

Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu

**Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek
verricht in 2012**

Tom Maris, Lotte Oosterlee & Patrick Meire [Red.]

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
Departement Biologie, Faculteit Wetenschappen
Universiteit Antwerpen

ECOBE

13-R173

Colofon

Tekst:

**Hoofdstuk 1 – 2: Maris, T. & P. Meire,
Universiteit Antwerpen.**

**Hoofdstuk 3: Brion, N., D. Verstraeten, C. Morgues & W. Baeyens
Vrije Universiteit Brussel (ANCH)**

**Hoofdstuk 4: International Marine & Dredging Consultants,
Antwerpen**

**Hoofdstuk 5: Buyze, E., J. Van Wichelen, R. Dasseville, I. Daveloose, T. Verstraete & W. Vyverman
Universiteit Gent.**

**Hoofdstuk 6: Kromkamp, J.
NIOO (Yerseke).**

**Hoofdstuk 7: Tackx, M., C. Sossou, S. Chambord, S. Gasmí & F. Azémar
EcoLab – Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement**

**Hoofdstuk 8: E. Dewitte & A. Goffin
VLIZ**

**Hoofdstuk 10: Maris, T., L. Oosterlee, S. Temmerman & P. Meire
Universiteit Antwerpen.**

Eindredactie en lay-out: Universiteit Antwerpen

Studie in opdracht van:

**Waterwegen en Zeekanaal N.V.
Afdeling Zeeschelde
Anna Bijns-gebouw
Lange Kievitstraat 111-113 bus 44
B-2018 Antwerpen**

Met dank aan:

De bemanning van de schepen Scheldewacht II, Veremans, Hondius en Scaldis I

De ondersteuning op het veld van J. Verschaeren en D. Van Pelt.

Het VMM-team voor de aangename samenwerking

Wijze van citeren: Maris, T. Oosterlee L. & Meire P. (Red.), 2013. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaphan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2012. ECOBE 013-R173 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Inhoudstafel

Hoofdstuk 1.	Inleiding	1.1
1.1.	OMES: meer dan 15 jaar monitoring en onderzoek.....	1.1
1.1.1.	Ontstaan	1.1
1.1.2.	Moneos.....	1.1
1.1.3.	Evaluatiemethodiek.....	1.4
1.2.	Samenvatting van de verschillende deelluiken	1.5
1.2.1.	Deelstudie 1: Organisatie en coördinatie	1.5
1.2.2.	Deelstudie 2: Basiswaterkwaliteit	1.5
1.2.3.	Deelstudie 3: Koolstofcyclus.....	1.6
1.2.4.	Deelstudie 4: Zwevende stoffen.....	1.6
1.2.5.	Deelstudie 5: Fytoplankton en fyto benthos.....	1.7
1.2.6.	Deelstudie 6: Studie naar de primaire productie	1.7
1.2.7.	Deelstudie 7: Zoöplankton	1.8
1.2.8.	Deelstudie 8: databeheer en communicatie	1.10
1.2.9.	Deelstudie 9: Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden	1.10
Hoofdstuk 2.	Basiswaterkwaliteit	2.1
2.1.	Inleiding	2.1
2.2.	Surface plots	2.1
2.3.	Hydrologisch en klimatologisch overzicht.....	2.2
2.4.	Chloride	2.4
2.5.	Zuurstof	2.6
2.6.	Chlorofyl a	2.9
2.7.	Biochemische zuurstofvraag	2.11
2.8.	pH	2.13
2.9.	Silicium	2.14
2.10.	Stikstof.....	2.15
2.11.	Fosfor.....	2.18
2.12.	Sulfaat.....	2.20
2.13.	Lichtklimaat	2.20
Hoofdstuk 3.	Koolstofcyclus in het Schelde-estuarium	3.1
3.1.	Introduction.....	3.1
3.2.	Material and methods.....	3.2
3.2.1.	Sampling	3.2
3.2.2.	Analysis methods.....	3.2

3.2.3.	Data source for the study of long term variations	3.3
3.3.	Results	3.3
3.3.1.	Present situation (January-December 2012).....	3.3
3.3.2.	Tidal variations in the Schelde and Rupel.....	3.5
3.3.3.	Tidal variations at the gate of the Lippenbroek marsh	3.5
3.3.4.	Long term variability (1997-2012)	3.7
3.4.	Reference	3.9
Hoofdstuk 4.	Zwevende stof in de Zeeschelde	4.1
4.1.	Inleiding	4.1
4.1.1.	De opdracht.....	4.1
4.1.2.	Doel van deze deeltaak (IMDC)	4.1
4.1.3.	Overzicht van deze studie	4.2
4.1.4.	Opbouw van dit hoofdstuk.....	4.2
4.2.	Beschrijving van de meetcampagne.....	4.2
4.2.1.	Het studiegebied	4.2
4.2.2.	Maandelijks campagnes	4.2
4.2.3.	tijcampagnes	4.4
4.2.4.	Meetprocedure	4.5
4.2.5.	Meetinstrumenten	4.6
4.3.	Verloop van de meetcampagnes.....	4.7
4.3.1.	Maandelijks campagne.....	4.7
4.3.2.	Tijcampagnes.....	4.8
4.4.	Methodiek voor de verwerking en visualisatie	4.11
4.4.1.	kalibratie van akoestische backscatter.....	4.11
4.4.2.	Visualisatie.....	4.11
4.4.3.	Beschrijving van de bijgeleverde digitale data	4.12
4.5.	Beschrijving van de resultaten	4.12
4.5.1.	Maandelijks monitoring.....	4.12
4.5.2.	Tijcampagnes.....	4.14
4.6.	Referenties	4.16
Hoofdstuk 5.	Fytoplankton en fyto bentos	5.1
5.1.	Abstract	5.1
5.2.	Monitoring phytoplankton biomass and community composition	5.2
5.2.1.	Methodology	5.2
5.2.2.	Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary in 2012	5.3
5.2.3.	Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary between 1996 and 2012.....	5.4

5.2.4.	Comparison of phytoplankton biomass between estuary and tributaries	5.4
5.2.5.	Phytoplankton community composition	5.8
5.2.6.	Correlation between chlorophyll a concentration and phytoplankton biomass	5.17
5.2.7.	Dynamics in chlorophyll a concentration during the tidal cycle	5.17
5.3.	Monitoring phytobenthos biomass and community composition on intertidal flats	5.19
5.3.1.	Methodology	5.19
5.3.2.	Phytobenthos biomass	5.19
5.3.3.	Phytobenthos species composition	5.22
5.4.	Future perspectives	5.23
5.5.	References	5.24
Hoofdstuk 6.	Studie naar de primaire productie	6.1
6.1.	Inleiding	6.1
6.2.	Materiaal en methoden.	6.2
6.2.1.	Monsternamen en locaties stations	6.2
6.2.2.	Primaire productie metingen.	6.3
6.3.	Resultaten	6.4
6.3.1.	Jaargemiddelde chlorofyl a: een vergelijking tussen de stations en tussen 2010 en 2011 6.4	
6.3.2.	Jaargemiddelde lichtverzwakkingscoëfficiënt (K_d): een vergelijking tussen de stations tussen 2010 t/m 2012	6.7
6.3.3.	watertemperatuur	6.8
6.3.4.	Lange termijn veranderingen in Chla in de Westerschelde?	6.10
6.3.5.	Fotosynthese parameters: een vergelijking tussen de stations in de 2010 t/m 2012	6.11
6.3.6.	13-uurs metingen	6.17
6.3.7.	Dagproducties.	6.19
6.4.	Microfytobenthos (in samenwerking met Jeroen van Wichelen, Universiteit Gent)	6.25
6.4.1.	Monsterlocaties en methoden	6.25
6.4.2.	Resultaten MPB biomassa	6.26
6.4.3.	Resultaten MPB fotosynthese parameters	6.28
6.4.4.	Microfytobenthos primaire productie	6.32
6.5.	Conclusies	6.35
6.6.	Referenties	6.36
Hoofdstuk 7.	Micro- en mesozooplankton	7.1
7.1.	Summary	7.1
7.2.	Introduction	7.2
7.3.	Material and Methods	7.3

7.3.1.	Sampling microzooplankton	7.3
7.3.2.	Analysis microzooplankton.....	7.3
7.3.3.	Sampling and analysis mesozooplankton.....	7.3
7.3.4.	Comparison with the Westerschelde zooplankton	7.4
7.3.5.	Genetic characterization of <i>Eurytemora affinis</i>	7.4
7.3.6.	Data analysis and presentation	7.5
7.4.	Results	7.5
7.4.1.	Long term trends in yearly mean abundance of zooplankton groups.	7.5
7.4.2.	Spatio-temporal distribution of zooplankton groups.....	7.9
7.4.3.	Comparison with the Westerschelde zooplankton community.....	7.11
7.4.4.	Genetic characterization of <i>E. affinis</i>	7.11
7.5.	Discussion and perspectives.....	7.14
7.6.	Acknowledgements	7.15
7.7.	References.....	7.16
Hoofdstuk 8.	Opwaardering van de OMES databank	8.1
8.1.	Inleiding	8.1
8.2.	Databank	8.1
8.2.1.	Toevoegen van gegevens aan de databank	8.1
8.2.2.	Extractie db uit IMERS	8.2
8.2.3.	Exports.....	8.3
8.2.4.	Rapportering OMES data in kader van Vlaams-Nederlandse samenwerking – T2009	8.3
Hoofdstuk 9.	Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden	9.1
9.1.	Inleiding	9.1
9.2.	Burchtse Weel: Onderzoek naar knelpunten en potenties.....	9.1
9.2.1.	Inleiding	9.1
9.2.2.	Probleemstelling.....	9.2
9.2.3.	Opties voor beheer.....	9.11
9.2.4.	Besluit	9.14
9.3.	Lippenbroek: opzet.....	9.15
9.3.1.	Inleiding	9.15
9.3.2.	Onderzoeksvragen.....	9.15
9.3.3.	Monitoringsopzet Lippenbroek.....	9.15
9.4.	Sedimentatie en erosie in het Lippenbroek	9.17
9.4.1.	Inleiding	9.17
9.4.2.	Methodiek	9.18
9.4.3.	Resultaten en discussie: SET.....	9.19

9.4.4.	Resultaten en discussie: Marker horizons.....	9.23
9.4.5.	Resultaten en Discussie: Erosie en kreekvorming.....	9.25
9.5.	Bodemfysica en –chemie in het Lippenbroek	9.26
9.5.1.	Inleiding.....	9.26
9.5.2.	Materiaal en methode.....	9.26
9.5.3.	Resultaten.....	9.27
9.6.	Vegetatie-ontwikkeling in het Lippenbroek	9.43
9.6.1.	Materiaal en methode.....	9.43
9.6.2.	Resultaten.....	9.44
Hoofdstuk 10.	Bijlagen	10.1

Hoofdstuk 1. Inleiding

1.1. OMES: meer dan 15 jaar monitoring en onderzoek

1.1.1. Ontstaan

Maar dan vijftien jaar lang reeds volgt het monitorings- en onderzoeksprogramma OMES (Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan) de waterkwaliteit van de Zeeschelde op. De Zeeschelde heeft immers grote ingrepen ondergaan, en het was duidelijk dat hieraan een uitgebreid monitoring programma moest gekoppeld worden. Het moet toelaten effecten van verschillende ingrepen te evalueren en kennis op te bouwen over het systeem om toekomstige ontwikkelingen in te schatten. Een estuarium is echter een zeer complex systeem dat door verschillende (menselijke) factoren wordt beïnvloed. Monitoring moet dan ook gebeuren vanuit verschillende onderzoeksdomeinen. OMES is een project waarin wetenschappers van verschillende onderzoeksdomeinen, van verschillende universiteiten en onderzoekscentra, een gezamenlijk en geïntegreerd monitoringsprogramma uitvoeren.

OMES werd opgestart om de effecten van het Sigmaplan op het milieu in kaart te brengen. De stormvloed van 3 januari 1976 en de er op volgende overstromingen gaven aanleiding tot de uitvoering van dit omvangrijke plan dat het gehele Zeescheldebekken dient te beschermen tegen overstromingen. Na een nieuwe storm in 1994, met de hoogste waterstanden ooit gemeten op de Zeeschelde, werd hiertoe een nood- en urgentieprogramma goedgekeurd. De uitvoering hiervan diende wel te passen binnen een integrale visie op het beheer van de waterlopen. Dit leidde tot een Algemene Milieu-Impact studie voor het Sigmaplan en aansluitend tot een Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan, OMES genaamd (Meire *et al.*, 1997; Van Damme *et al.*, 2001). Het OMES-project had tot doel de biogeochemische kennis van de Zeeschelde te actualiseren en in belangrijke mate uit te breiden. Als vervolg hierop werd een uitgebreid monitoringprogramma opgestart: "Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu", meestal kortweg OMES genaamd.

Deze OMES monitoring loopt sinds december 1995. Verderzetting van deze monitoring is cruciaal voor het verder uitbouwen van de kennis van de Zeeschelde. Monitoring wordt pas echt waardevol als de metingen systematisch, over lange periode worden volgehouden. Dan pas kunnen langetermijneffecten, trends onderscheiden worden van kortetermijnvariaties. In de nieuwe visie waarbij veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid tezamen worden aangepakt, is een goede kennis van het estuariene ecosysteem van de Schelde onontbeerlijk. OMES is immers een belangrijk instrument geworden bij het wetenschappelijk onderzoek en het uitstippelen van een duurzaam beleid in het estuarium.

1.1.2. Moneos

In het voorjaar 2008 werd Moneos voorgesteld: een programma voor geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium, zowel in Nederland als Vlaanderen. Het Moneos programma geeft een omschrijving van een monitoring die wenselijk is om evoluties in de Schelde te beschrijven en oorzaak-gevolg relaties te achterhalen. Dat is essentieel om op een wetenschappelijk verantwoorde manier het estuarium te beheren.

Het plan omvat verschillende aspecten van het Schelde ecosysteem, gaande van hydro- en morfodynamiek, diversiteit habitats, fysico-chemie, ecologisch functioneren en diversiteit soorten.

Veiligheid is als een afzonderlijk luik opgenomen. Het plan werd opgesteld op basis van informatie over lopende projecten (er werd immers al heel veel gemeten in de Schelde) en in overleg met verschillende betrokken instanties en experts. Er bleek nog te weinig sprake van een goede integratie van de verschillende meetprogramma's en er waren nog een aantal belangrijke hiaten.

In het kader van Moneos werd ook OMES onder de loep genomen. Er was een grote mate van overlap voor een aantal parameters tussen het OMES programma en de metingen van VMM. OMES en VMM hanteerden wel soms verschillende staalnametechnieken. Zo bemonsterde OMES tijonafhankelijk, VMM tijafhankelijk. Het was meer dan duidelijk dat voor een coherente, geïntegreerde monitoring, meer samenwerking tussen VMM en OMES nodig was.

Uit de Moneos studie kwam nogmaals pijnlijk aan het licht dat de Rupel ondervertegenwoordigd was in alle monitoringsprogramma's. Om fytoplanktonbloei en bijgevolg het ecosysteemfunctioneren op te volgen was een maandelijkse monitoring ook onvoldoende. Met maandelijkse staalname werden bv pieken in algenbloei gemist. De frequentie van staalname moest bijgevolg beter afgestemd worden op de frequentie van te volgen fenomenen.

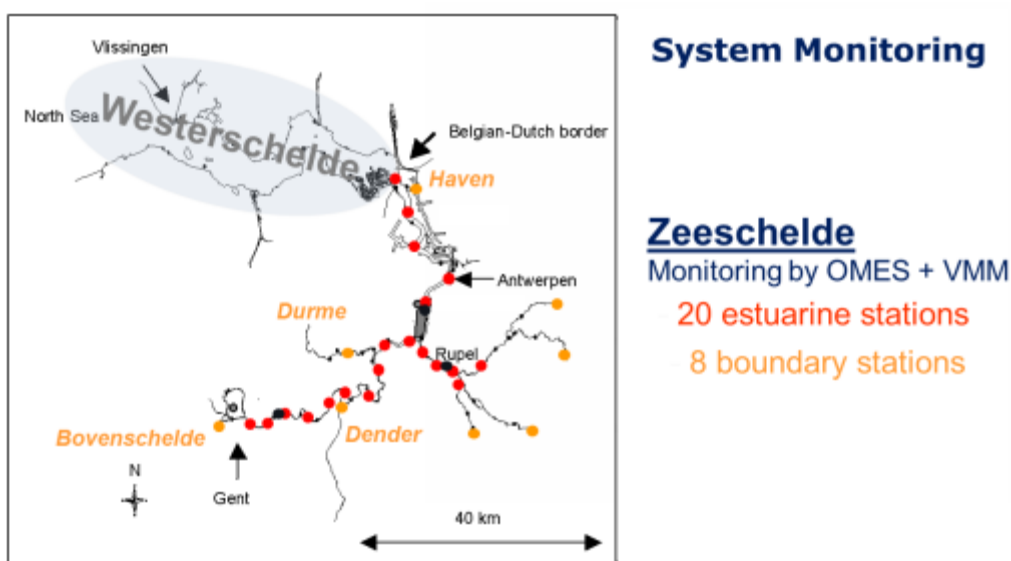
Daarom werd in 2009 het OMES programma aangepast aan de opmerkingen en noden gesteld binnen MONEOS. Daarom werden vanaf januari 2009 volgende aanpassingen doorgevoerd, die nog steeds worden aangehouden. Elke monitoringscampagne wordt opgedeeld in 3 vaardagen, telkens een maandag, dinsdag en woensdag:

Dag 1: Beneden-Zeeschelde: vertrek te Antwerpen, afvaart tot station Grens en vanaf daar opvarend meten tot Temse. Terugvaart naar Antwerpen.

Dag 2: Rupel: vertrek te Boom, opvaren tot Dijle en Netemonding. Afvarend meten tot Rupelmonde. Vanaf daar opvarend meten tot Baasrode en terugkeer per minibus naar Boom.

Dag 3: Boven-Zeeschelde: Vertrek te Dendermonde, opvarend meten tot Melle. Terugvaart naar Dendermonde.

Een overzicht van de oude en huidige stations en de verdeling over de diverse vaardagen wordt gegeven in [Tabel 1.2](#). In de zomerperiode werd de frequentie van meten verhoogd van eens per maand naar tweemaal per maand ([Tabel 1.1](#)), met als doel de algenbloei en andere biologische fenomenen beter in kaart te brengen. [Figuur 1.1](#) geeft een overzicht van de huidige estuariene meetpunten en boundaries.



Figuur 1.1: Overzicht van de locaties voor de systeemmonitoring in OMES

Tabel 1.1: Vaardagen voor de monitoringscampagne 2012 in de Zeeschelde en Rupelbekken

		jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
campagne 1	ma	16	6	5	2	7	4	2	6	10	22	12	10
	di	17	7	6	3	8	5	3	7	11	23	13	11
	wo	18	8	7	4	9	6	4	8	12	24	14	12
	do												
campagne 2	ma				16	21	18	16	27	24			
	di				17	22	19	17	28	25			
	wo				18	23	20	18	29	26			
	do												

Tabel 1.2 Overzicht van stations en indeling in vaardagen voor 2008 en het nieuwe schema dat vanaf 2009 actief is.

Station	Omes 2009	Omes 2008	description	km from mouth
mouth				0
Grens	day 1	day 1	Zandvliet, Noordzeeterminal	58
Liefkenshoek	day 1	day 1	Liefkenshoektunnel	63.5
Melsele	day 1	day 1	Punt van Melsele	71
Antwerpen	day 1	day 1	Steen	78
Kruikeke	day 1	day 1	veer	85
Bazel		day 1	veer	89
mouth Rupel				92
Steendorp	day 1	day 1	kerk	94
Temse	day 1	day 2	ponton	98.5
Lippenbroek	day 1	day 2	Hamme (Driegoten)	103.5
Mariekerke			veer	107
Baasrode	day 2	day 2	ponton	113
Vlassenbroek			kapel	118
Dendermonde	day 2	day 3	brug	121
St. Onolfs	day 2	day 3	Bocht v Damme	125
Appels	day 2	day 3	veer	128
Uitbergen	day 2	day 3	brug	138
Wetteren	day 2	day 3	baanbrug	145
Melle	day 2	day 3	brug	151
Niel		day 2		
Boom		day 2	spoorbrug	98
Rumst		day 2		
Nete		day 2		
Dijle		day 2		
Bovenschede	boundary	boundary	boundary	
Durme	boundary	boundary	boundary	
Dender	boundary	boundary	boundary	
Haven	boundary	boundary	boundary, sluis, dokzijde	
Grote Nete		boundary		
Kleine Nete		boundary		
Dijle		boundary		
Zenne		boundary		

1.1.3. Evaluatiemethodiek

Bij de uitwerking van de analyses in dit rapport is soms reeds gebruik gemaakt van de hiertoe ontwikkelde Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium (fase 2) (Holzhauer et al., 2011). Deze methodiek werd in 2011 door Deltares en Universiteit Antwerpen in opdracht van de Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie ontwikkeld om op basis van de MONEOS dataset het functioneren van het Schelde-estuarium te evalueren. Er bestonden natuurlijk reeds verschillende beoordelingskaders (o.a. inzake veiligheid, Kaderrichtlijn Water, Habitatrichtlijn), maar een overkoepelende evaluatie van het systeem ontbrak. Ter ondersteuning van beheer en beleid is echter een overkoepelende evaluatie gewenst. Het Schelde-estuarium is immers een complex systeem en continu in verandering. Om economische, veiligheids- en natuurbelangen veilig te stellen, hebben Nederland en Vlaanderen samen een integrale aanpak uitgewerkt, de Langetermijnvisie (LTV), waaruit de Ontwikkelingsschets 2010 volgde. Hierna volgde het gemeenschappelijk monitoringsprogramma MONEOS, met als doel om de juiste parameters op de juiste plaats met de juiste frequentie te meten. Echter gaven de data uit dit programma nog geen pasklaar antwoord voor het beheer en beleid. Daarvoor is de Evaluatiemethodiek ontwikkeld met als uitgangspunten de beleidsdoelstellingen uit de LTV en het goed functioneren van het ecosysteem. Het vertrekpunt is dus niet een historische of ongerepte referentie. De evaluatie streeft geen eenzijdige consolidatie van de huidige toestand na, wel een systeem dat goed functioneert. Het estuarium moet de vrijheid krijgen om te kunnen evolueren binnen de grenzen van dat goede functioneren. De methodiek biedt de mogelijkheid diverse ontwikkelingsrichtingen tijdig te herkennen en te evalueren, ter ondersteuning van een adaptief beheer. De methodiek wordt in dit T2009 rapport voor het eerst toegepast om daarna elke 6 jaar een evaluatie van het Schelde-estuarium uit te voeren.

De evaluatiemethodiek is opgebouwd rond de drie hoofdfuncties van de LTV: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid. Vanuit deze functies is een beperkte set communicatie-indicatoren ontwikkeld. Voor de evaluatie van Natuurlijkheid zijn vijf communicatie-indicatoren opgesteld: Plaat- en geulsystemen, Leefomgeving, Waterkwaliteit, Ecologisch functioneren, Flora en Fauna. Het OMES monitoringsprogramma zal in hoofdzaak data aanleveren voor de communicatie-indicator Waterkwaliteit.

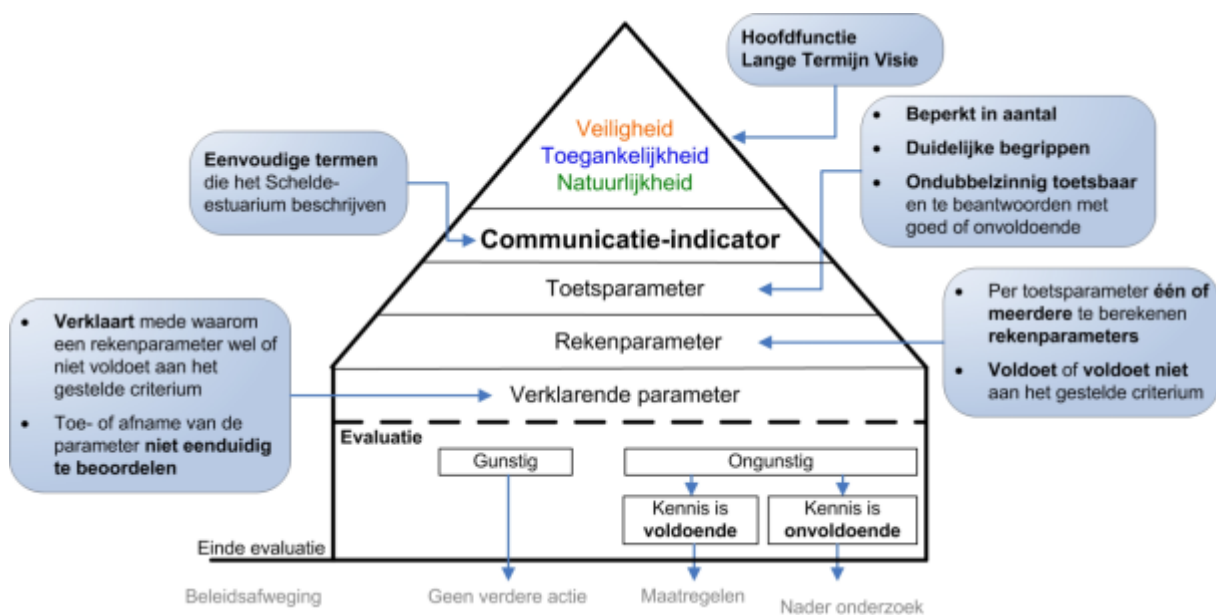
Elke communicatie-indicator is uitgewerkt in een zelfstandig hoofdstuk in de evaluatiemethodiek, waarbij de beoordeling een getrapte aanpak volgt: de piramide-aanpak ([Figuur 1.2](#)). Bovenaan de piramide staat de communicatie-indicator. Deze wordt beoordeeld door de onderliggende niveaus te doorlopen.

