	10-1	?	x	>10	-	46,29	>1	-	-	-	-	<0,1	-	-	-	-
Spinachia spinachia	Zeestekelbaars	-	-	-	-	-	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Syngnathus acus	Grote zeenaald	0,1-0,01	x	x	<0,1	0,1-0,5	<0,01	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-
Syngnathus rostellatus	Kleine zeenaald	10-1	?	x	<1x<10	-	14,47	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
Zoarces viviparus	Puitaal	0,1-0,01	x	x	<0,1	<0,1	<0,01	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subtotaal aantal soorten		12	7	11	10	5	12	5	4	3	1	2	3	0	0	0	0
<i>Diadrome soorten</i>																	
Acipenser sturio	Steur	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alosa alosa	Elft	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alosa fallax	Fint	0,1-0,01	x	x	-	-	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anguilla anguilla	Aal	1-0,1	x	x	0,1<x<1	1-5	0,16	>1	>1	>1	>1	<1	0,5-1	<1	<1	<1	<1
Coregonus lavaretus	Grote marene	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gasturosteus aculeatus	3-d. stekelbaars	1-0,1	?	x	0,1<x<1	0,1-0,5	0,19	<1	*	*	-	<1	1-5	-	-	-	-
Lampetra fluviatilis	Rivierprik	0,1-0,01	x	x	<0,1	-	0,06	*	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-
Liza ramada	Dunlipharder	*	-	x	<0,1	-	0,03	<1	*	<1	*	-	<0,1	-	-	-	-
Mugilidae species	harders	0,1-0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Osmerus eperlanus	Spiering	-	x	x	<1	0,5-1	0,06	<1	<1	-	*	-	-	-	-	-	-
Petromyzon marinus	Zeeprik	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Salmo salar	Atlantische zalm	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Salmo trutta	Zeeforel	-	-	*	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-
Subtotaal aantal soorten		6	9	7	5	3	6	6	5	3	4	3	3	1	1	1	1

[illegible]