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

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

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

Binnen deze evaluatie kan geen volledige beoordeling van een piramide uitgevoerd worden, omdat hiervoor input vereist is vanuit andere disciplines die niet in Omes vervat zitten. Maar verschillende reken-, toets- of verklarende parameters kunnen wel bepaald en beoordeeld worden. In het hoofdstuk Basiswaterkwaliteit worden reeds een aantal rekenparameters uit de methodiek uitgewerkt.



Figuur 1.2: Schematische weergave 'piramide-aanpak'

1.2. Samenvatting van de verschillende deelluiken

Het OMES monitoringsprogramma is opgesplitst in meerdere deelluiken, elk uitgevoerd door verschillende partners, gecoördineerd door de Universiteit Antwerpen. In dit rapport worden de voornaamste resultaten van elk deelluik weergegeven. Gezien de samenstelling van de verschillende onderzoeksteams met internationale wetenschappers, zijn sommige deelluiken in het Engels weergegeven. In dit hoofdstuk wordt van elk perceel een beknopte Nederlandstalige samenvatting gegeven.

1.2.1. Deelstudie 1: Organisatie en coördinatie

Deze deeltaak omvat het organisatie en coördinatie van de OMES meetcampagnes. Dit eerste hoofdstuk belicht een deel van die activiteiten. Onderzoek zelf zit niet in de deeltaak vevat, zodat er geen afzonderlijk hoofdstuk aan wordt geweid.

1.2.2. Deelstudie 2: Basiswaterkwaliteit

Sinds de start van de metingen in 1995 is de waterkwaliteit spectaculair verbeterd. De omslag van een zuurstofarm, door respiratie gedomineerd systeem naar een zuurstofrijker, autotroof systeem deed zich voor rond 2003. Sinds dan is zuurstof sterk gestegen en voldoet anno 2012 bijna aan de Moneos criteria voor een goede waterkwaliteit. De biochemische zuurstofvraag is de voorbije decennia zeer sterk gedaald, al lijkt deze daling in 2012 gestagneerd. Chlorofyl a, als maat voor algenbloei, neemt duidelijk af. Dit wijst mogelijk op een verder herstel van de zoöplanktongemeenschap en een controle van algenbloei door begrazing.

De dalende trend voor stikstof (TDIN) is afgenomen, voor ammonium was er zelfs een lichte toename in 2012. Ook fosfor, dat eind jaren '90 een zeer sterke daling kende, nam in 2012 niet meer verder af. Beide elementen (N en P) zijn echter nog steeds in overmaat aanwezig.

Het lichtklimaat vertoonde 2012 een gelijkaardig patroon aan voorgaande jaren.

1.2.3. Deelstudie 3: Koolstofcyclus

Het schelde estuarium staat aan de uitlaat van één van Europa's meest bevolkte rivierbekkens (425 inw/km²) en ontvangt daardoor grote hoeveelheden koolstof, gedeeltelijk afkomstig van afvalwater emissies. Voor de jaren 1990 waren er maar weinig rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZIs) in het Schelde stroomgebied en de hoge turbiditeit en intense microbiele verwerking van organisch materiaal en ammonium zorgden voor sterk zuurstoftekort in de zomer. Tegenwoordig wordt het grootste deel van rioolwater gezuiverd vooraleer het in de Schelde belandt wat voor héél wat betere zuurstofcondities heeft gezorgd, en wat ook de koolstofcyclus sterk veranderd heeft. Deze deelstudie heeft als doel de hedendaagse en lange termijn koolstof dynamiek in het estuarium te beschrijven en te begrijpen.

Het jaar 2012 vertoont een klassieke seizoensgebonden evolutie voor de C dynamiek. In de winter (tot eind maart 2012) is er weinig microbiele activiteit buiten respiratie: het water heeft maximale CO₂ concentraties met lage $\delta^{13}\text{C-DIC}$, en minimale POC met hoge $\delta^{13}\text{C-POC}$. De lente ziet voor het zoetwater stroomopwaarts gedeelte van het estuarium de invloed van fytoplankton en actieve primaire productie: de CO₂ concentraties dalen en $\delta^{13}\text{C-DIC}$ stijgen terwijl $\delta^{13}\text{C-POC}$ dalen. Opvallend voor 2012 zijn de gemiddeld hogere CO₂ concentraties, lagere $\delta^{13}\text{C-DIC}$, en hogere DOC concentraties – wat erop zou kunnen wijzen dat de gemiddelde primaire productie wat lager was in 2012 dan voorgaande jaren.

Op lange termijn vertoont de C dynamiek ook interessante trends. Betreffende organisch vormen van koolstof, is er duidelijk een daling van het opgelost DOC na 2007, al zijn er soms nog winterpieken te zien in het zoetwater gedeelte van het estuarium, en zijn de concentraties in 2012 ook weer hoger. Dit komt overheen met de start van het RWZI Brussel-Noord, het grootste van het Schelde stroomgebied met zijn 1,100,000 eq.inw capaciteit, maar zou ook gelinkt kunnen zijn met de opkomst van een actieve mixotrofische fytoplankton gemeenschap. Verdere studies omtrent de complexe hedendaagse DOC dynamiek en link met fytoplankton gemeenschap zijn echter nodig vooraleer conclusies getrokken kunnen worden.

In tegenstelling tot DOC zien we weinig verschillen in de POC concentraties wat waarschijnlijk grotendeels te wijten is aan het “particulair” gedrag van deze C pool die mee sedimenteert en suspendeert met de zwevende stof. Wel is er een kleine maar duidelijke dalende trend te zien in de relatieve koolstof verhouding van het particulier materiaal. Voor de anorganische vormen zien we ook duidelijk een dalende trend vanaf 2007 terwijl de $\delta^{13}\text{C-DIC}$ een stijgende trend vertoont. Beiden zijn te verklaren door een afnemende heterotrofe respiratie, te wijten aan minder organisch materiaal emissies naar de Schelde, en een toenemende primaire productie.

1.2.4. Deelstudie 4: Zwevende stoffen

Deelopdracht 4 volgt de concentratie aan zwevende stoffen op in de ganse waterkolom, en linkt deze aan stroomsnelheden. De concentraties liggen anno 2012, vergeleken met de vorige jaren, lager liggen. Een sedimentconcentratiepiek komt voor op circa 80 km van de monding nabij meetstation Antwerpen. De uitstroom van de Rupel schijnt weinig effect te hebben op de sedimentconcentraties in de Schelde.

De 13-uursmetingen aan Schoonaarde, Terhagen en Kruibeke werden allemaal bij springtij condities uitgevoerd. De hoogste stroomsnelheden komen voor tijdens de vloedfase ongeveer 1 uur voor HW. De dieptegemiddelde sedimentconcentratie tijdens de 13-uursmetingen aan Schoonaarde varieert tussen 35 en 150 mg/l, aan Terhagen tussen 80 en 320 mg/l en aan Kruibeke tussen 120 en 450 mg/l. De hoogste concentraties aan Schoonaarde komen voor tijdens HW terwijl aan Terhagen en Kruibeke ± 2 uur na HW. Opvallend aan locatie Terhagen is dat er een stijging in sedimentconcentratie wordt waargenomen van ± 5 u na HW tot aan de LW kentering vooral nabij de bodem. Tijdens dit moment is het sedimentconcentratieverschil tussen boven- en onderaan het grootst.

13-uursmetingen voor Lippenbroek tonen dat de stroomsnelheden in de kil doorgaans zeer laag zijn, met snelheden die niet de 0.4 m/s overschrijden. Eveneens is er geen eenduidige richting waarneembaar. Het water klotst als het ware heen en weer in alle richtingen. De gemeten concentraties zijn laag, ze blijven steeds onder 150 mg/l en zijn homogeen verspreid. Tijdens de inwateringsfase voor de meting in februari, specifiek tussen een uur vóór HW en een half uur na HW, zijn de snelheden hoger, nemen de concentraties toe maar is de stroomrichting niet goed definieerbaar. Er worden zwevende stof concentraties gemeten die tot over 500 mg/l gaan. Tot juist voor HW komen deze hogere concentraties vooral aan de Scheldezijde nabij de bodem voor. Eens voorbij HW verdwijnen deze hoge concentraties en in de kil is de concentratie ongeveer 100 mg/l.

1.2.5. Deelstudie 5: Fytoplankton en fyto benthos

Het jaar 2012 wordt gekenmerkt door hoge pieken in chlorofyl a (maat voor algenbloei). Twee perioden van bloei kwamen voor in de meest opwaartse zones van het estuarium. Net als voorgaande jaren was er ook een kleine lentebloei in de brakke zone nabij de grens.

De soortensamenstelling van het fytoplankton werd hoofdzakelijk gedomineerd door diatomeeën, vooral dan in zomer en najaar. Net zoals vorig jaar, waren *Thalassiosira nodulolineata*, *Cyclotella meneghiana/scaldensis*, *Actinocyclus normanii* en *Stephanodiscus hantzschii* de meest voorkomende soorten tijdens de bloei. Er is wel een opmerkelijke verschuiving gaande sinds 2011, waarbij de kleine diatomee *Cyclotella meneghiana/scaldensis* de grotere *Actinocyclus normanii* verdringt als meest dominante soort. Chlorofyten kwamen in 2012 meer voor dan voorgaande jaren, met *Pediastrum*, *Desmodesmus* en *Tetrastrum* als dominante soorten.

Fyto benthos werd op 5 plaatsen, langsheen een transect op de slikken, opgevolgd in de Zeeschelde. In het algemeen nam het chlorofyl a gehalte op de slikken toe van de laagwaterlijn naar de hoogwaterlijn. De chl a waarden lagen een stuk hoger dan voorgaande jaren. Maxima werden waargenomen in april op de slikken van het Groot Buitenschoor, een tweede, kleiner maximum deed zich voor te Appels in juni. In de brakke zone waren diatomeeën steeds de meest dominante groep, in het zoete waren ook euglenofyten en groenalgen vaak abundant aanwezig.

1.2.6. Deelstudie 6: Studie naar de primaire productie

Deze deelstudie beschrijft de seizoensveranderingen in fytoplankton biomassa (als chlorofyl-a), de bijbehorende fotosynthese parameters en de primaire productie in de jaren 2010, 2011 en 2012. In deze deelstudie worden ook de patronen beschreven in het Nederlandse deel van het Schelde estuarium om zo een meer compleet beeld te geven van het functioneren van het gehele Schelde estuarium. Er zijn aanzienlijke ruimtelijke verschillen in fytoplankton biomassa en primaire productie tussen de verschillende locaties in de Westerschelde, Schelde en haar aanvoerende rivieren. Maar ook de jaarlijkse fluctuaties zijn groot. In dit rapport worden ook de resultaten van de primaire productie van het microfyto benthos beschreven. De conclusies zijn in het kort als volgt worden samengevat:

- Er is grote jaarlijkse variatie in de fotosynthese parameters en de primaire productie, en de primaire productie is hoger in de Schelde dan in de Westerschelde. Dit ligt voor een groot deel aan de geringere diepte en dus de gunstiger verhouding fotische diepte : mengdiepte.
- Behalve variaties in de grootte van de jaarproducties is er ook jaarlijkse variatie in de timing van de primaire productie.
- Opvallend is een sterke toename van de fytoplanktonbloei in de grensstreek, die voor het eerst optrad in 2008. Het water is ook troebeler geworden.
- 13-uursmetingen in de Schelde laten zien dat er weinig dagelijkse ritmiek is in de fotosynthese parameters, zoals ook in een eerder rapport is beschreven.
- De primaire productie lijkt goed te schatten uit het product van de chl a -concentratie, de dagelijkse instraling en de fotische diepte, echter de parameter waarden vertonen jaarlijkse fluctuatie en zijn op dit moment slecht te voorspellen.
- Primaire productie door microfytobenthos levert een belangrijke bijdrage aan de totale productie van de microalgen de Schelde en haar estuarium en de primaire productie per m² van het MPB kan die van het fytoplankton overtreffen, maar de totale bijdrage van MPB primaire productie is natuurlijk ook afhankelijk van het oppervlak aan intergetijdengebied in de verschillende compartimenten.
- Er lijkt minder seizoensvariatie in de MPB PI-parameters te zitten dan in die van het fytoplankton.
- $P_{\max}^B$ waarden van het fytoplankton en MPB zijn niet significant verschillend, maar α^B van het MPB is significant lager dan die van het fytoplankton.
- Het dient aanbeveling de hoogteligging van de verschillende stations waarop het MPB wordt bemonsterd te meten. Dit is noodzakelijk voor een goede schatting van de primaire productie van het MPB.

1.2.7. Deelstudie 7: Zoöplankton

De maandelijkse staalnames voor micro – en mesozöoplankton werden voortgezet in 2012, inclusief de twee-wekelijkse staalnamen gedurende het groeiseizoen (zomeerhalfjaar), in overeenkomst met de MONEOS richtlijnen.

Uit de aanvulling van de lange termijnreeks (1996-2012) voor crustaceeën (copepoden en cladoceren) blijkt dat de zoöplankton-gemeenschap in de Zeeschelde een duidelijke wijziging in samenstelling heeft ondergaan. In de loop van de jaren is de jaargemiddelde abundantie van calanoïde copepoden sterk toegenomen in het zoetwatertraject, terwijl geen duidelijk trend is waar te nemen in het brakwatertraject. De calanoïden toename is vooral te wijten aan *Eurytemora affinis*. Sinds de spectaculaire toename *E. affinis* in het zoetwater traject gedurende 2007-2008, is de abundantie van deze soort opnieuw gedaald in 2009 en 2010, maar dan weer toegenomen gedurende 2011 en 2012. *E. affinis* heeft zich dus 'gevestigd' in het zoetwatertraject. Opvallend is ook dat *E. affinis* heden ten dage ook in de zomer aanwezig is, terwijl deze soort voorheen een typische voorjaarssoort was.

Anderzijds is de abundantie van cyclopide copepoden systematisch afgenomen sinds 2007 in het zoetwatertraject. Harpacticiden zijn zeer zeldzaam, en voornamelijk beperkt tot het brakwatertraject. Cladoceren vertonen over de gehele tijdsreeks een wisselend abundantie patroon, met een toename in de periode 2002-2007, gevolgd door lagere abundanties sinds 2008. Cladoceren blijven vooral in het zoetwatertraject voorkomen, met occasionele waarnemingen meer stroomafwaarts.

De ontwikkeling van *E. affinis* in het zoetwatertraject heeft de samenstelling van de mesozoöplankton gemeenschap substantieel gewijzigd. Binnen dit traject bedroeg de bijdrage van *E. affinis* tot de abundantie van copepoden maximaal 12 % tot 2006. Sinds dan varieert deze van 44 tot 89 %. Ten opzichte van de totale crustaceeën gemeenschap (Copepoden en Cladoceren), maakt *E. affinis* in het brakwatertraject tussen 37 en 90 % uit, zonder duidelijk patroon in de tijd. In het zoetwatertraject, is het aandeel van *E. affinis* in de crustaceeëngemeenschap toegenomen van < 20 in de periode 1996-2007, tot 22 à 71 % sinds 2008.

Omdat in 2007-2009 *E. affinis* eveneens in belangrijke abundantie aanwezig was in de Durme en de Rupel, stelde zich de vraag of de recente populatie stroomopwaarts in de Schelde afkomstig is van de brakwaterpopulatie, dan wel van de zijrivieren. Deze vraag is belangrijk i.v.m. de waterkwaliteit van de Schelde. Mialet et al. (2011) hebben namelijk aangetoond dat het *E. affinis* alleen stroomopwaarts aanwezig is als de zuurstofconcentratie daar voldoende hoog is ($> 4,0 \text{ mg L}^{-1}$) en als de zuurstofconcentratie in het middendeel van de Schelde, waar nog sporadisch zuurstofminima voorkomen, eveneens een bepaalde drempel waarde overschrijdt ($1,3 \text{ mg L}^{-1}$). Omdat *E. affinis* een soortencomplex is, waarvan de subsoorten niet morfologisch te onderscheiden zijn, is genetische karakterisatie uitgevoerd op *E. affinis* stalen genomen op de Schelde stations 'grens' (stroomafwaarts), Uitbergen (stroomopwaarts) en Antwerpen (tussenin). De Durme en de Rupel werden eveneens bemonsterd. Uit SSGI analyses blijkt dat de populaties van *E. affinis* die in afkomstig van Grens en Uitbergen licht genetisch verschillend zijn, maar de aanwezigheid van een hybride populatie te Antwerpen toont aan dat het hier wel degelijk om één soort gaat. De individuen uit Durme en Rupel zijn genetisch quasi-identiek, maar sterk verschillend van die in het Schelde estuarium. Gezien geen hybriden tussen de 'Schelde' en 'zijrivieren' populaties werden aangetroffen, mogen we stellen dat het hier om twee verschillende soorten gaat. Het is dus duidelijk dat de recent ontwikkelde *E. affinis* populatie in het zoetwatertraject van de Schelde dezelfde soort is als diegene die bij het begin van de OMES waarnemingen enkel stroomafwaarts van Antwerpen werd aangetroffen. Kennelijk heeft deze soort zich dus kunnen ontwikkelen in het zoetwatertraject t.g.v. de verbeterde waterkwaliteit.

Dit bevestigt het vermoeden dat *E. affinis* in de Schelde 'verdreven' was uit zijn saliniteits-optimum ten gevolge van de slechte waterkwaliteit in de jaren 1970-'90. Het feit dat *E. affinis* zich nu voornamelijk in het zoetwatertraject ontwikkelt, toont enerzijds het potentieel als indicator soort aan, maar roept anderzijds vragen op i.v.m. de diversiteit van de zoöplankton gemeenschap. Door de zeer sterke afname van de cyclopiden populatie, en in mindere mate van de cladoceren in het zoetwatertraject, neemt de diversiteit van de mesozoöplankton gemeenschap er namelijk af. In hoeverre de ontwikkeling van *E. affinis* de oorzaak is van de afname van cyclopide copepoden en cladoceren is niet duidelijk. Een verband met de toenemende vispopulatie in de Zeeschelde dient eveneens in beschouwing te worden genomen.

Compilatie van de zoöplankton data uit de Westerschelde en de Zeeschelde voor 2011 toont hogere abundanties voor calanoiden en cyclopoiden in de Zeeschelde dan in de Westerschelde, en een omgekeerd patroon voor harpacticiden.

Een andere vraag die zich stelt is of de zoöplankton gemeenschap de toenemende fytoplanktongroei in de Zeeschelde onder controle zal kunnen houden. Gezien de dominantie van *E. affinis* is een eerste reeks voedingsexperimenten uitgevoerd met deze soort, gebruik makend van natuurlijk Scheldewater. Twee technieken werden toegepast om de voedingsdruk uitgeoefend door de *E. affinis* populatie op verschillende fytoplankton taxa te kwantificeren: incubatie-methode gecombineerd met microscopische telling, en marker-pigment detectie in de darm van de copepoden aan de hand van HPLC analyses. De analyse van de stalen is aan de gang.

1.2.8. Deelstudie 8: databeheer en communicatie

De databank wordt actueel gehouden door het toevoegen, de kwaliteit te controleren en integreren van de nieuw gegenereerde gegevens uit de lopende monitoring van 2012. De werkversie van de OMES databank werd binnen de rapporteringsperiode verder aangepast aan de noden en verder verbeterd.

1.2.9. Deelstudie 9: Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden

Deelstudie 9 volgt de ontwikkeling in overstromingsgebieden op, met accent op Lippenbroek. Water- en bodemkwaliteit, vegetatie, sedimentatie, erosie en getij werden in detail opgevolgd. Dit leidde tot meerdere wetenschappelijke publicaties, welke in dit hoofdstuk worden besproken.

Een nieuwe toevoeging aan deze deelstudie vormt de opvolging van de Burchtse Weel. In deze “aantakking” wordt via een sluizensysteem getij toegelaten in een weel. Dit systeem mag echter niet verward worden met een GGG. In de Burchtse Weel is slechts 1 lage gecombineerde in- en uitlaatconstructie; een GGG kent een hoge inlaat en een lage uitlaat. Dit verschil maakt dat in een GGG de getijdenkarakteristieken heersen zoals op slikken en schorren. In Burchtse Weel is een veel sterkere tijslag aanwezig, wat resulteert in veel sterkere aanslibbing (tot 1 cm/dag).

Hoofdstuk 2. Basiswaterkwaliteit

T. Maris

P. Meire

Eindverslag voor deelstudie 2, periode 2012

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (ECOB), dep. Biologie, Universiteit Antwerpen
Campus Drie Eiken, Universiteitsplein 1, 2160 Wilrijk.

Met dank aan het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout voor het ter beschikking stellen van tij- en debietsgegevens.

Met dank aan Jens Verschaeren, Dimitri Van Pelt, Tom Van der Spiet en Anne Cools voor staalname en analyse.

2.1. Inleiding

De opvolging van de basiswaterkwaliteit in het kader van OMES loopt reeds meer dan 15 jaar, wat een zeer waardevolle tijdreeks oplevert. Langetermijntrends kunnen nu duidelijker onderscheiden worden van jaarlijkse schommelingen die bijvoorbeeld het gevolg zijn van andere weersomstandigheden.

In dit hoofdstuk wordt de basiswaterkwaliteit behandeld. De diverse parameters werden, conform bestek en plan van aanpak, gemonitord en opgevolgd.

In 2011 werd ook een Evaluatiemethodiek voor het Schelde-estuarium voorgesteld: een methodiek die moet toelaten de toestand van het estuarium te evalueren, als beleidsondersteunend instrument, voor een beter beheer van het ecosysteem. In dit hoofdstuk worden reeds een aantal parameters geëvalueerd aan de hand van die methodiek.

2.2. Surface plots

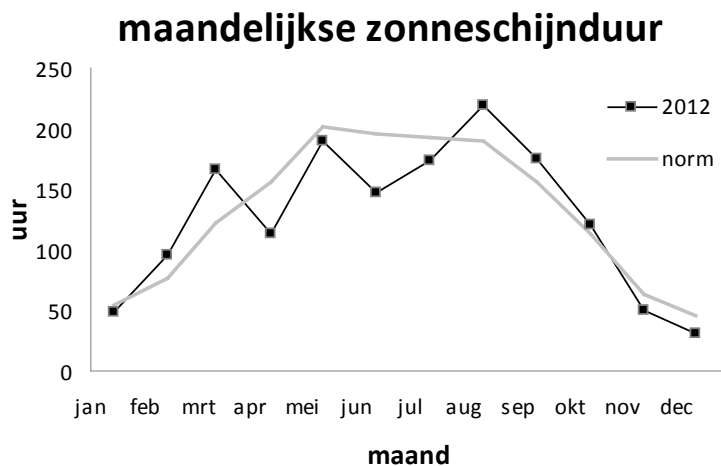
Om de grote dataset zowel in tijd als ruimte mooi grafisch te kunnen weergeven, wordt in dit hoofdstuk gebruik gemaakt van surface plots. Met lijngrafieken kan slechts ruimte of tijd weergegeven worden. Daarom is hier gekozen om geregeld te werken met surface plots, waarbij op de x-as de tijd is weergegeven, op de y-as de kilometerafstand tot Vlissingen. De meetwaarden zijn met een kleurschaal weergegeven. Om verschillen in lage waarden ook in de verf te zetten, is vaak een niet-lineaire kleurschaal gehanteerd. Op deze wijze kunnen de soms lage concentraties ter hoogte van de grens en veel hogere concentraties in het zoete toch op 1 figuur overzichtelijk weergegeven worden.

Voor een evaluatie of interpretatie van het ecosysteem functioneren is het nuttig te achterhalen welke parameters een stijging of daling vertonen in tijd en ruimte. Voor concentratieveranderingen

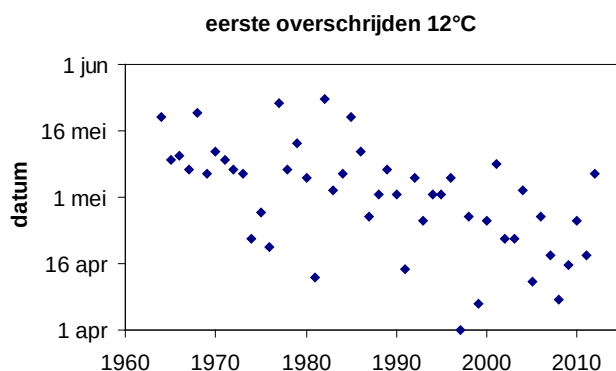
langsheen de lengteas is het nuttig een onderscheid te maken tussen eenvoudige verdunning van een parameter en veranderingen ten gevolge van biochemische processen. Hiervoor kunnen de zogenaamde verschilpots gebruikt worden (voor een beschrijving van de methode, zie Maris et al., 2012).

2.3. Hydrologisch en klimatologisch overzicht

Vanuit klimatologisch oogpunt was het jaar 2012 relatief normaal. De zonneshijnduur, als motor van de primaire productie, kende geen grote uitschieters ([Figuur 2.1](#)). Temperatuur en neerslag waren gemiddeld. Twee perioden vallen echter op. De eerste helft van februari was er een intense koudegolf. De gemiddelde watertemperatuur in de winter lag dan ook sterk onder het gemiddelde van de voorbije jaren ([Tabel 2.1](#)). In lente en zomer lag de watertemperatuur nabij het gemiddelde (net er onder), in de herfst er boven. De eerste overschreiding van de 12 °C watertemperatuur lag, dankzij het frissere voorjaar, terug iets later in de tijd ([Figuur 2.2](#)). Net als in de voorbije jaren, was de gemiddelde temperatuur in het najaar iets te hoog volgens de Moneos criteria.



Figuur 2.1 Maandelijke zonneshijnduur in 2012 en de normale zonneshijnduur (data: KMI)

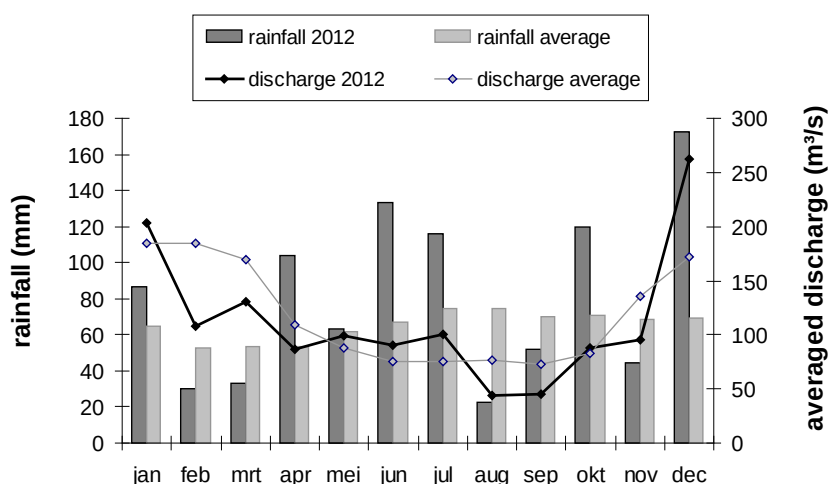


Figuur 2.2: Eerste overschrijding van 12°C watertemperatuur nabij station Grens

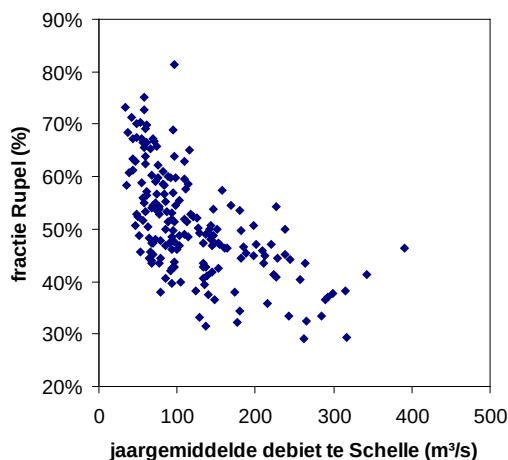
Tabel 2.1: seizoensgemiddelde temperatuur in de verschillende zones van de Zeeschelde. Oranje duidt op een overschreiden van het Moneos criterium.

	gradiënt				oligohalien				zoet lang				zoet kort			
	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst
Evaluatie criterium	8,0	15,0	21,5	15,0	8,0	15,0	21,5	15,0	8,0	15,0	21,5	15,0	8,0	15,0	21,5	15,0
gemiddelde 2012	5,7	11,6	19,7	16,1	4,7	12,3	19,8	15,5	4,1	12,9	20,4	15,2	4,1	12,3	20,4	15,9
max 2012	7,6	16,8	21,7	21,3	7,0	17,1	22,2	21,2	6,7	18,8	23,2	20,7	5,7	18,1	24,8	20,7
min 2012	2,5	6,5	18,0	9,5	1,9	7,0	17,8	9,1	0,9	6,3	18,3	9,2	1,4	6,1	18,3	9,5
gemiddelde '96-'11	6,5	12,2	20,6	15,4	6,2	12,9	20,7	15,1	6,2	13,4	21,0	15,5	6,8	13,6	21,4	15,2
max gemidd.	8,3	13,7	22,4	17,3	8,3	15,1	22,7	18,4	8,5	16,1	22,9	20,1	8,9	16,5	23,1	17,9
min gemidd.	3,6	9,1	19,4	12,9	3,3	9,7	18,5	11,6	2,8	10,8	19,4	11,3	4,2	11,2	19,4	11,5

Een tweede periode die in 2012 opvalt, is de zeer natte decembermaand, met hoge afvoerdebieten als gevolg (Figuur 2.3). De zomer kende iets lagere regenval dan gemiddeld en dito afvoerdebieten. Tijdens zulke perioden van lagere debieten, wordt de afvoer te Schelle gedomineerd door wat uit de Rupel komt (Figuur 2.4).



Figuur 2.3: maandelijks regenval (Ukkel, data KMI) en maandgemiddeld debiet (Schelle, data WLB)



Figuur 2.4: correlatie tussen het jaargemiddelde debiet te Schelle en het aandeel van de Rupel in dat debiet.

2.4. Chloride

Als maat voor het zoutgehalte of de saliniteit worden binnen Omes het chloride gehalte en de specifieke geleidbaarheid van het water gemeten. Op basis van deze gemeten chloride kan de Zeeschelde ingedeeld worden in klassen van zout naar zoet volgens het Venice System. [Tabel 2.2](#) toont deze klassen en bij benadering de zones waarbinnen deze voorkomen in de Schelde. Deze grenzen zijn echter sterk seizoensafhankelijk: met wisselende debieten verschuiven de chloridegehalten vrij sterk ([Figuur 2.5](#)). Binnen MONEOS en OMES werden voor de Zeeschelde zones met vaste grenzen aangeduid:

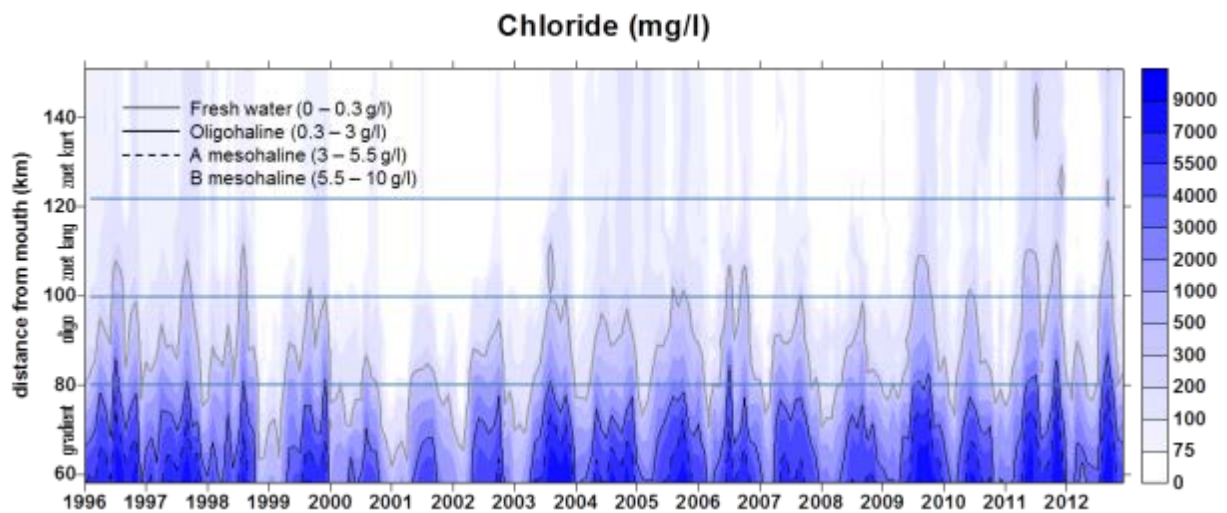
- zone met sterke salinietsgradiënt: omvat stations Grens tot en met Antwerpen, en komt ruwweg overeen met brak of A-mesohalien
- oligohaliene zone: omvat stations Kruibeke tot en met Temse
- zoete zone met lange verblijftijd: omvat stations Lippenbroek tot en met Dendermonde. Omdat binnen de zoete zone vrij grote verschillen zijn, wordt deze opgedeeld in een zoete zone met lange en met korte verblijftijd.
- Zoete zone met korte verblijftijd: omvat de stations Appels tot en met Melle

Verder in dit hoofdstuk zal de waterkwaliteit besproken worden aan de hand van deze zones.

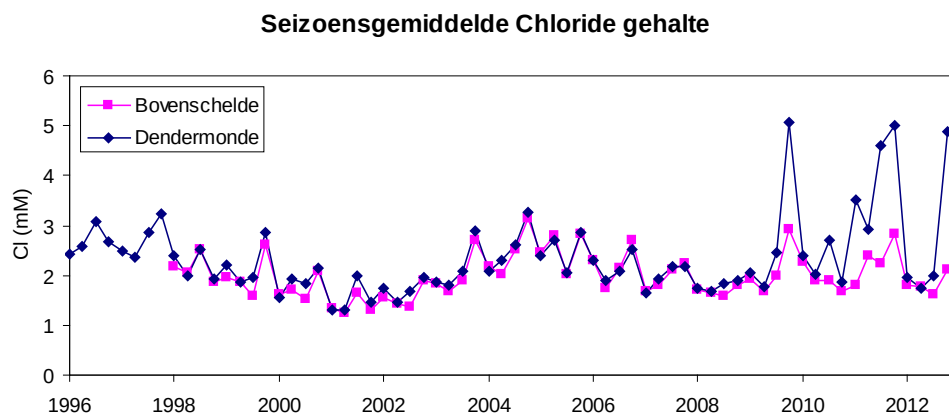
Tabel 2.2: indeling van het estuarium volgens chloride gehalte (Venice system)

Chloridgehalte	Locatie (bij benadering)
limnetisch of zoet: < 0,3g Cl-/l	stroomopwaarts van Temse, zijrivieren onder getijdeninvloed (Rupel + zijrivieren en Durme).
oligohalien of zwak brak: 0,3g Cl-/l tot 3g Cl-/l	stroomopwaarts van Burcht tot Temse.
mesohalien of brak: 3g Cl-/l tot 10g Cl-/l • A-mesohalien: 3 - 5,5 • B-mesohalien: 5,5 - 10	Schelde van de grens met Nederland tot Burcht
polyhalien of sterk brak: 10g Cl-/l tot 17g Cl-/l	Westerschelde Waarde - Walsoorden tot de Hooge Platen - Sloehaven
euhalien of zout: >17g Cl-/l	monding van de Westerschelde en de Noordzee

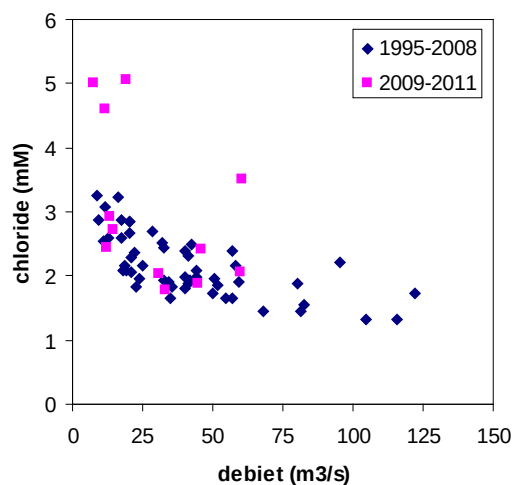
Het chloridegehalte in de Zeeschelde zone kent een schommelend verloop ([Figuur 2.5](#)), dat grotendeels verklaard kan worden door de afvoerdebieten: bij lage afvoerdebieten kunnen de chlorides vanuit zee verder landinwaarts doordringen. Zoemen we in op de zoete zone, merken we de laatste jaren (2009-2012) een sterkere stijging ([Figuur 2.6](#)) van chloride. Voor 2009 volgde de Zeeschelde te Dendermonde het chloride gehalte komende uit het bekken: de Zeeschelde toonde dezelfde waarden als de Bovenschelde, met een duidelijk seizoenaal patroon dat de debietsfluctuaties volgt. Vanaf 2009 vertoont de zoete Zeeschelde geregeld uitschieters in chloride. In [Figuur 2.7](#) wordt het chloridegehalte uitgezet ten opzicht van het afvoerdebiet, waarbij duidelijk de lagere debieten overeenstemmen met hogere chlorides. De periode 2009-2011, met de hoogste chloridewaarden, werd afzonderlijk aangeduid. De lagere maandgemiddelde debieten in de periode 2009-2011 kunnen het afwijkend chloridegedrag niet geheel verklaren.



Figuur 2.5: Surface plot van chloride (mg/l), met aanduiding van de OMES zones: gradient = zone met sterke saliniteitsgradiënt; oligo = oligohaliene zone; zoet lang = zoete zone met lange verblijftijd; zoet kort = zoete zone met korte verblijftijd.

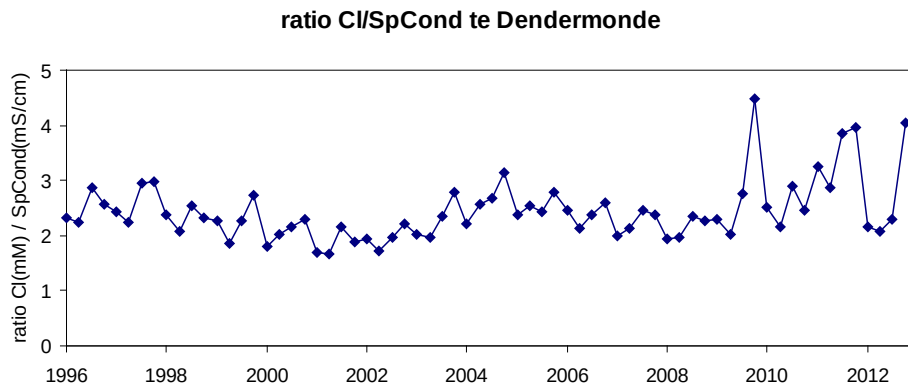


Figuur 2.6: seizoensgemiddelde chloride gehalte in de zoete Schelde

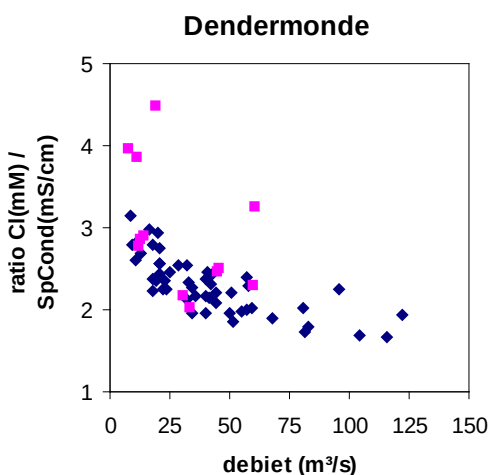


Figuur 2.7: correlatie seizoensgemiddelde debiet en chloride gehalte in het zoete voor de periode 1995-2008 en 2009-2011.

Specifieke geleidbaarheid (SpCond) vertoont een patroon dat sterk gelijkend is aan dat van chloride. De specifieke geleidbaarheid wordt immers in hoofdzaak bepaald door chloride ionen. In [Figuur 2.8](#) wordt voor de zoete zone (station Dendermonde) het aandeel van chloride in de specifieke geleidbaarheid ingeschat aan de hand van de ratio Cl/SpCond . Deze blijkt duidelijk niet constant te zijn, maar toont seizoenale schommelingen, wellicht gestuurd door schommelende debieten ([Figuur 2.7](#)). Bij hoge afvoer verkleint de bijdrage van Cl-ionen aan de geleidbaarheid. Wellicht komen bij hogere debieten meer andere ionen vanuit het bekken in het systeem. In [Figuur 2.7](#) wordt de periode 2009-2012 afzonderlijk weergegeven. De periode kenmerkt zich door een iets hogere bijdrage van chloride aan de specifieke geleidbaarheid te Dendermonde, een grotere invloed dus van optrekkend zout vanuit de Westerschelde.



Figuur 2.8: aandeel van Cl-ionen in de specifieke geleidbaarheid (ratio Cl/SpCond)



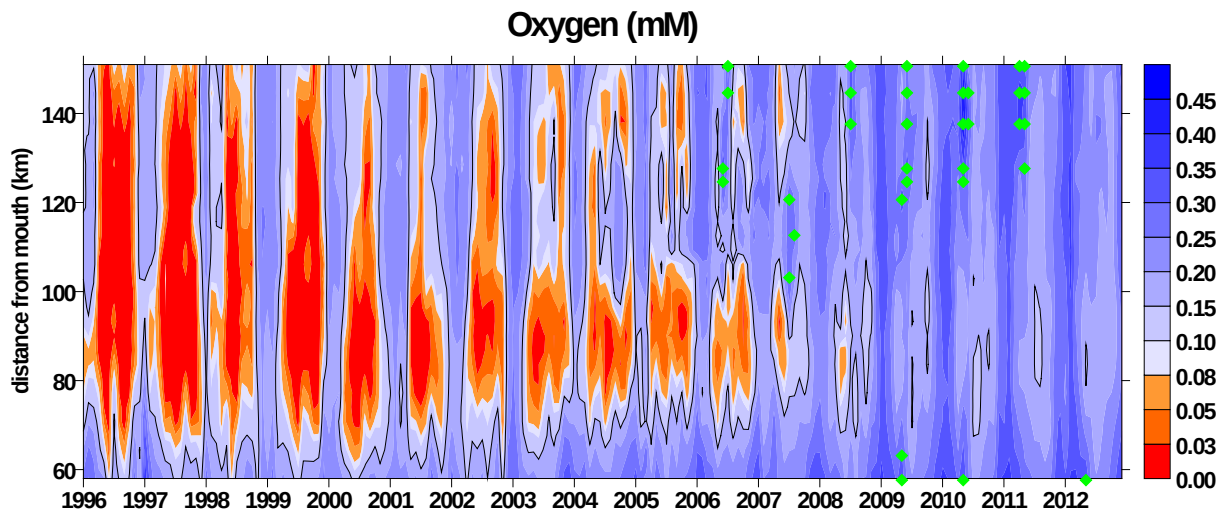
Figuur 2.9: aandeel van Cl-ionen in de specifieke geleidbaarheid (ratio Cl/SpCond), in functie van het debiet

2.5. Zuurstof

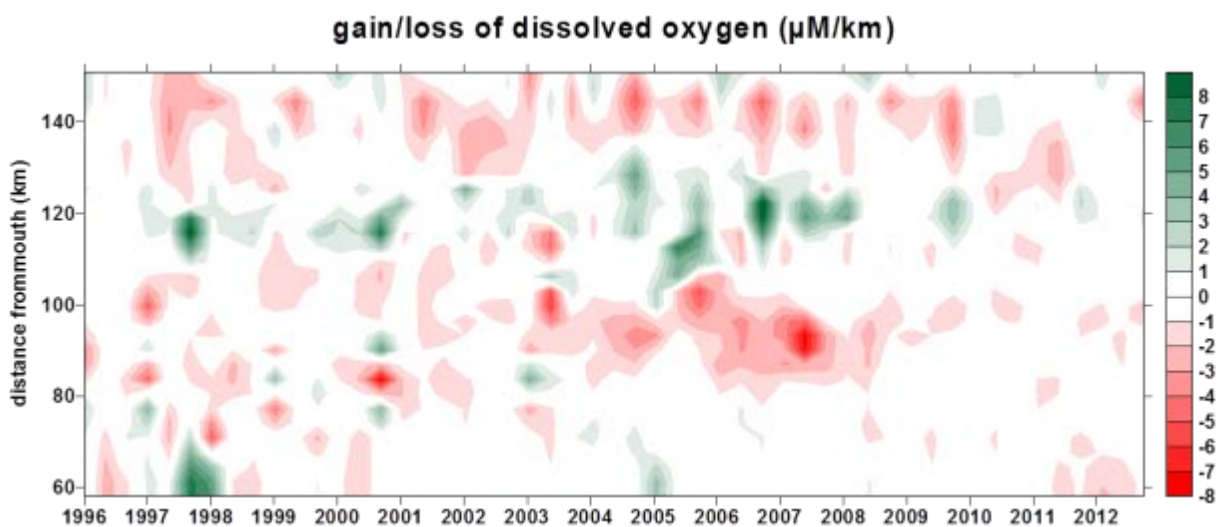
Zuurstof is essentieel voor alle hoger leven, en dus een goede graadmeter voor de toestand van het estuarium. Het is de resultante van zuurstofopname (door fysische beluchting en primaire productie door algen) en zuurstofverbruik (in hoofdzaak bacteriën). Zuurstof was het voorije decennium duidelijk in stijgende lijn.

In de jaren '90 kenmerkte de ganse Zeeschelde zich door zeer lage zuurstofwaarden, onder het Moneos minimum van 2,5 mg/l gedurende de hele zomerperiode. De input van ammonium en

organisch materiaal zorgden in de zomer voor een grote bacteriële zuurstofvraag (BOD) die niet kon gecompenseerd worden door oppervlaktebeluchting of primaire productie. De verschilplot in [Figuur 2.11](#) toont duidelijk de sterke afname van het zuurstofgehalte in de meest opwaartse zoete zone. Vanaf 2003 zien we in de zoete zones van de Zeeschelde het zuurstofgehalte in de zomermaanden langzaam toenemen. Niet zozeer de daling van de BOD, maar wel de stijging van primaire productie in het estuarium is verantwoordelijk voor deze ommekeer. De zuurstofafname in de meest opwaartse zones blijft, maar wordt gevolgd door een sterke toename van zuurstof in de zoete zone met lange verblijftijd.

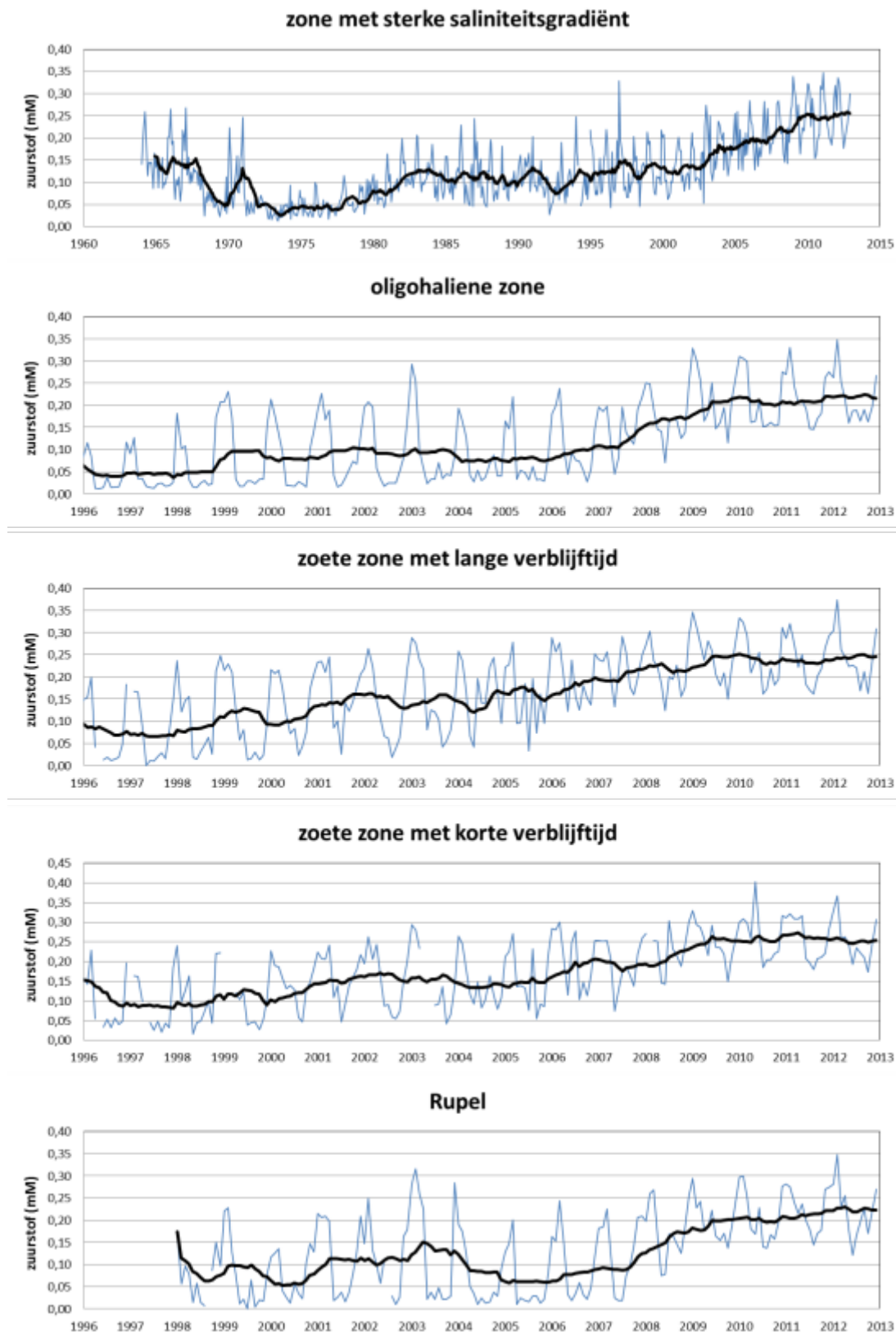


Figuur 2.10: Surfer met zuurstofgehalte (mM), op basis van maandelijkse gemiddelden. De zwarte lijn geeft de 5 mg/l (0,16 mM) grens aan; oranje en rode waarden duiken onder 2,5 mg/l (0,08 mM). Groene stippen zijn metingen met oversaturatie.

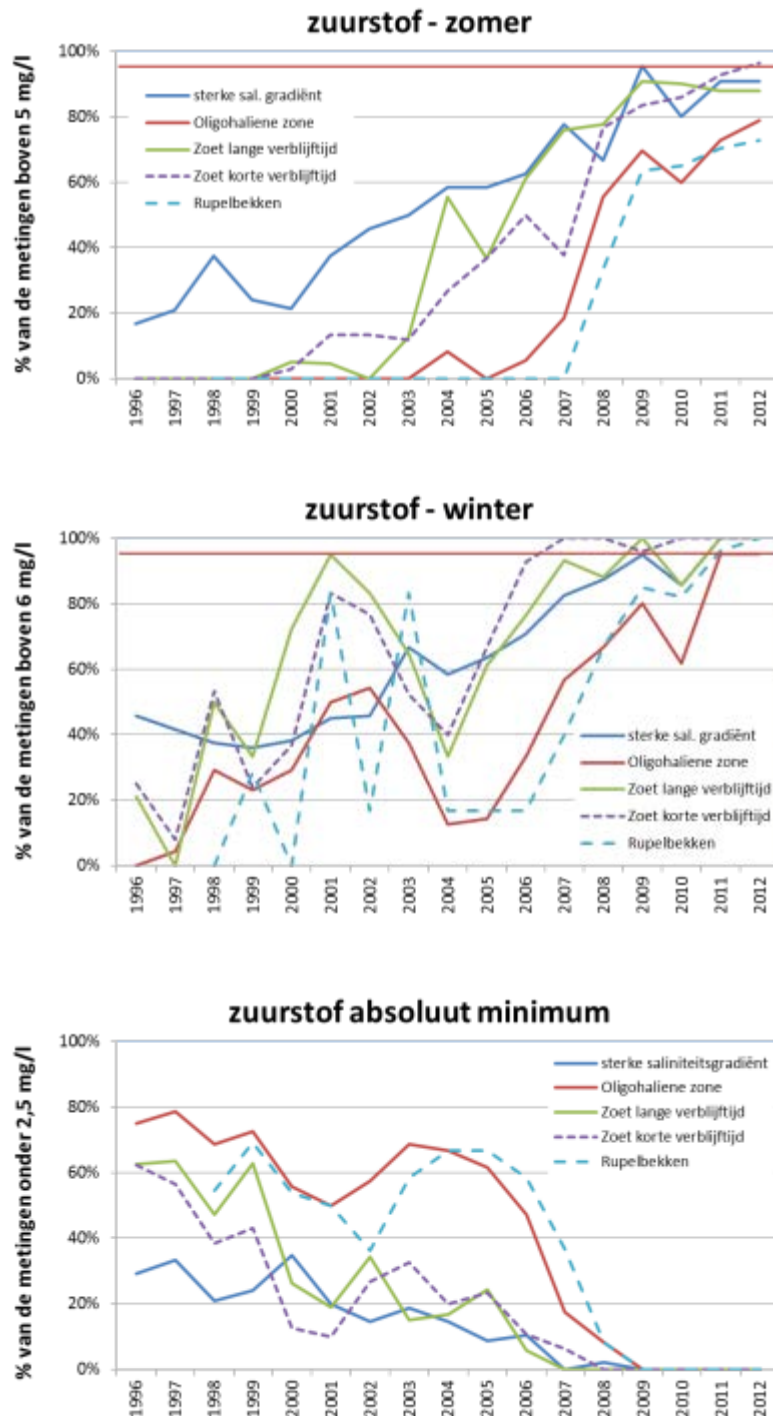


Figuur 2.11: Toename of afname per km van het zuurstofgehalte (µM).

De oligohaliene zone blijft nog tot 2007 een zone met sterke zuurstofvraag en lagere zuurstofwaarden. Met het inwerking treden van de waterzuivering te Brussel, verdwijnen ook hier de acute zuurstofproblemen. Vanaf 2009 daalt, op basis van de maandelijkse campagnes, het zuurstofgehalte nergens meer onder het Moneos minimum van 2,5 mg/l ([Figuur 2.13](#)). Vanaf 2011 wordt ook 's winters in alle zones aan het zuurstofcriterium voldaan: 95% van de waarnemingen boven 6 mg/l. In de zomer dient 95% boven 5 mg/l te vallen: enkel de zoete zone met korte verblijftijd voldoet hieraan. Rupel en oligohaliene zone scoren nog vrij zwak.



Figuur 2.12: maandelijks gemiddelde zuurstofconcentratie (dunne lijn) en het voorschrijdend 12-maandelijks gemiddelde (dikke lijn) per zone.

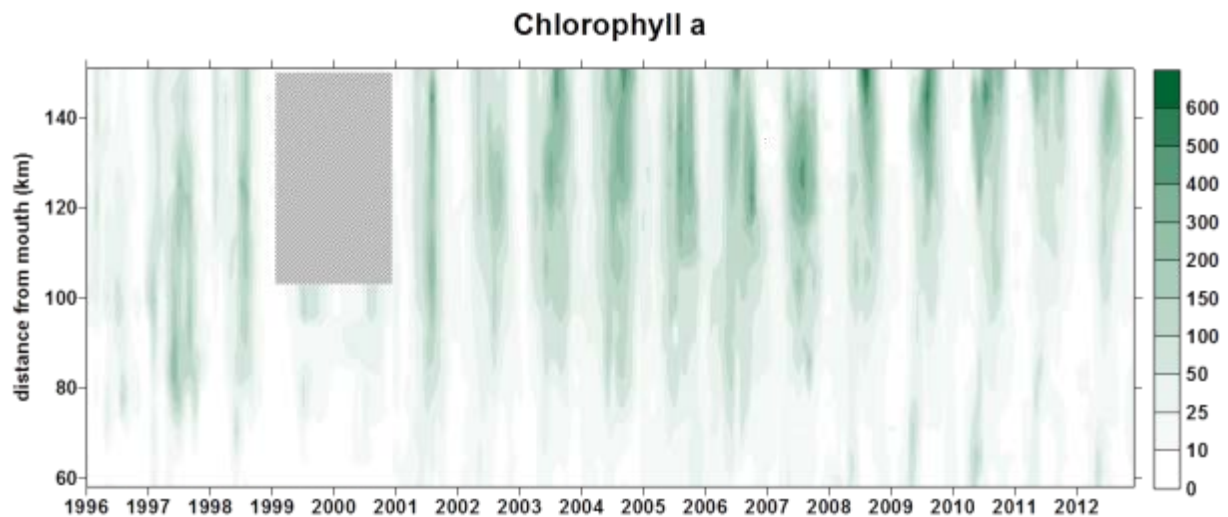


Figuur 2.13 percentage van de waarnemingen dat het zuurstofcriterium voor zomer (5 mg/l) haalt, voor winter (6 mg/l) en onder het absolute minimum (2,5 mg/l) duikt

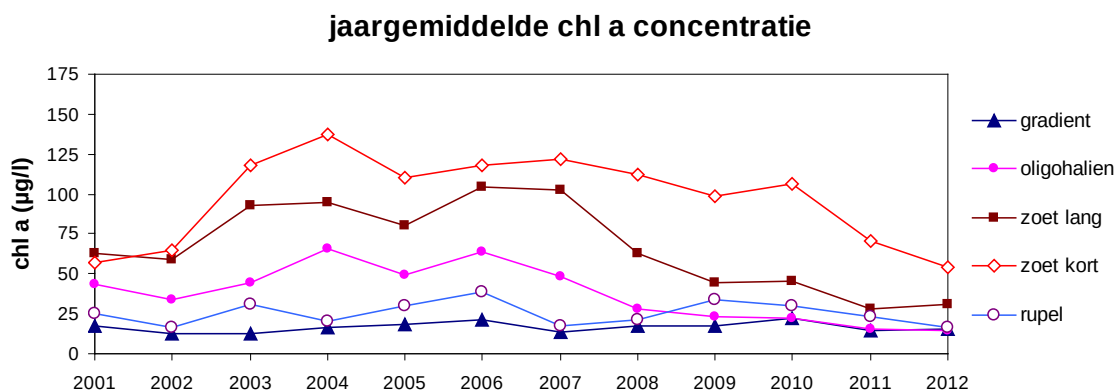
2.6. Chlorofyl a

Vanaf 2003 verdubbelen de chlorofyl a concentraties quasi in de beide zoete zones (Figuur 2.14, Figuur 2.15). Voor 2003 hebben wellicht toxische effecten (te hoge ammonium, te lage zuurstof) algenbloei onderdrukt. Na het verdwijnen van deze inhibitie, kende de algenbloei een sterke

explosie, met geregeld pieken in chl a boven 500 $\mu\text{g/l}$. Vanaf 2008 kent de jaargemiddelde chl a concentratie in de zoete zone met korte verblijftijd echter een terugval. Hoge pieken komen nog wel voor, maar de bloei is korter, minder uitgestrekt. Vanaf 2011 zien we ook in zoet met korte verblijftijd deze daling, zodat chl a in 2012 jaargemiddeld terug waarden aanneemt vergelijkbaar met de periode voor 2003. Kortstondige hoge pieken blijven echter voorkomen. Ook het zuurstofgehalte en pH blijven hoog, wat erop wijst dat er nog steeds sterke primaire productie kan zijn. Het feit dat de hoge chl a waarden niet lang meer aanhouden, kan er op wijzen dat er een sterke begrazing van fytoplankton is door zoöplankton. In 2003 was de waterkwaliteit nog onvoldoende om een goed ontwikkelde zoöplanktongemeenschap te hebben, zodat algenbloei ongestoord kon doorgaan, met lichtbeschikbaarheid als belangrijkste limiterende factor. De sterke stijging van zoöplankton in de zoete Schelde, wijst erop dat de algenbloei nu mogelijks gecontroleerd wordt door begrazing.



Figuur 2.14: surface plot van chlorofyl a, op basis van maandelijkse gemiddelden



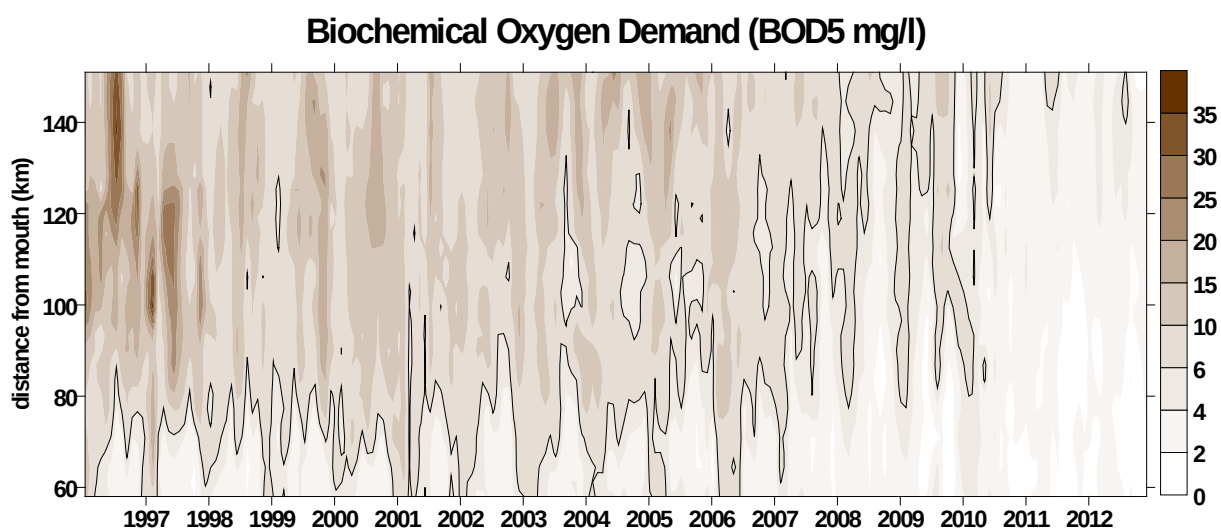
Figuur 2.15: Jaargemiddelde chlorofyl a concentratie ($\mu\text{g/l}$) per zone in het estuarium

Een opmerkelijk fenomeen dat sinds 2008 in de zone met sterke zoutgradient wordt waargenomen, is een sterke voorjaarsbloei. Deze is toe te schrijven aan de bloei van de exotische diatomee *Thalassiosira nodulolineata*. Nabij de grens, in de zone waar de verhouding eufotische diepte / mengdiepte het minst gunstig is (Figuur 2.37), komt deze soort tot bloei. In deze zone duikt de ratio net onder 0,1. Voor een optimale primaire productie wordt vaak een ratio > 1 vooropgesteld. Primaire productie neemt snel af bij lagere waarden, en bereikt 0 wanneer Z_e/Z_m de kritische grens van 0,1 bereikt (Cloern, 1987). Blijkbaar is *Thalassiosira* toch nog in staat te bloeien in deze zone.

2.7. Biochemische zuurstofvraag

De biochemische zuurstofvraag (BOD₅) in [Figuur 2.16](#) vormt een maat voor de zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (BOD-C) en de zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD). Het is met andere woorden een maat voor de hoeveel zuurstof die organismen uit het water zullen onttrekken om de vuilvracht om te zetten in nitraten en CO₂. In de jaren '90 kende de Zeeschelde een zeer hoge BOD, wat aanleiding gaf tot zeer lage zuurstofwaarden. Pas naar de Westerschelde toe daalde de BOD onder de 6 mg/l, grotendeels door verdunning.

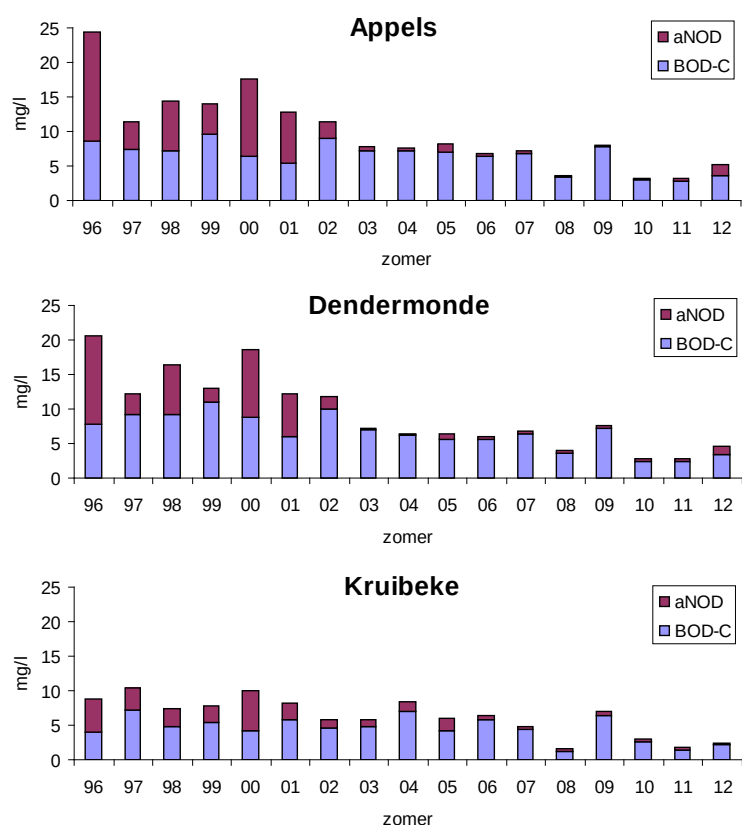
Wanneer er vanaf 2003 sterke algenbloei optreedt en er veel zuurstof wordt geproduceerd, kan de vuilvracht efficiënter worden afgebroken in het estuarium. Er komt nog steeds een grote vuilvracht het estuarium in nabij Melle, maar richting Westerschelde toe neemt de concentratie BOD sterk af. Vanaf 2011 voldoen alle zones aan het Moneos criterium, op de zoete zone met korte verblijftijd na.



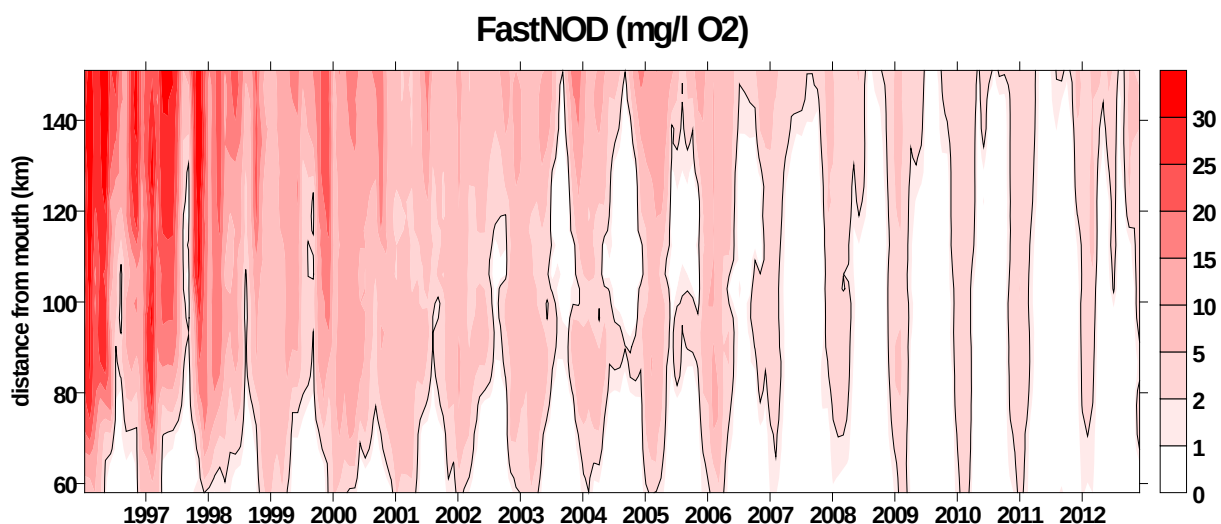
Figuur 2.16: surface plot met biochemische zuurstofvraag (mg/l), op basis van maandelijkse gemiddelden. De zwarte lijn geeft de grens van 6 mg/l weer.

In de jaren '90 bestond meer dan de helft van de totale zuurstofvraag uit zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD). Deze NOD bestaat in hoofdzaak uit zuurstofvraag voor de bacteriële omzetting van ammonium tot nitraat, en in mindere mate van nitriet tot nitraat. Beide samen worden hier de anorganische NOD genoemd: aNOD. Ook de omzetting van organische stikstof tot nitraat vergt zuurstof. Dit is echter een trager proces en wordt hier niet mee gerekend. De omzetting van aNOD gaat snel in de zomermaanden, wanneer de watertemperatuur voldoende hoog is voor een sterke bacteriële activiteit. Wanneer in het nieuwe millennium de zuurstofwaarden langzaam toenemen, daalt in eerste instantie de aNOD ([Figuur 2.17](#)). Vanaf 2003 is er nagenoeg geen aNOD meer. Opvallend is wel dat in 2012 er terug een lichte stijging is van aNOD. Binnen Moneos wordt de aNOD omschreven als FastNOD, omwille van de sterke, snelle zuurstofvraag. Vanaf 2009 voldoet de Zeeschelde grotendeels aan de criteria (<2 mg/l) tijdens de zomermaanden: er was voldoende zuurstofproductie om de binnenkomende aNOD vracht snel om te zetten. In de wintermaanden is er door de lagere temperaturen echter weinig tot geen bacteriële activiteit, waardoor de waarden nog boven de norm uitkomen.

In 2012 is er echter terug een stijging van de FastNOD in de zoete Schelde, ten gevolge van een toename van ammonium en nitriet.



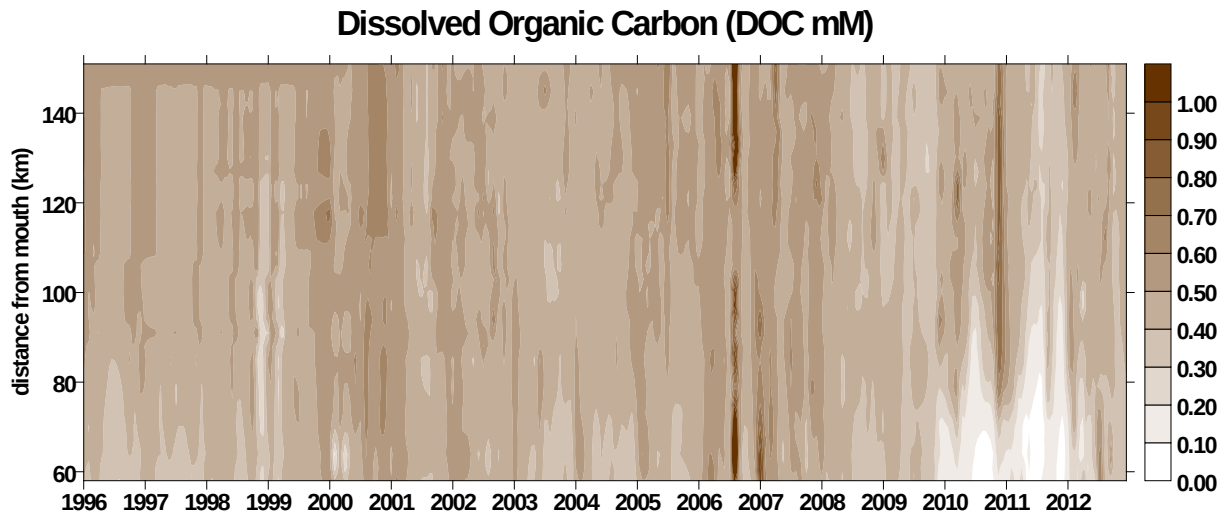
Figuur 2.17: Biochemische zuurstofvraag tijdens de zomermaanden te Kruibeke, Dendermonde en Appels. aNOD: anorganische stikstof-zuurstofvraag; BOD-C: zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie



Figuur 2.18: Surface plot met de FastNOD (snelle stikstof-zuurstofvraag; mg/l), op basis van maandelijkse gemiddelden. De zwarte lijn geeft de grens van 2 mg/l weer.

De BOD-C bestaat uit particulier en opgelost organisch materiaal. De parameter DOC (dissolved organic carbon) omvat deels de opgeloste fractie van BOD-C. Echter niet alle DOC zal (even snel) afgebroken worden.

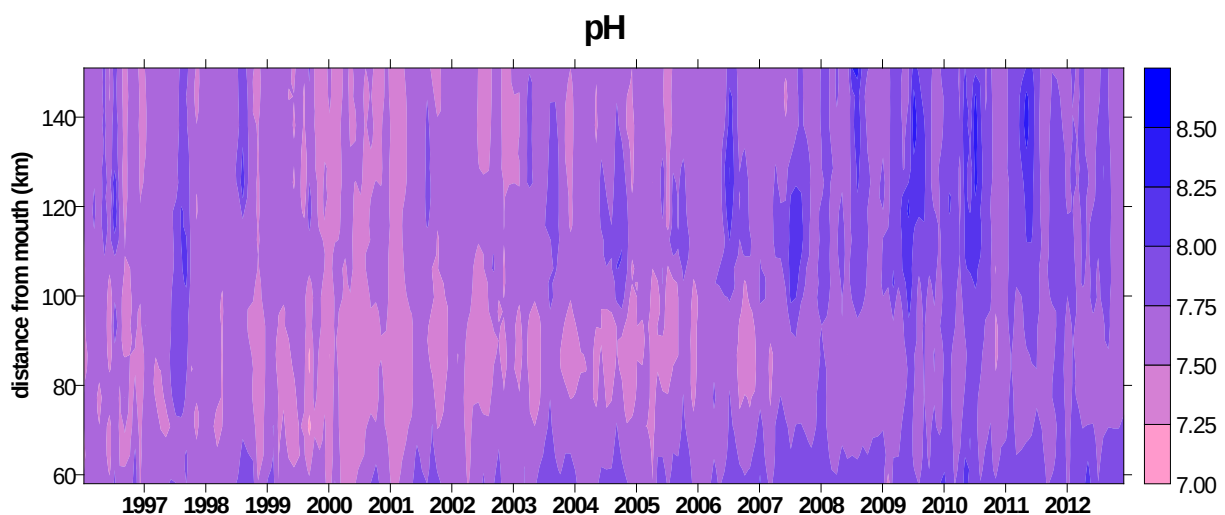
DOC ([Figuur 2.19](#)) vertoont in de zone met sterke saliniteitsgradiënt een opmerkelijke daling in 2010 en 2011, een daling die parallel gaat met de opkomst van de exotische alg *Thalassiosira*. In 2012 neemt echter DOC terug sterk toe. De oorzaak van dit opmerkelijke DOC patroon is nog niet gekend.



Figuur 2.19: Surface plot opgeloste organische koolstof (DOC mM), op basis van maandelijkse gemiddelden.

2.8. pH

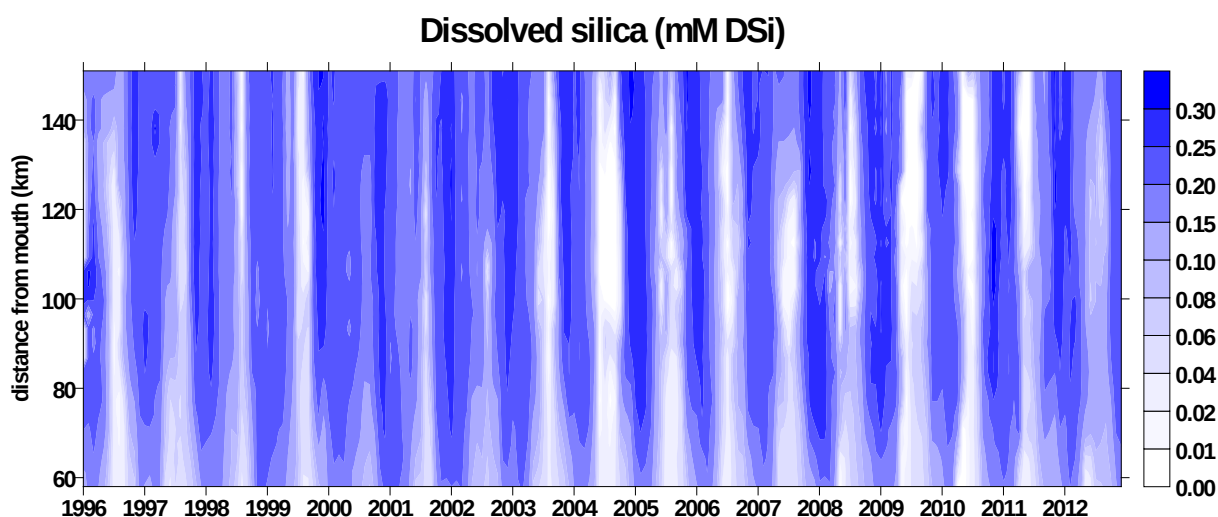
Sterke bacteriële respiratie verlaagt de pH, primaire productie doet pH stijgen. De evolutie van een respiratie gedomineerd, heterotroof systeem naar een autotroof systeem is dan ook mooi te zien in het pH verloop. De Schelde is langzaam basischer geworden, met de hoogste pH in de zones met sterke algenbloei. In 2012 was het gemiddelde chl a gehalte lager dan voorgaande jaren, wat zich ook uit in een iets lagere pH.



Figuur 2.20: Surface plot voor zuurtegraad (pH), op basis van maandelijkse gemiddelden.

2.9. Silicium

Silicium krijgt bijzondere aandacht als essentieel voedingselement voor diatomeeën. Diatomeeën nemen opgelost silicium (DSi) op voor de bouw van hun skelet. De aanwezigheid van DSi is dus essentieel voor de groei van diatomeeën. Bij gebrek aan DSi, zullen gewone groenalgen die geen skelet en dus geen silicium nodig hebben, het overnemen van de diatomeeën. Echter, deze groenalgen zijn minder geschikt als voedsel, waardoor de voedselketen wordt verstoord.



Figuur 2.21: Surface plot voor opgelost silicium (mM DSi), op basis van maandelijkse gemiddelden.

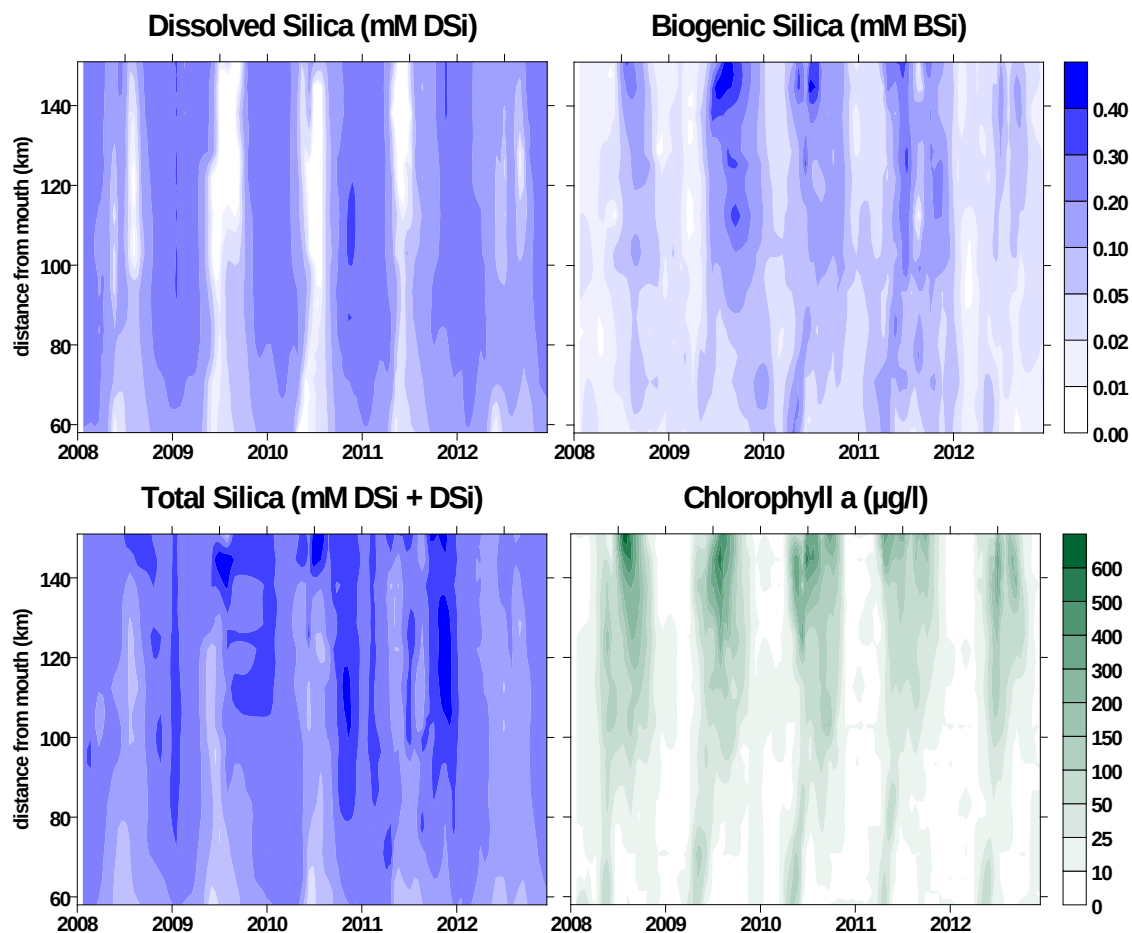
Perioden van sterke algenbloei (diatomeebloei) tekenen zich duidelijk af in het DSi verloop: tijdens algenbloei dalen de DSi concentraties sterk. Tijdens de zeer sterke algenbloei in de zomer van 2004 bijvoorbeeld, was er een lange periode van zeer lage DSi waarden, met een groot risico op schadelijke groenalgenbloei.

In 2012 was de DSi daling tijdens de zomermaanden veel minder sterk dan tijdens vorige perioden met algenbloei. Jaargemiddeld was de chl a concentratie weliswaar lager dan vorige jaren, maar 2012 kende toch hoge pieken in algenbloei en dus sterke DSi consumptie. Mogelijks zorgt de sterk toegenomen zoöplanktongemeenschap voor een efficiënte begrazing en het terug vrijstellen van DSi, zodat DSi tekorten worden vermeden.

Als silicium wordt opgenomen door organismen en ingebouwd in biologische structuren, spreken we van biogeen silicium (BSi). Dit BSi is niet meer rechtstreeks opneembaar door algen, maar moet eerst terug afgebroken worden tot DSi.

Sinds 2008 wordt binnen OMES ook BSi gemeten. [Figuur 2.22](#) toont DSi, BSi, TSi en chl a vanaf 2008. Bij sterke algenbloei volgt de opbouw van een grote concentratie aan BSi. In vergelijking met 2010 en 2011 is de BSi concentratie echter opmerkelijk lager. Mogelijk speelt een begrazing door zoöplankton hierin een rol, waardoor wellicht BSi sneller terug als DSi beschikbaar komt.

De voorjaarsbloei van *Thalassiosira* is elk jaar ook mooi terug te vinden in het DSi- (daling) en BSi-patroon (stijging).



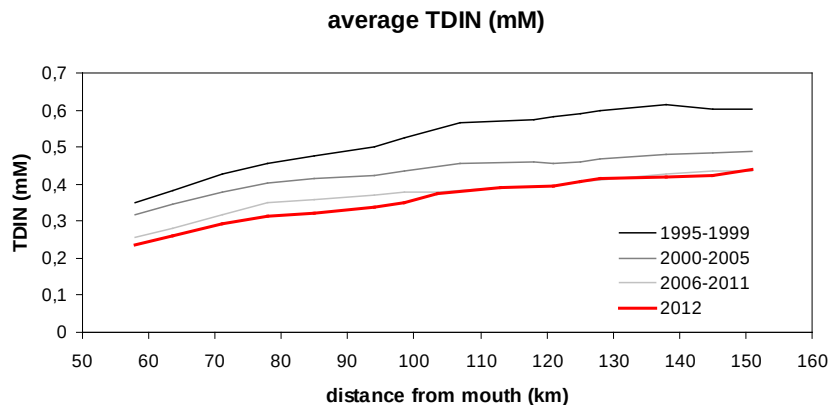
Figuur 2.22: Surface plots voor opgelost silicium, biogeen silicium, totaal silicium en chlorofyl a, op basis van de maandelijkse en tweewekelijkse data.

2.10. Stikstof

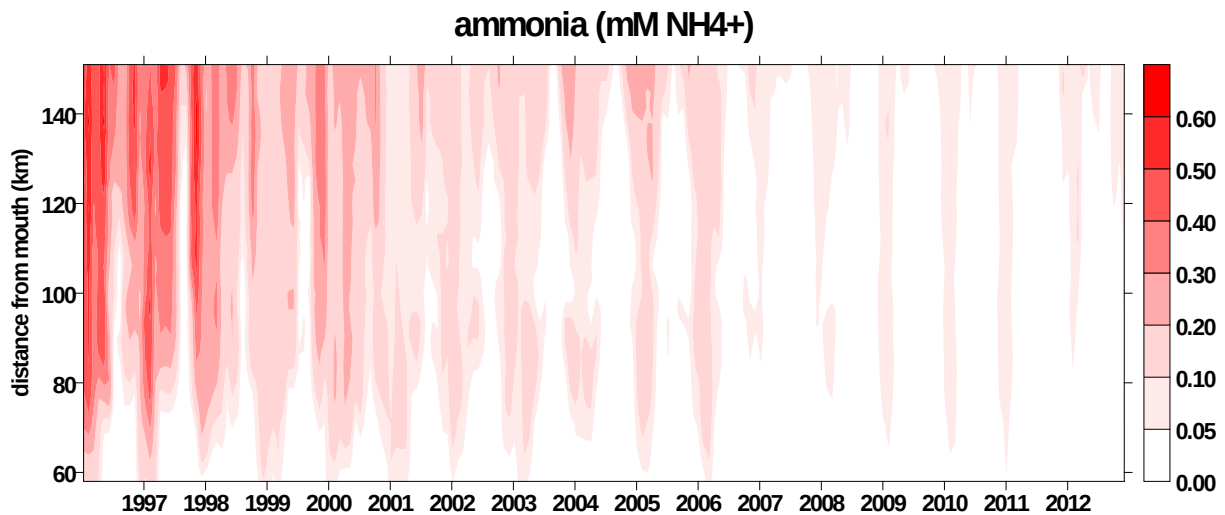
Stikstof is een essentieel nutriënt voor de groei van algen, maar is in de Zeeschelde in zo'n grote overmaat aanwezig, dat het kan leiden tot buitensporige bloei met potentieel negatieve gevolgen: eutrofiëring. Toch komt het in de Zeeschelde niet zover: het slechte lichtklimaat houdt algenbloei binnen de perken, al blijft het gevaar wel latent aanwezig. Ook stromen nu veel te grote vrachten aan stikstof de Schelde door, die momenteel in het estuarium zelf geen al te grote problemen veroorzaken, maar wel in de kustzone de eutrofiëring voeden. Daarom legt MONEOS een maximum export van totaal anorganische stikstof (TDIN) vanuit het estuarium naar de kust op, en mag de gemiddelde TDIN concentratie niet stijgen ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije 6 jaar.

Figuur 2.23 toont aan dat het met TDIN stikstof de goede kant op gaat, en dat ook in 2012 de gewenste daling ten opzichte van de voorbije 6 jaar wordt gerealiseerd in alle delen van de Zeeschelde. Hoewel de vracht aan TDIN nog steeds behoorlijk hoog is in het zoete, gaat de daling de laatste jaren zeer langzaam.

De samenstelling van TDIN is de voorbije decennia sterk gewijzigd. In de jaren '90 vormde ammonium een belangrijk aandeel in de totale stikstofconcentratie. Met de sterke stijging van het zuurstofgehalte, kon echter veel ammonium omgezet worden in nitraat, waardoor ammonium, zeker in de zomermaanden, nagenoeg verdween uit de Schelde. In 2012 werd er evenwel terug iets meer ammonium gemeten, ook in de zomer (**Figuur 2.24**).



Figuur 2.23: gemiddelde concentratie voor totaal opgelost anorganische stikstof (mM TDIN) langsheen de Schelde.

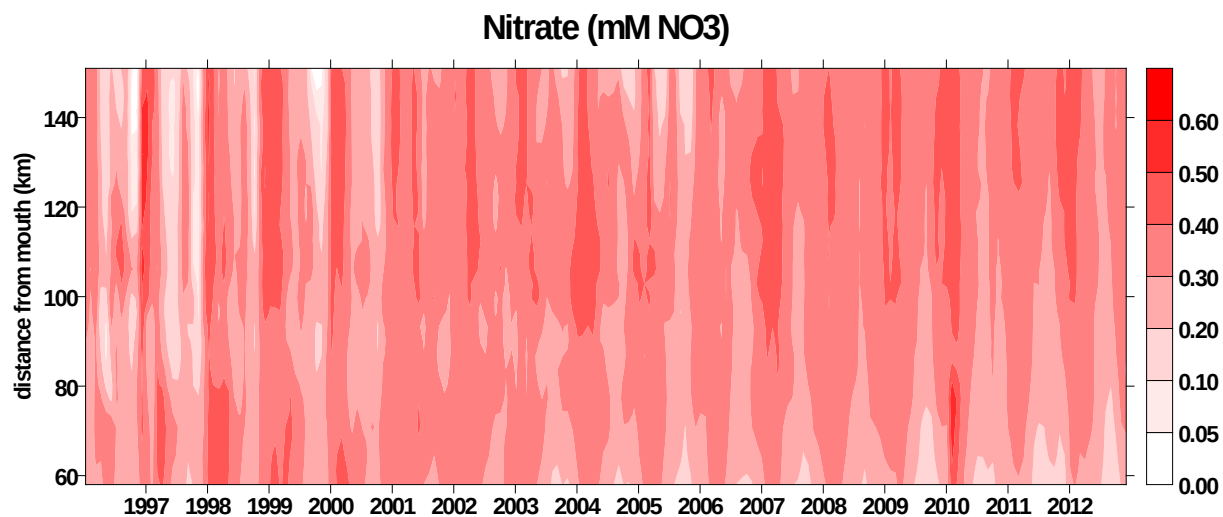


Figuur 2.24: Surface plot voor ammonium (mM NH_4^+), op basis van maandelijkse gemiddelden.

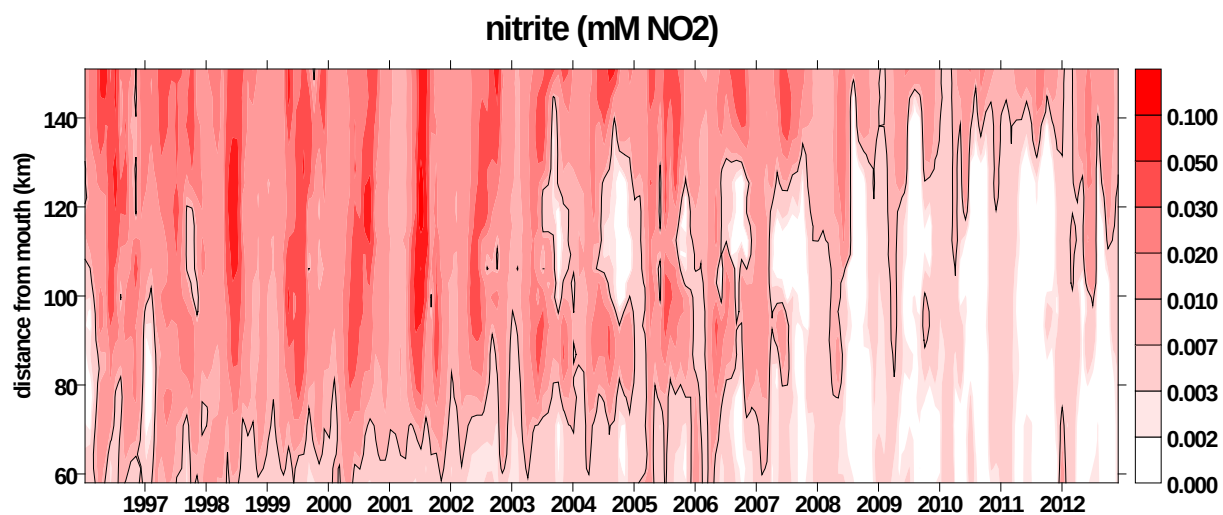
De sterke daling in ammonium door toegenomen nitrificatie leidt uiteraard tot een grotere vorming van nitraat. Ondanks de daling van stikstof aan de boundaries, blijft de daling van nitraat in het estuarium hierdoor beperkter. Door het hogere zuurstofgehalte is bovendien de pelagiale denitrificatie, een anaeroob proces, afgenomen. In de jaren '90 kenmerkten de zomermaanden zich nog door perioden van lage nitraatconcentraties in de Zeeschelde, enerzijds door gebrek aan nitraatproductie (nitrificatie heeft zuurstof nodig), anderzijds door grote denitrificatie. Naarmate de Schelde zuurstofrijker werd, namen de nitraatwaarden in de zomer toe. De TDIN concentratie is de voorbije 6 jaar dan ook nauwelijks afgenomen ([Figuur 2.23](#); [Figuur 2.27](#)).

De concentratie organische stikstof ([Figuur 2.29](#)) nam zelfs licht toe na 2003. Vermoedelijk speelt de sterke algenbloei hierin een rol, met de productie van veel autochtoon organisch materiaal.

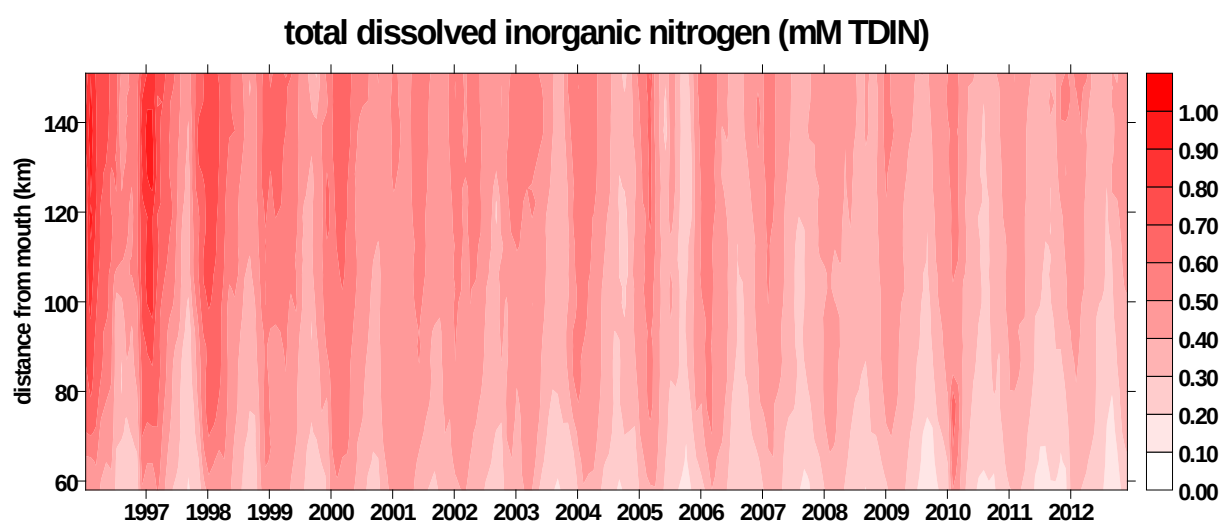
Twee stikstofvormen worden binnen MONEOS afzonderlijk geëvalueerd omwille van hun toxiciteit: nitriet en ammoniak. In de jaren '90 voldeed nitriet bijna nergens aan het criterium van maximaal 0,1 mg/l. Vanaf 2003 was er een sterke daling van nitriet, maar 2012 toont terug een toename. Ammoniak kwam in de jaren '90 ook frequent voor in concentraties boven 0,025 mg/l. Vanaf 2006 wordt het MONEOS criterium echter niet meer overschreden.



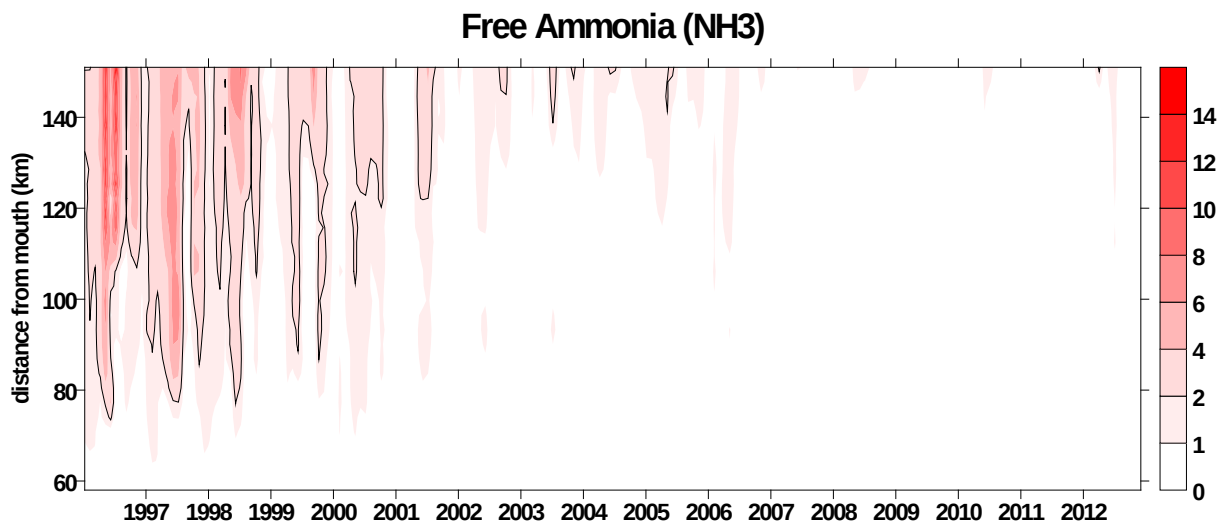
Figuur 2.25: Surface plot voor nitraat (mM NO₃⁻), op basis van maandelijkse gemiddelden.



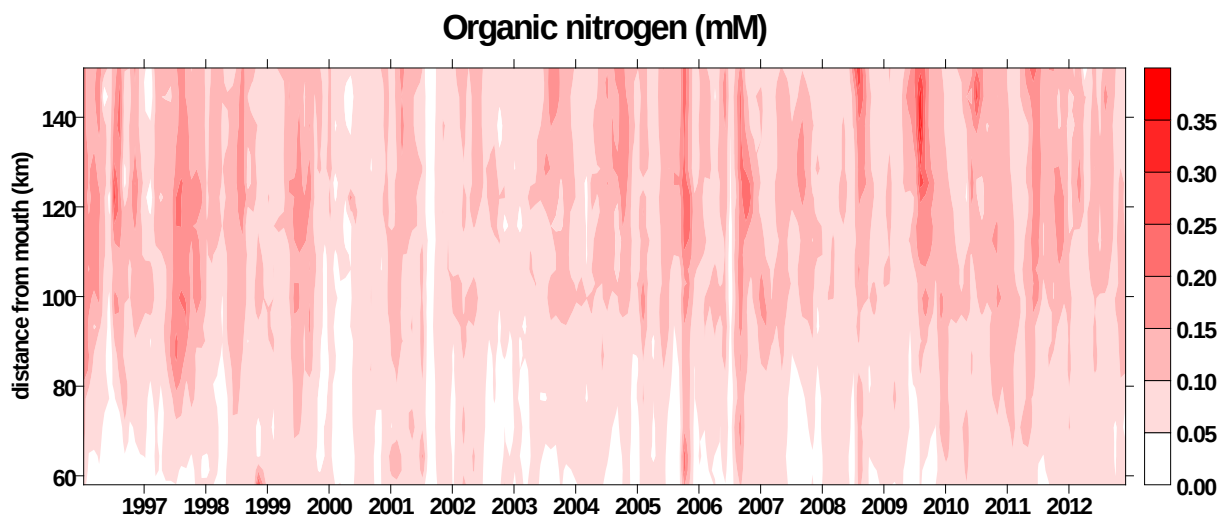
Figuur 2.26: Surface plot voor nitriet (NO₂⁻), op basis van maandelijkse gemiddelden.



Figuur 2.27: Surface plot voor totaal opgelost anorganische stikstof (mM TDIN), op basis van maandelijkse gemiddelden.



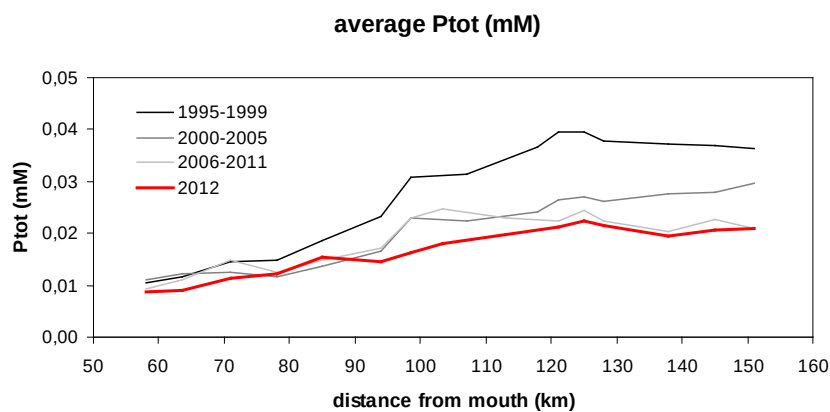
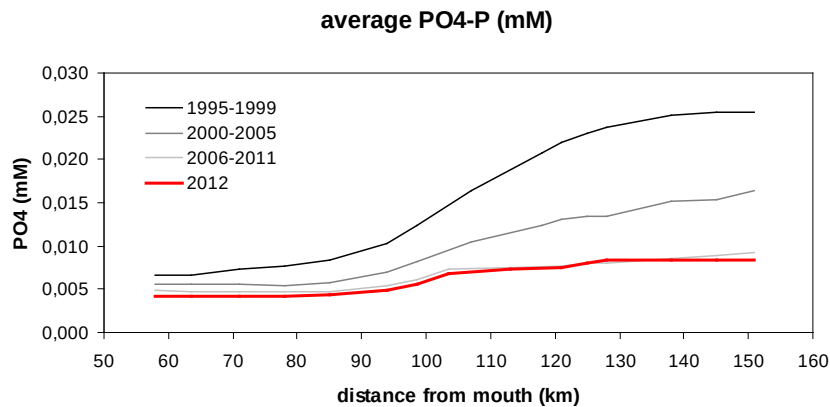
Figuur 2.28: Surface plot voor ammoniak (mM NH_3), berekend uit NH_4^+ , pH en temperatuur op basis van maandelijks gemiddelden.



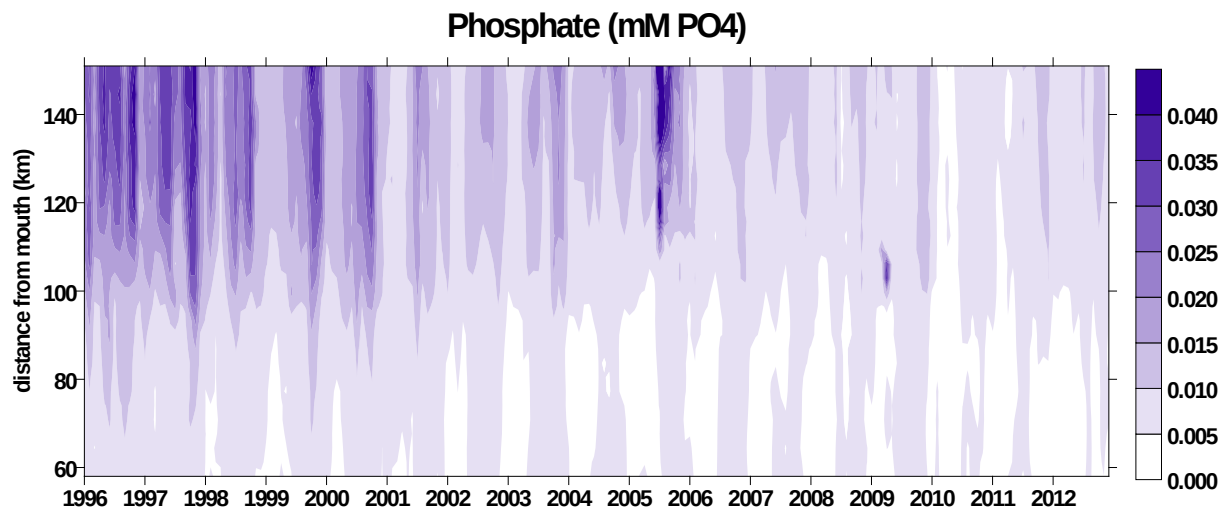
Figuur 2.29: Surface plot voor organisch stikstof (mM), op basis van maandelijks gemiddelden.

2.11. Fosfor

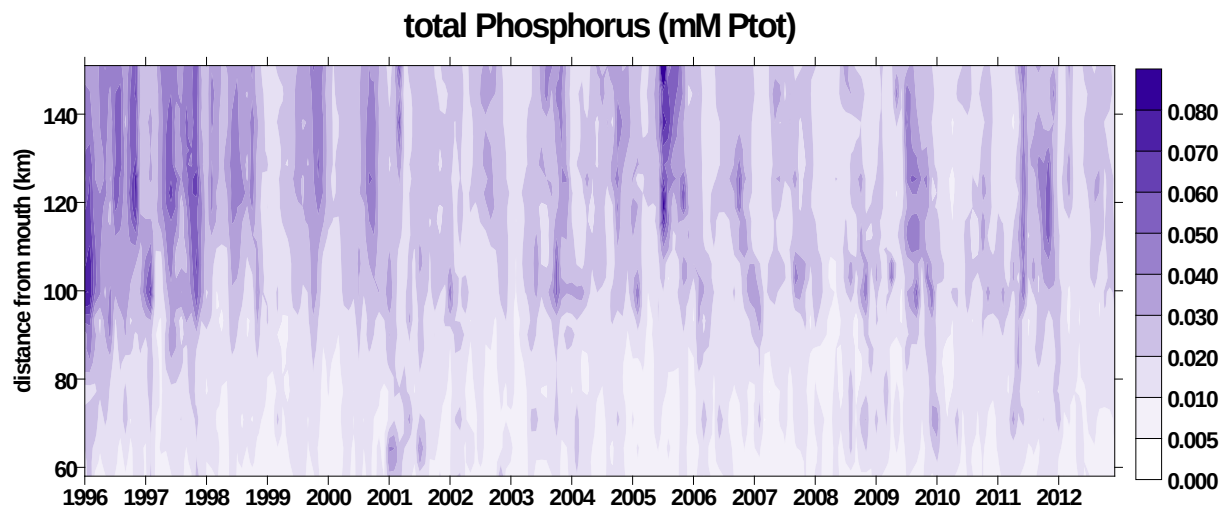
Net als voor stikstof, stelt de evaluatiemethodiek dat het nutrient fosfor in te hoge concentratie aanwezig is in de Schelde, en dat daarom een afname van de gemiddelde fosfaatconcentratie (ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije 6 jaar) nodig is. In 2012 is de jaargemiddelde concentratie echter niet of nauwelijks afgenomen, op sommige plaatsen zelfs zeer licht toegenomen, ten opzichte van de voorbije 6 jaar (Figuur 2.30). Totaal fosfor (P_{tot}) vertoont wel een daling, behalve in de oligohaliene zone.



Figuur 2.30: boven: gemiddelde fosfaat concentratie (PO₄⁻-P mM); onder: gemiddelde totaalfosfor concentratie (P_{tot} mM)



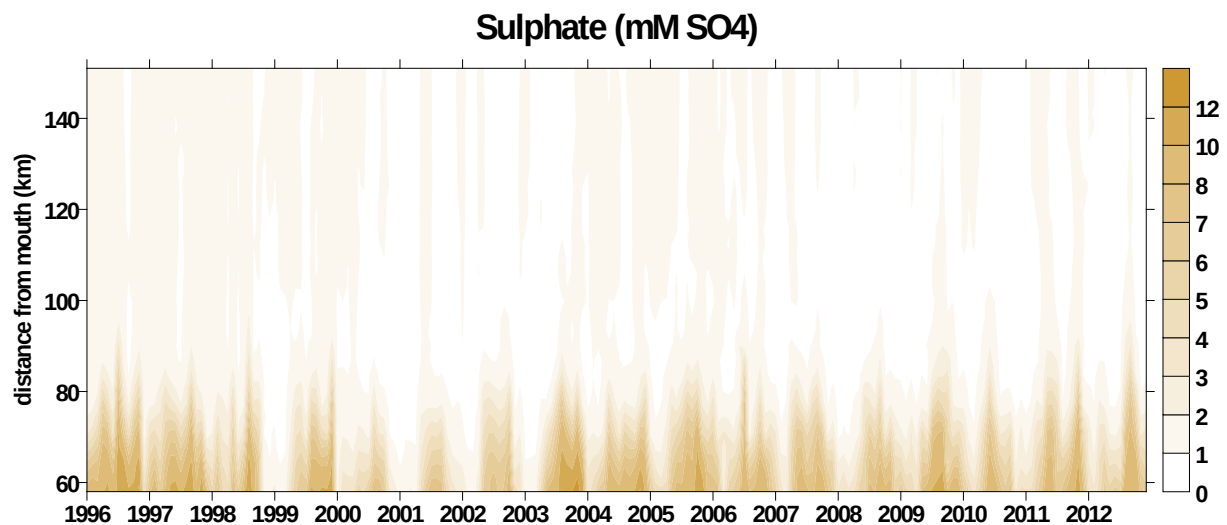
Figuur 2.31: Surface plot voor fosfaat (mM PO₄⁻), op basis van maandelijkse gemiddelden.



Figuur 2.32: Surface plot voor totaalfosfor (mM Ptot), op basis van maandelijkse gemiddelden.

2.12. Sulfaat

Het sulfaatpatroon toont veel gelijkenis met het chloridepatroon: wanneer bij lage debieten zout kan optrekken in de Zeeschelde, zien we ook sulfaat toenemen vanuit de Westerschelde richting Melle.



Figuur 2.33: Surface plot voor sulfaat (mM SO₄), op basis van maandelijkse gemiddelden.

2.13. Lichtklimaat

Sinds 2012 wordt het lichtklimaat door de Universiteit Antwerpen gemeten. Vermits fotosynthese, primaire productie, afhankelijk is van licht, is de hoeveelheid licht die kan doordringen in de waterkolom van elementair belang voor het ecosysteem. Door het troebele water kan slechts een beperkte fractie van het invallende zonlicht doordringen in de waterkolom. Voor het bepalen van het lichtklimaat wordt daarom de lichtextinctiecoëfficiënt k_D gemeten: de mate waarin licht afneemt met

de diepte, door de troebelheid van het water. Er bestaan twee methoden om die extinctie te bepalen.

De eerste methode is gebaseerd op het meten van de lichtinstraling E_0 in functie van de diepte z . Hiervoor zijn een nauwkeurige PAR sensor (lichtmeter) en een nauwkeurige dieptemeter (snelle respons drukmeter) vereist. Het logaritme van E_0 kan dan geplot worden in functie van de diepte. Als de hoeveelheid invallend licht exponentieel afneemt met de diepte, wat wordt verondersteld, levert de grafiek een rechte lijn op met helling $-k_D$. Deze methode is vrij eenvoudig, maar kent twee belangrijke nadelen. Ten eerste is geen echte continue bepaling van k_D mogelijk, omdat een sensor op en neer gehaald moet worden. Ten tweede moet tijdens het maken van het verticale lichtprofiel de hoeveelheid invallend licht constant blijven. Dit is uiteraard niet evident.

De tweede methode vermijdt deze twee belangrijke nadelen, door gebruik te maken van twee lichtsensoren die op een gekende afstand van elkaar (Δz) worden gemonteerd. Het invallende licht kan nu gelijktijdig op twee verschillende dieptes gemeten worden. Voor een meting moeten geen sensoren op en neer bewogen worden, en fluctuaties in het invallende licht vormen geen probleem: ze worden door beide sensoren gelijktijdig geregistreerd. Wanneer men uitgaat van een exponentiële afname met de diepte van het invallende licht, kan de extinctiecoëfficiënt via volgende formule bepaald worden:

$$k_d = \frac{1}{\Delta z} \ln \left(\frac{E_1}{E_2} \right)$$

waarbij E_1 de lichtinstraling aan de bovenste sensor is, E_2 de instraling aan de onderste sensor en (Δz) de verticale afstand tussen beide sensoren. Het is dus mogelijk om k_D continu te meten, zelfs bij sterk fluctuerende lichtinstraling.

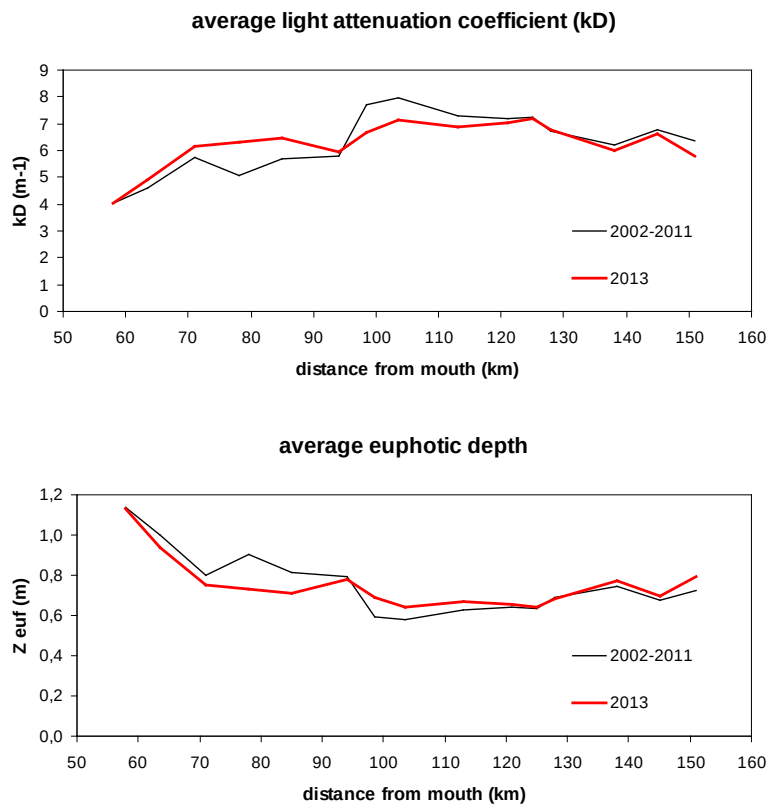
In de periode 2002-2008 werd het lichtklimaat gemeten door ULB, gebruik makend van twee sensoren op vaste afstand (methode 2). In de periode 2009-2011 hanteerde VUB-HYDR de methode met 1 op en neer bewegende sensor (methode 1). Vanaf 2012 (deze rapportage) meet Universiteit Antwerpen het lichtklimaat, weerom gebruik makend van methode 2.

Het lichtklimaat in 2012 ligt in lijn met de voorgaande jaren. De lichtextinctiecoëfficiënt k_D ([Figuur 2.34](#)) vertoont hetzelfde patroon als de voorgaande jaren. Nabij de grens is het water helderder, en de lichtextinctie bereikt een maximum in de zone tussen km 100 en 120, waar ook de zwevende stof nabij het oppervlak een maximum kent.

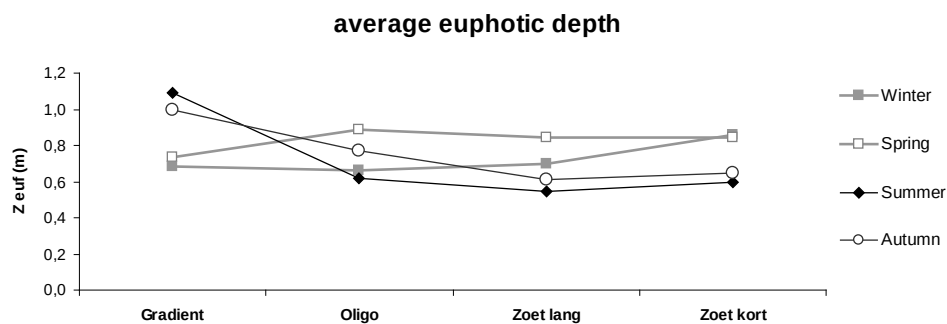
Vanuit k_D kan de eufotische diepte bepaald worden. Dit is de diepte tot waar het invallende licht kan doordringen, gedefinieerd als de diepte waarop nog slechts 1% van het invallende licht aanwezig is. Nabij station Grens bedraagt deze gemiddeld meer dan 1 meter, met uitschieters tot meer dan 2 meter. In de oligohaliene zone was deze gemiddeld nog slechts 60 cm, met af en toe minima onder de 30 cm.

Deze eufotische diepte is van groot belang voor de algenbloei. Algen hebben immers licht nodig om de bloeien; hoe beperkter de eufotische zone, hoe minder kansen voor fotosynthese. Maar naast eufotische diepte speelt ook de mengdiepte een rol: als een estuarium zeer diep is, zullen door de turbulentie, menging van het water, algen een groot deel van hun tijd doorbrengen in de donkere, diepere waterlagen. Hier zijn ze aangewezen op respiratie. Als de tijd dat algen aangewezen zijn op respiratie te lang wordt in verhouding tot de tijd voor primaire productie, is het voor algen niet meer leefbaar. Daarom wordt voor een beoordeling van het lichtklimaat de verhouding eufotische diepte over mengdiepte beschouwd: de Z_e/Z_m ratio. Hoe hoger deze ratio, hoe geschikter het lichtklimaat voor algenbloei. Daalt deze ratio onder 1, neemt de netto primaire productie snel af. Bij een ratio tussen 0,1 en 0,5 wordt de kritische grens voor overleven bereikt.

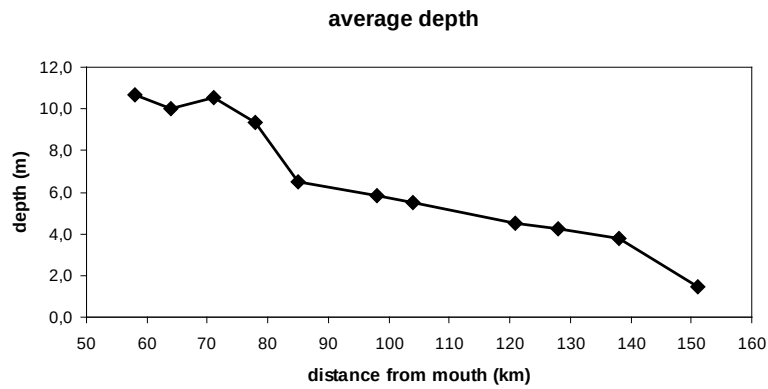
Uit [Figuur 2.36](#) en [Figuur 2.37](#) blijkt dat door de geringe diepte de zoete zones van het estuarium veel gunstiger zijn voor primaire productie, ondanks de kleinere eufotische diepte. De helderdere zone met sterke saliniteitsgradiënt scoort minder goed omwille van de gemiddeld grote diepte.



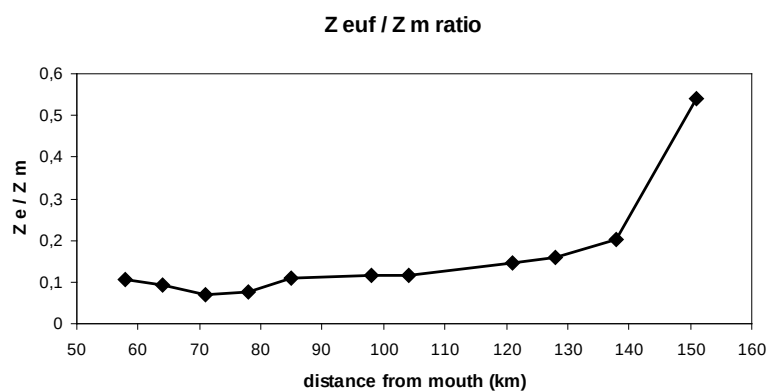
Figuur 2.34: gemiddelde lichtextinctiecoëfficiënt (boven) en eufotische diepte (onder) langsheen de Zeeschelde



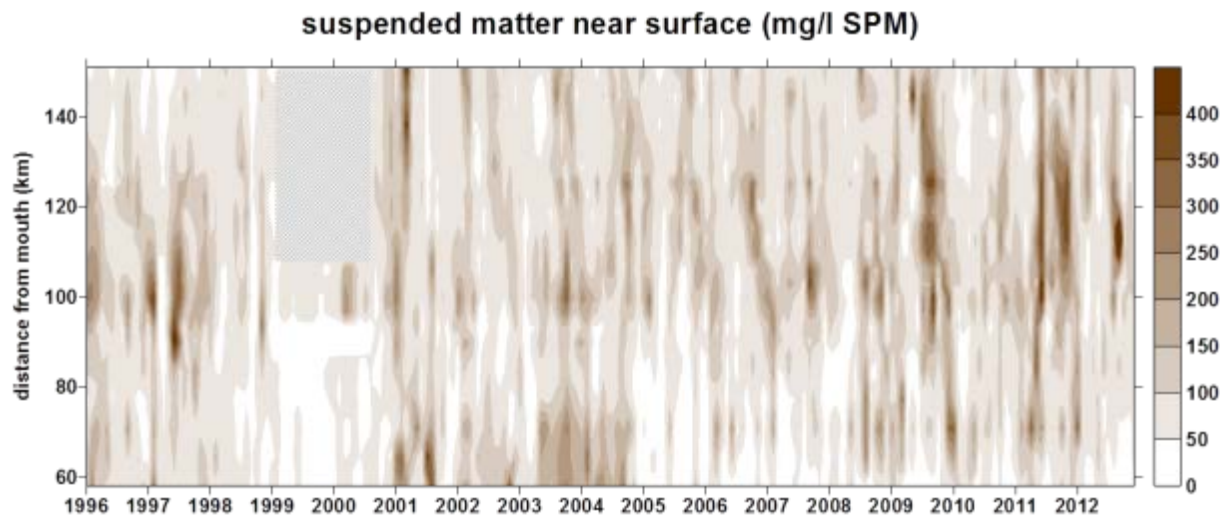
Figuur 2.35: Seizoensgemiddelde eufotische diepte per zone in de Schelde



Figuur 2.36: gemiddelde diepte langsheen de Zeeschelde



Figuur 2.37: ratio eufotische diepte / mengdiepte (gemiddelde diepte)



Figuur 2.38: Surface plot voor zwevende stof nabij het oppervlak (mg/l SPM), op basis van maandelijkse gemiddelden.

Hoofdstuk 3. Koolstofcyclus in het Schelde-estuarium

Hedendaagse situatie (2012) en lange termijn trends (1996-2012)

Natacha Brion

David Verstraeten

Claire Morgues

Willy Baeyens

Eindverslag voor deelstudie 3, periode 2012

Analytische en Milieuchemie (ANCH), Vrije Universiteit Brussel,
Pleinlaan 2, B-1050 Brussel

3.1. Introduction

The Schelde Estuary is the outlet of one of the most densely populated watersheds of Europe (425 inh./km²) and is therefore characterized by its high loads of carbon partly linked to sewage disposal. Until the 1990's sewage treatment in the catchment was poor and intense microbial activities in summer low flow conditions often resulted in oxygen depletion in the upper estuary (Meire et al., 2005). Thanks to wastewater treatment, dissolved oxygen concentrations increased during the eighties, and continued to improve until these recent years. The Schelde Estuary is thus an ecosystem experiencing very important biogeochemical changes since the last 20 years and these have major effect on the C cycling.

The objectives of this study are to describe and understand past and present variations of the carbon dynamics in the Schelde estuary between Gent and the border with the Netherlands (approx. Zandvliet).

The studied parameters include dissolved inorganic carbon forms (mainly CO₂), particulate and dissolved organic carbon (POC and DOC), Particulate nitrogen (PN) and C/N ratios of suspended particulate material. Additionally we also study the isotopic signature of dissolved inorganic carbon (DIC) and of POC as they can give us information about the relative importance of respiration vs primary production processes. In a very simplified view we can say that when primary production is important, the DIC becomes "heavier" ($\delta^{13}\text{C}$ -DIC will increase) and the POC "lighter" ($\delta^{13}\text{C}$ -POC will decrease) while the opposite will be observed when respiration processes dominate.

3.2. Material and methods

3.2.1. Sampling

Between January and December 2012, the general OMES sampling strategy was followed as described in previous chapters and included 22 longitudinal profiles (26 stations in Schelde and Rupel + tributaries), 3 tidal profiles of 13 hours in the Schelde and Rupel mainstreams (April 2012–Schonaarde, Kruibeke and Rupel), and 3 tidal profiles of 13 hours (February, April and September 2012) and one of 26 hours (July 2012) in the feeding creek of the Lippenbroek marsh.

Surface water was sampled with a clean bucket. Subsamples of 12 mL were taken in duplicate in glass vials for later determination of the isotopic signature of dissolved inorganic carbon. 15 µL of a saturated HgCl₂ solution were added to inhibit all further biological activities. The vials were then sealed with an adapted stopper avoiding headspace formation. Subsamples were also taken in clean polyethylene (PE) containers for particulate organic carbon and nitrogen. Well homogenised fractions (2/station) of 150 to 500 mL were subsequently filtered on board using pre-ashed (450°C) GF/F filters (Sartorius, 47 mm diameter). Filters were stored in Millipore Petri-dishes and preserved at -20°C till later analysis. A part of the filtrate was stored at 6°C in 50 mL PE vials with 20 µL saturated HgCl₂ for later determination of total alkalinity.

3.2.2. Analysis methods

Total alkalinity (TALK) was determined on 25 ml samples by automatic titration (Mettler-Toledo) using a standardised 0.01N HCl solution (Titrisol, Merck). The titration was conducted till the bicarbonate end-point. The dissolved inorganic carbon content and speciation (DIC = sum of bicarbonate, carbonate and dissolved CO₂) was calculated from these TALK values, pH, temperature and salinity using the “CO2SYS” Excel macro from Lewis and Wallace (2006).

For the determination of the isotopic ratio of DIC, samples were prepared 12 hours before injection in a CN – Conflo – Isotopic Ratio Mass Spectrometer (IRMS) with the following method. Three ml headspace volume was created in the serum vials by replacing water by Helium injected through the vial septum. Then 0.5 mL of *ortho*-phosphoric acid (99% crystal) was injected and the sample was left overnight for CO₂ extraction in the headspace to proceed. 300 µL of the He-CO₂ mixture were injected through a GC sample port mounted between the reduction oven and the water trap of the Elemental Analyser (EA) IRMS system (single inlet Finnigan Mat Delta V Plus). Efficiency of the extraction was assessed via repeated analysis of aliquots of reference CO₂ gas. The ¹³C/¹²C isotopic ratio of DIC is presented in the results as a δ¹³C-DIC value, obtained by the following equation:

$$\delta^{13}C_{DIC} (sample) = \frac{\frac{^{13}C}{^{12}C} sample - \frac{^{13}C}{^{12}C} std}{\frac{^{13}C}{^{12}C} std} \times 1000 = \pm \quad \times \quad \text{‰}$$

where std is an international carbon standard (PeeDee Belemnite)

For the determination of POC and PN, filters with suspended particulate material were thawed and dried at 50°C till constant weight. To assess the organic C and N contents and isotopic ratios, portions of 12 mm diameter discs were cut-out from these filters and left 4 hours under HCl vapour to remove carbonates. These filter discs were subsequently dried at room temperature in a desiccator for a few hours and then, packed in tin cups. Blank filters were submitted to the same treatment. Weights of acetanilide, and carbon isotopic standard (EAIA-CH6) were used for further determination of POC/PN concentrations and δ¹³C-POC.

Samples, blanks and standards are analysed using an Elemental Analyser (Flash EA 1112) coupled with a conflo III-interface to an Isotope-ratio mass spectrometer (IRMS - single inlet Finnigan Mat Delta V Plus).

3.2.3. Data source for the study of long term variations

Long term variations of the carbon dynamics in the Schelde estuary was studied by using all data generated by ANCH since the start of the first OMES project (1995) completed with all C related variables from the OMES database (pH, Temperature (T°C), Chlorophyll a (Chla), suspended particulate material (SPM), and dissolved organic carbon (DOC)). Water discharge data (Q) were provided by the Hydrological Information Centre (Flanders).

3.3. Results

3.3.1. Present situation (January-December 2012)

Longitudinal and seasonal variations

Longitudinal and seasonal variations of carbon related variables are presented as contour plots in [Figuur 3.1](#). Three distinct seasonal patterns can be distinguished:

The period of January and February, and coming back at the end of the year in November-December, was typically **winter** with cold waters (1 to 10°C), low concentrations of POC and PN, high C/N ratios and $\delta^{13}\text{C}$ -POC ('heavy' POC), high CO_2 values and low $\delta^{13}\text{C}$ -DIC ('light DIC') – all signs of minimum primary production activity.

The period extending from April till May-June was typically a **spring** situation. The upper and mid-estuary showed the succession of periods with low CO_2 and heavy DIC, low C/N ratios and light signatures of the POC – all signs of the presence of phytoplankton biomass and active primary production.

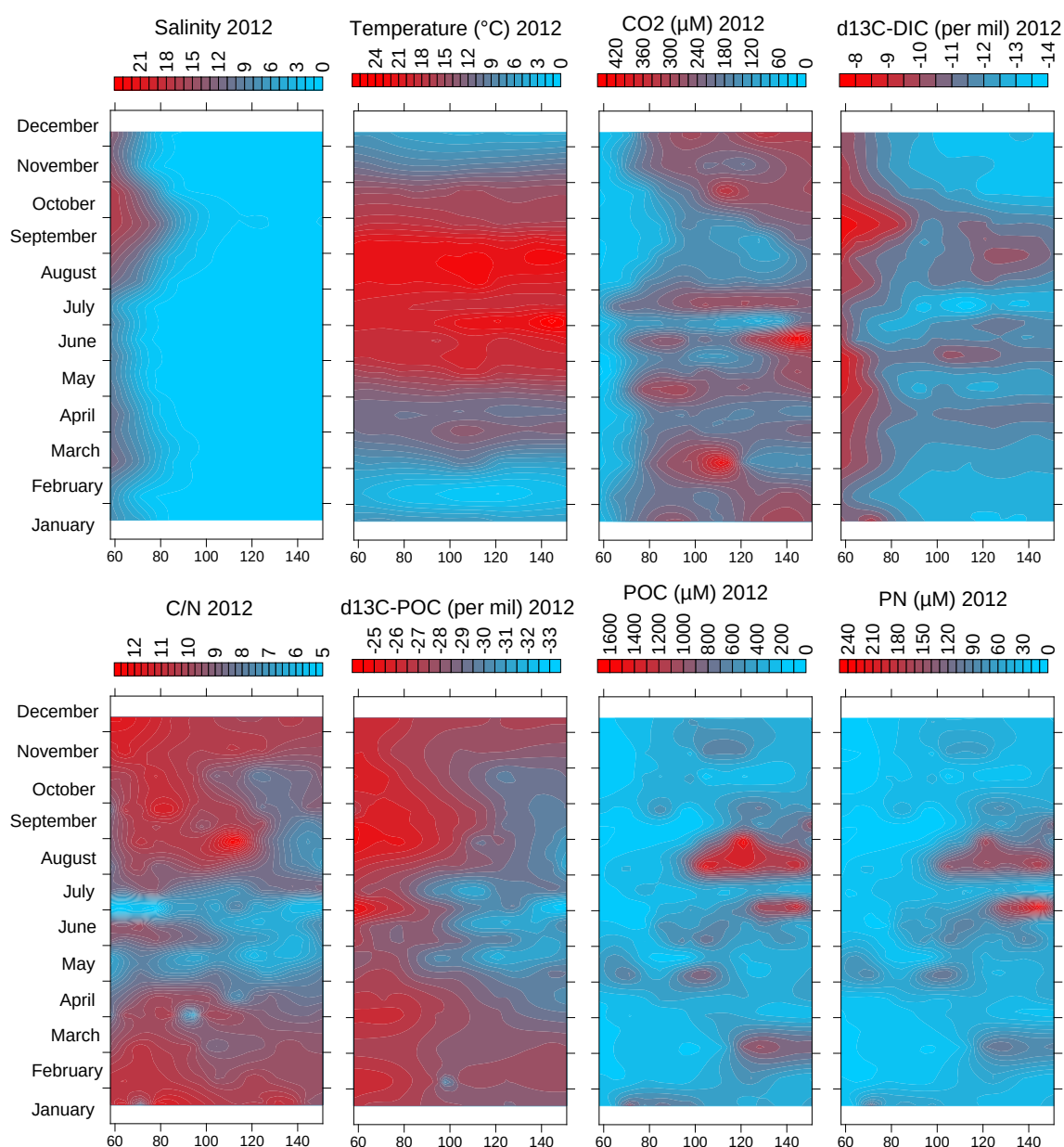
The September-October period was typically an **end of summer-fall** situation: particulate organic matter has still the characteristics of phytoplankton (low C/N and light ^{13}C -POC signature), however CO_2 increases and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC becomes lighter, showing the dominance of respiration processes over primary production.

It is to be noted that the absolute concentrations of POC and PN are not always linked with phytoplankton biomass, demonstrating as usual the mixed origin of the suspended particulate organic matter pool.

Compared to previous recent years (2010, 2011), seasonal and longitudinal distribution of concentrations in 2012 are in general more "patchy", and averages for 2012 showed higher CO_2 concentrations and lower $\delta^{13}\text{C}$ -DIC ([Tabel 3.1](#)), showing a reduced primary production/enhanced respiration in the system that year.

Tabel 3.1: Average carbon related characteristics of the freshwater Schelde estuary for the last 3 years

average	O ₂ mg/l	CO ₂ μM	δ ¹³ C-DIC ‰	Chla μg/l	POC μM	δ ¹³ C-POC ‰
2010	7.4	197	-11.4	71.3	491	-29.6
2011	7.4	172	-11.0	53.3	685	-28.7
2012	7.4	216	-12.0	55.9	493	-28.9



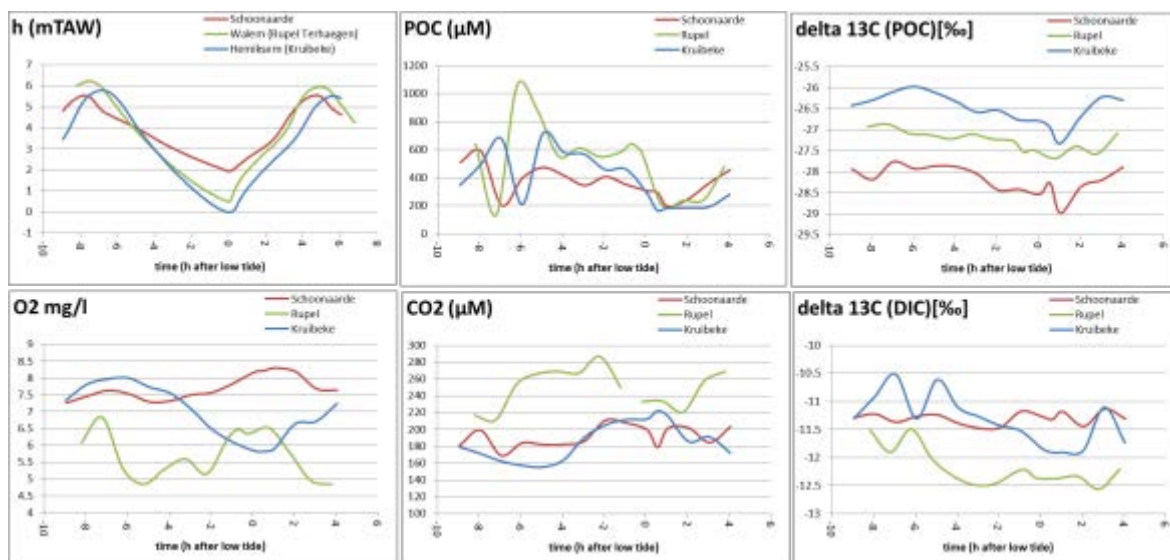
Figuur 3.1: Contour Plot representing seasonal (January-December 2012) and longitudinal (Melle 151km to Dutch border 58km) variations of salinity, temperature (T°C), CO₂ (CO₂ μM), δ¹³C-DIC (13C-DIC), C/N ratio of suspended particulate material (C/N – SPM), δ¹³C-POC (13C-POC), POC and PN in the Schelde estuary

3.3.2. Tidal variations in the Schelde and Rupel

Tidal variations of carbon related variables at Schoonaarde (upstream estuary), Kruibeke (downstream estuary) and Terhaegen (Rupel) in April 2012 are presented in [Figuur 3.2](#).

Variability of particulate organic material (POC [Figuur 3.2](#)) was high at the 3 stations, with a minimum concentrations observed at high tide, probably when current velocities are close to 0 (slack waters). The isotopic signature of POC did not vary much over the tidal cycle (there is a small decrease with POC during the ebb) but were very different between the 3 stations: POC was the lightest in the upstream estuary (Schoonaarde) and the heaviest in the downstream estuary (Kruibeke). This shows a stronger influence of phytoplankton material in the upstream estuary as also confirmed by the lower C/N ratio in Schoonaarde (8.9) compared to Kruibeke (10.6).

Variations of CO₂ and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC were quite invariable over the tidal cycle in the upstream estuary (Schoonaarde) with the lowest tidal amplitude. Higher variations are observed at the more downstream stations. Very generally and as already observed previously, one can observe that the variations during ebb and flood mirror each other as same water masses pass up and down the sampling locations.



Figuur 3.2: Tidal variations of water level (data from waterbouwkundig laboratorium), POC, $\delta^{13}\text{C}$ -POC, O₂, CO₂ and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC in Schoonaarde (upstream Schelde), Terhaegen (Rupel) and Kruibeke (Downstream Schelde) in May 2011. Time scale (X axes) is in hours after low tide. 0 = low tide

3.3.3. Tidal variations at the gate of the Lippenbroek marsh

At each tidal cycle, the Lippenbroek marsh is submersed by Schelde water during the flood while during the ebb, water flows back to the river. Variation of carbon related variables were followed in the waters coming in and out of the marsh during several tidal cycles to evaluate the global effect of biogeochemical transformation processes occurring in the marsh on carbon pools. In summary, we want to know whether the marsh acts as a source or a sink of C for the Schelde waters.

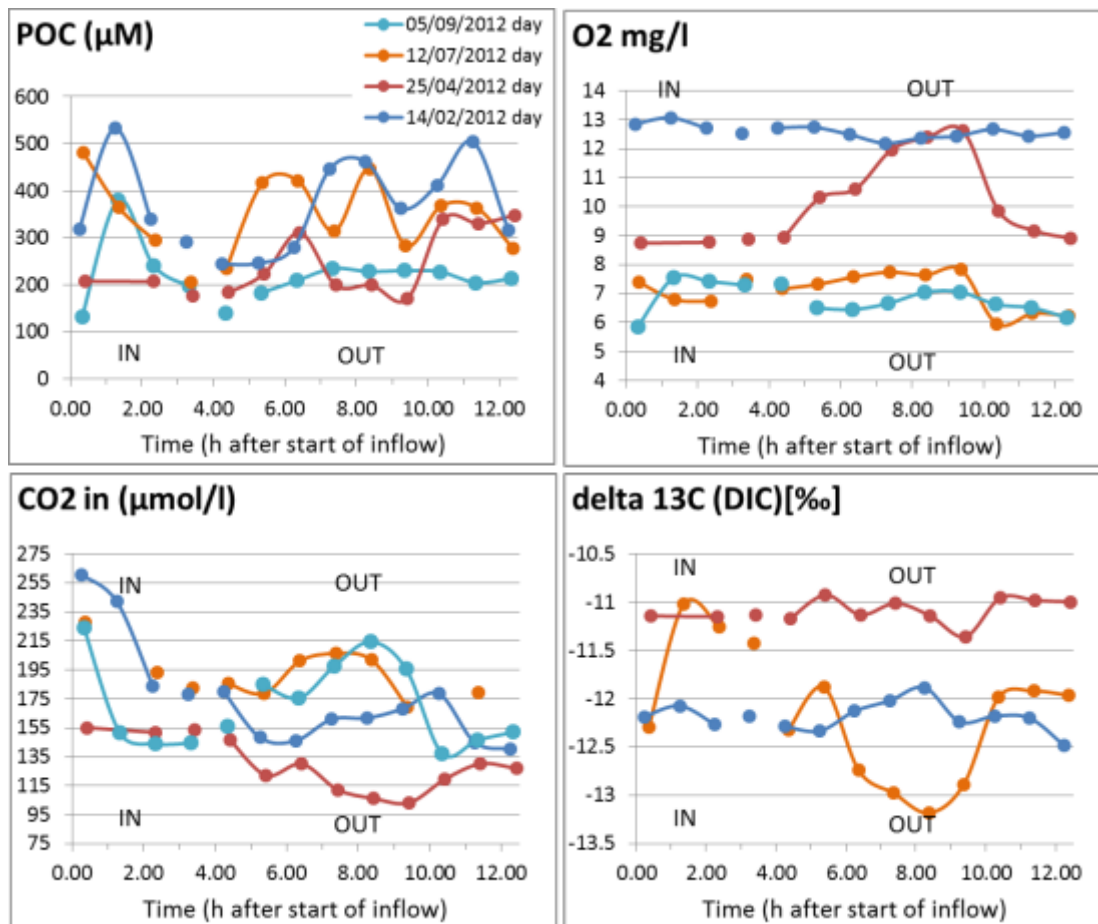
Results are shown ([Figuur 3.3](#)) for 4 tidal cycles illustrating contrasting seasonal situations:

14/02/2012 (13 hours, 1 day cycle): average temperature of 1°C – cold winter situation

25/04/2012 (13 hours, 1 day cycle): average temperature of 11°C – spring situation

12/07/2012 (26hours, 2 cycles): average temperature of 20°C – summer situation

05/09/2012 (13 hours, 1 day cycle: average temperature of 21°C –summer situation



Figuur 3.3: Variability of POC, Oxygen, CO₂ and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC in the inflowing (IN = flood) and outflowing (OUT = ebb) water of the Lippenbroek marsh during 4 diurnal tidal cycles.

Results show that, in September and February, the inflowing waters are characterized by a peak concentration of POC occurring very shortly after the start of the flood – as already observed previously. This probably linked to resuspension of creek sediment material by the first water flush. During ebb outflow, and for the other tidal cycles, POC behavior was more variable with no particular seasonal trend. Further interpretation of this particulate matter pool needs clearly to rely on hydrological characteristics (water flows and velocities) not available at present time.

Dissolved inorganic carbon and the associated isotopic signature did display seasonal variations.

During winter, after a peak concentration in inflowing waters probably due to sediment disturbance with the first flush of flood waters, CO₂ and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC in outflowing waters are stable (160 μM , -12.2 ‰) and close to what is observed in Schelde waters (174 μM CO₂ and -12.0 ‰ $\delta^{13}\text{C}$ -DIC) while oxygen concentrations showed saturation and similarly no variation with time. These values can be considered as the typical winter baseline signals as at these very low temperatures (1°C), biological activity may be considered as minimal with no influence on the C pools.

During spring (25/04), outflowing waters did show a significant decrease of CO₂ concentration and increase of O₂ compared to the inflow, and the $\delta^{13}\text{C}$ -DIC was high (1 ‰ higher than in winter) but relatively invariable over time. This demonstrates the significant importance of primary production in the marsh at this season (O₂ production and CO₂ consumption).

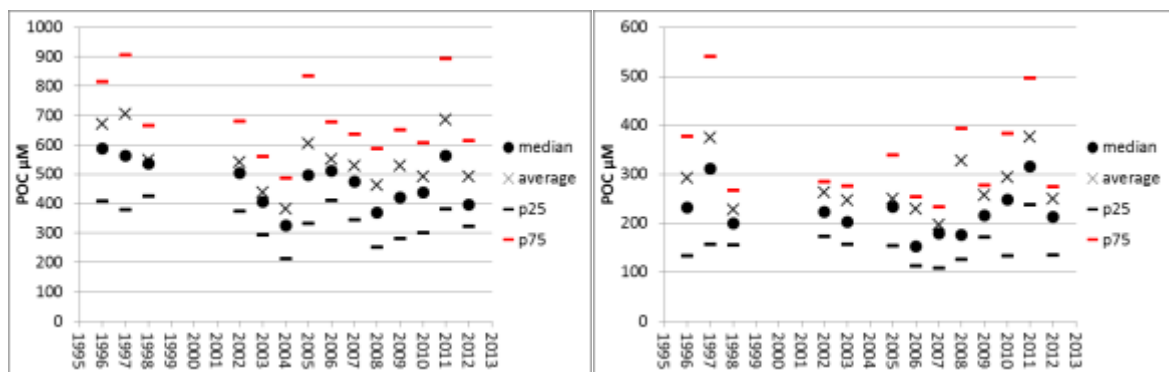
The summer situations of July and September are very similar. CO₂ concentration increased in outflowing waters, while O₂ slightly decreased; and there was a clear decrease of the $\delta^{13}\text{C}$ -DIC. This shows the dominant importance of respiration processes in the marsh at this season.

A real carbon budget for the marsh could not yet be established at this stage but will be calculated in the future by relying on water flow measurements performed during the monitoring.

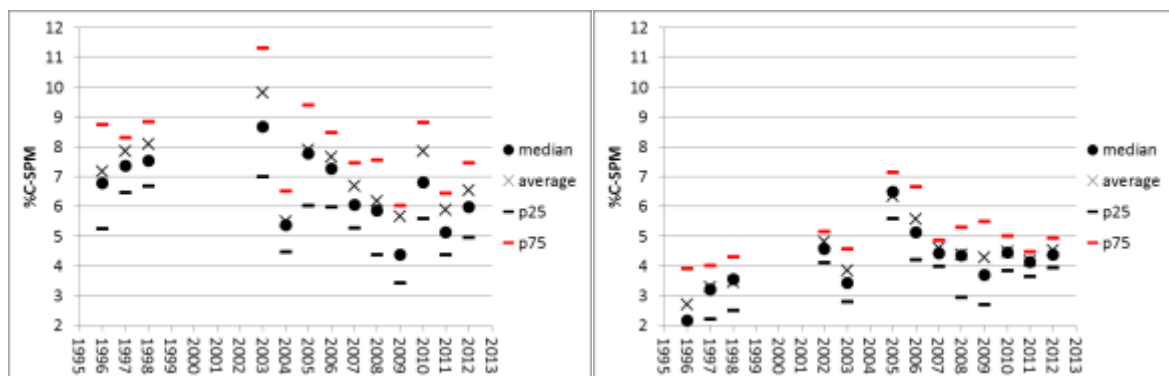
3.3.4. Long term variability (1997-2012)

In order to evaluate the long term trends in carbon related variables, the Schelde estuary was divided in 2 parts: the freshwater estuary – free of any influence of marine waters, and the brackish water estuary – influenced by marine waters. Basically we considered that all stations having salinity higher than 2 belonged to the brackish estuary.

For both parts of the estuary, particulate organic carbon varies seasonally with maximum at summer low flows and minimums at winter high flows ([Figuur 3.10](#) en [Figuur 3.11](#)). Concentrations in 2012 are lower than in 2011 but similar than in 2008-2010, and above all, clear consistent long term trends are not observed ([Figuur 3.4](#)) and we can conclude that absolute concentrations of the POC pool did not change significantly over the observation period. A small decreasing trend (around 8.5% in 2003 to around 5% after 2009) is however observed in the freshwater estuary when considering the relative C content of SPM ([Figuur 3.5](#)) although year to year variations are important.



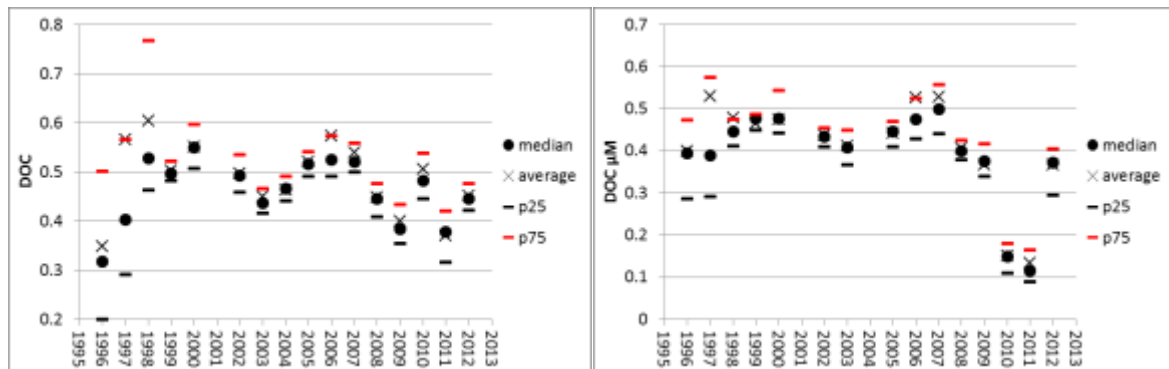
Figuur 3.4: Yearly median, average, percentile 25% and 75% of particulate organic carbon concentration in the fresh (left) and brackish-water (right) estuary of the Schelde from 1996 to 2012.



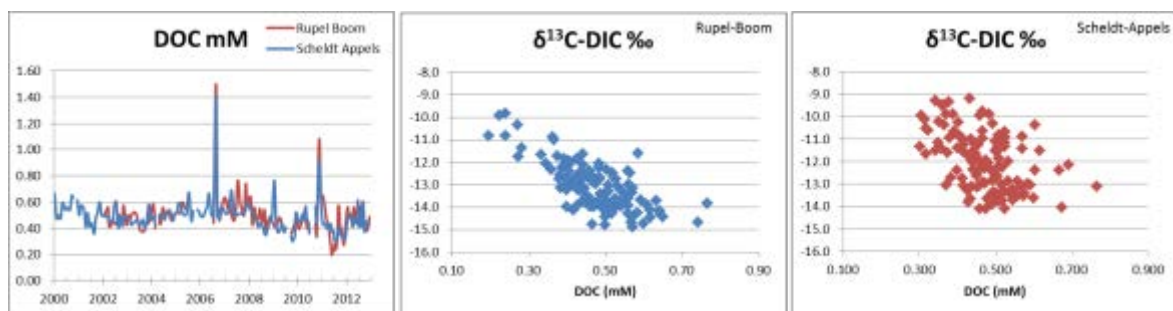
Figuur 3.5: Yearly median, average, percentile 25% and 75% of the carbon content of SPM (% of dry weight) in the fresh (left) and brackish-water (right) estuary of the Schelde from 1996 to 2012.

Considering dissolved organic carbon, this carbon pool seems clearly to decrease from 2008 to 2011, especially in the brackish water part of the estuary ([Figuur 3.6](#), [Figuur 3.9](#) and [Figuur 3.10](#)). However, higher concentrations are again observed in the freshwater part of the estuary in the winter 2010 and the winter 2011; and in the brackish part of the estuary in 2012. The long term DOC dynamics in the Schelde estuary are thus quite complex. Several factors may influence the DOC dynamics. In the year 2008, the large sewage treatment plant of Brussels North became operational and could

possibly explain the important decrease in DOC in the estuary. The increase in winter 2010 and 2011 could be related to extreme heavy rain and flood events – preventing efficient sewage treatment. An additional aspect to be considered in more details in future investigations is the interactions with primary production, phytoplankton composition and dynamics, as DOC can be used as a substrate by some species of phytoplankton (mixotrophic species, see for example Burkholder et al 2008). The importance of primary production as a potential control on DOC dynamics may be indicated by the fact that the decrease of DOC is correlated with the increase of $\delta^{13}\text{C-DIC}$ – an indicator of primary production ([Figuur 3.7](#)). This is especially visible in the Rupel at Boom. Similar trend, but less obvious, can also be observed in the Schelde upstream.

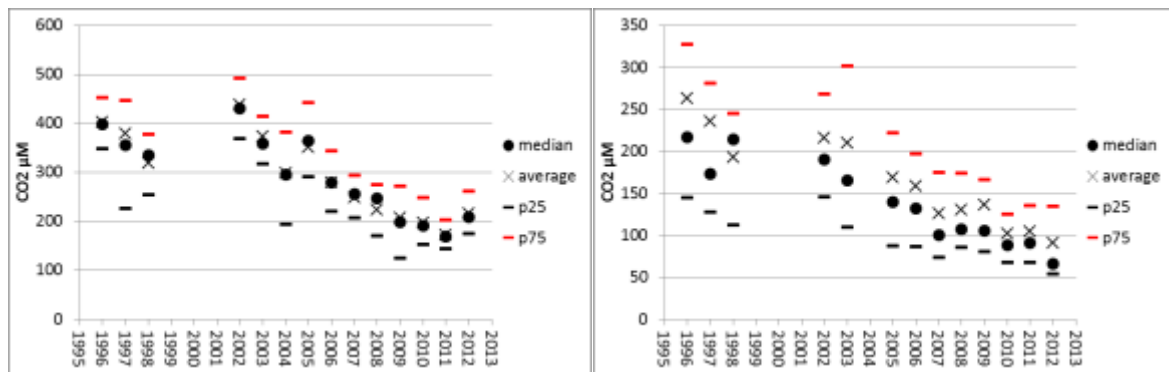


Figuur 3.6: Yearly median, average, percentile 25 and 75 of the dissolved organic carbon concentration in the fresh (left) and brackish-water (right) estuary of the Schelde from 1996 to 2012.

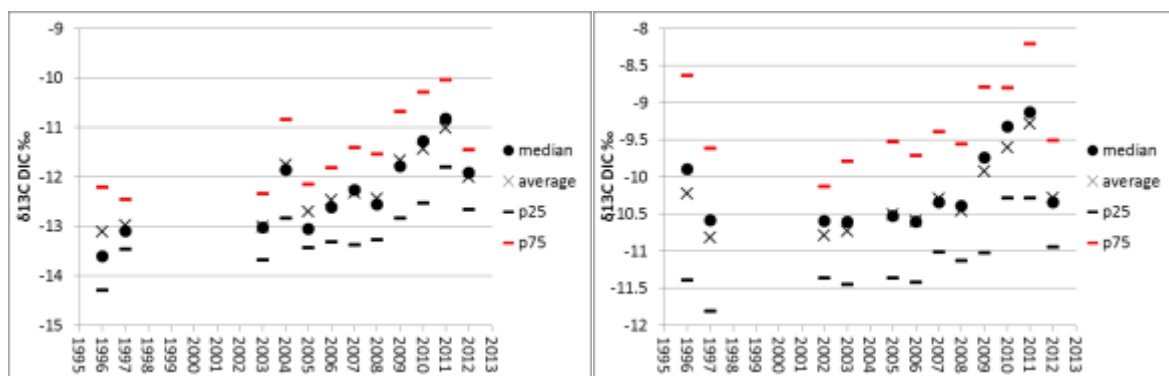


Figuur 3.7: DOC concentration in Rupel-Boom and Schelde-Appels from 2000 to 2013 (left); $\delta^{13}\text{C-DIC}$ as function of DOC in Rupel-Boom (middle) and Schelde-Appels (right).

Another interesting long term trend concerns both the CO_2 concentrations and $\delta^{13}\text{C-DIC}$. Both display a clear seasonal pattern with high CO_2 and low $\delta^{13}\text{C-DIC}$ during winter high flows and low CO_2 and high $\delta^{13}\text{C-DIC}$ in summer low flows ([Figuur 3.10](#) and [Figuur 3.11](#)). But above all, CO_2 concentrations clearly decreased in both parts of the estuary since 2007 and DIC became heavier ([Figuur 3.8](#) and [Figuur 3.9](#)). Both can result from an increase of primary productivity and a decrease of respiration processes and are closely linked with O_2 trends. However, the tendency on $\delta^{13}\text{C-DIC}$ seems to break in 2012 with again lower values, especially in the brackish part of the estuary.



Figuur 3.8: Yearly median, average, percentile 25 and 75% of CO₂ concentration in the fresh (left) and brackish-water (right) estuary of the Schelde from 1996 to 2012.



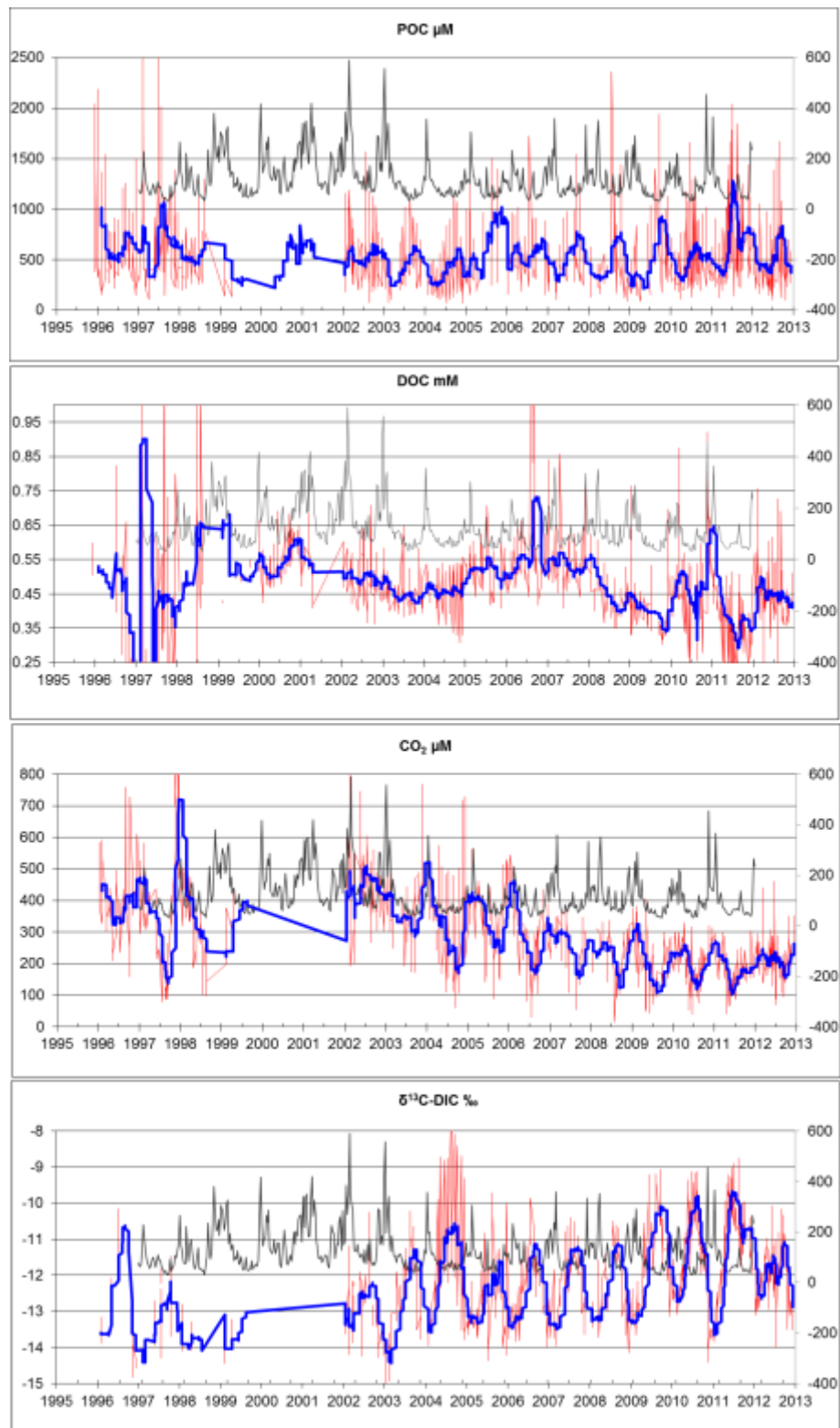
Figuur 3.9: Yearly median, average, percentile 25 and 75% of $\delta^{13}\text{C-DIC}$ in the fresh (left) and brackish-water (right) estuary of the Schelde from 1996 to 2012.

3.4. Reference

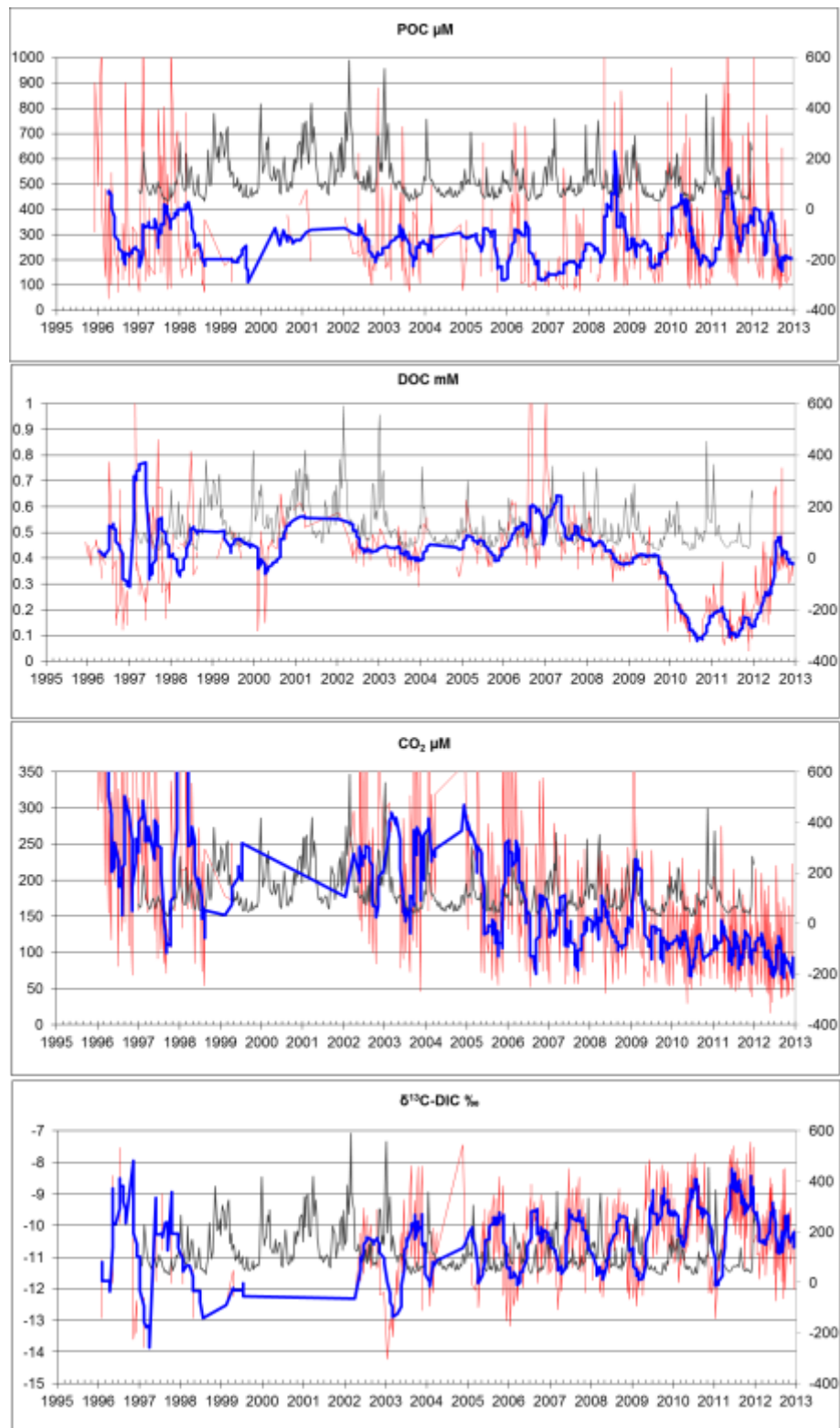
Burkholder JAM, Glibert PM, Skelton HM (2008) Mixotrophy, a major mode of nutrition for harmful algal species in eutrophic waters. *Harmful Algae* 8: 77–93.

Meire P., Ysebaert T., Van Damme S., Van den Bergh E., Maris T., Struyf E. (2005) The Schelde estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540: 1–11.

Lewis P. D. E. and Wallace D. W. R. (2006) MS Excel Program Developed for CO₂ System Calculations. ORNL/CDIAC-105a. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.



Figuur 3.10: Variability in POC, DOC, CO₂ and δ¹³C-DIC (red line – left scale) and monthly moving average (blue line – left scale) in all freshwater stations (salinity < 1) of the Schelde estuary and water discharge (m³/s) in Schelle (black line – right scale) between 1996 and 2012. Note: no discharge for 2012 available at the time the report was written.



Figuur 3.11: Variability in POC, DOC, CO₂ and $\delta^{13}\text{C-DIC}$ (red line – left scale) and monthly moving average (blue line – left scale) in all brackish water stations (salinity > 1) of the Schelde estuary and water discharge (m^3/s) in Schelle (black line – right scale) between 1996 and 2012. Note: no discharge for 2012 available at the time the report was written

Hoofdstuk 4. Zwevende stof in de Zeeschelde

Stromings- en sedimentconcentratie-metingen in de Zeeschelde 2012

Eindverslag voor deelstudie 4 (deeltaak IMDC), periode 2012

International Marine & Dredging Consultants

Coveliersstraat 15, 2600 Antwerp, Belgium

Tel: + 32 3 270 92 95

Fax:: + 32 3 235 67 11

Email: info@imdc.be

Website: www.imdc.be

4.1. Inleiding

4.1.1. De opdracht

In het kader van het onderzoeksprogramma OMES werd door 'Waterwegen en Zeekanaal NV, afdeling Zeeschelde' het bestek 16EI/10/49 (Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu) gegund aan de Universiteit van Antwerpen (UA). In het kader van deze gunning zal International Marine and Dredging Consultants NV (IMDC) in onderaanneming van UA een groot deel van deelopdracht 4 uitvoeren.

De taak van IMDC binnen deze deelopdracht omvat het uitvoeren van een studie naar de sedimentologie in het Vlaams gedeelte van het Schelde-estuarium. Hiertoe wordt een maandelijkse monitoring in de winter (oktober t/m maart) en een monitoring tweemaal per maand in de zomer (april t/m september) uitgevoerd. Eveneens worden er jaarlijks tijcampagnes uitgevoerd te Kruibeke en Schoonaarde, in de zoetwatergetijdenzone, op de Rupel en ter hoogte van het GGG te Lippenbroek.

IMDC staat in voor het uitvoeren van de turbiditeitsmetingen en de stroomsnelheidsmetingen en eveneens zal IMDC deze metingen verwerken en rapporteren.

Deelopdracht 4 bevat ook het meten van het lichtklimaat. Deze taak werd opgenomen door de Universiteit Antwerpen. De resultaten hiervan zijn opgenomen in hoofdstuk 2. Verder bevat deelopdracht 4 een pakket taken in Lippenbroek: opvolgen van de morfologische evolutie en sedimentatie/erosie metingen. Deze resultaten staan gebundeld in het laatste hoofdstuk dat alle Lippenbroek onderzoek samenvat.

4.1.2. Doel van deze deeltaak (IMDC)

Deze studie heeft tot doel om enerzijds op vaste tijdstippen (maandelijks in de winter en 2 wekelijks in de zomer) en op vastgestelde meetlocaties een diepteprofiel te meten van de stroming (stroomsnelheid- & richting) en de sedimentconcentratie.

De tweede deeltaak van deze studie is om tijdens springtij verscheidene 13-uursgetijdemetingen uit te voeren op verschillende locaties in het Scheldebekken. Het doel van deze metingen is het bestuderen van de evolutie van stroomsnelheid en sedimentconcentratie over een tijdperk.

4.1.3. Overzicht van deze studie

Het voorliggende rapport beschrijft het geheel van metingen die door IMDC in het kader van OMES werden uitgevoerd in 2012. Dus zowel de maandelijkse diepteprofielen als de discrete tijmetingen. Dit rapport is het tweede rapport, na het rapport van 2011 (IMDC, 2011), van een reeks jaarlijkse rapporten.

4.1.4. Opbouw van dit hoofdstuk

Hoofdstuk 4.1 geeft een algemene inleiding. Hoofdstuk 4.2 geeft een beschrijving en opzet van de ganse meetcampagne. Hoofdstuk 4.3 beschrijft verloop van de meetcampagnes en hoofdstuk 4.4 de verwerking van de ruwe meetwaarden naar de uiteindelijke meetresultaten. De resultaten van de 13-uurscampagnes en maandelijkse monitoring worden in hoofdstuk 4.5 beschreven.

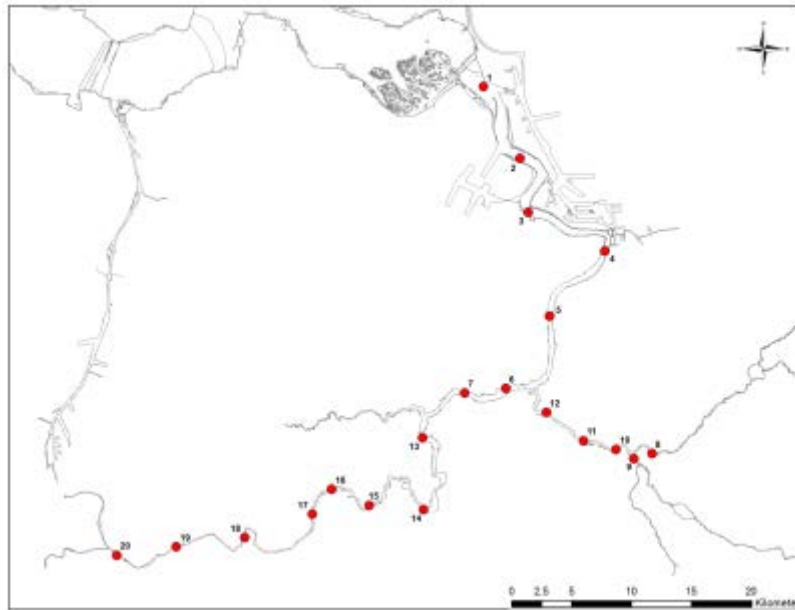
4.2. Beschrijving van de meetcampagne

4.2.1. Het studiegebied

Het studiegebied omvat het tijgebonden gedeelte van het Zeescheldebekken op Vlaams grondgebied van de Belgisch-Nederlandse grens tot en met de gemeente Melle (langsheen de Schelde) en de gemeente Rumst (langsheen de Rupel).

4.2.2. Maandelijkse campagnes

Langsheen de Schelde en de zijrivier Rupel werden er in de winter maandelijks en in de zomer tweemaal per maand op 20 vaste locaties profielmetingen uitgevoerd voor stroming en sedimentconcentratie aan de hand van een Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP). Van de 20 meetlocaties zijn er 16 locaties langsheen de Zeeschelde gelegen, 3 locaties langsheen de Rupel, 1 op de Dijle en 1 op de Beneden-Nete. Een overzicht wordt gegeven in [Figuur 4.1](#) en [Figuur 4.2](#).



Figuur 4.1: Meetlocaties OMES voor maandelijkse monitoring.

Tabel 4.1: Overzicht van de 20 vaste meetlocaties

Nr	Meetlocatie	Herkenningpunt	Km t.o.v. monding
1	Belgisch-Nederlandse grens	boei 87	58
2	Liefkenshoek	boei 92	63
3	Kallo	boei 105	72
4	Antwerpen	ter hoogte van het Steen	79
5	Kruibeke	veerpont	85
6	Steendorp	ter hoogte van de kerk	94
7	Temse	brug	98
8	Beneden-Nete	tussen brug E19 - N1	
9	Dijle (tidaal)	voetgangersbrug	
10	Terhagen (Rupel)	kerk	
11	Boom (Rupel)	veerpont	
12	Niel (Rupel)	loskade	
13	Lippenbroek	ter hoogte van GGG	103
14	Baasrode	veerpont	113
15	Dendermonde	ponton Afd. Zeeschelde	122
16	Sint Onolfs	bocht van Damme	125
17	Appels	veerpont	128
18	Uitbergen	baanbrug	140
19	Wetteren	baanbrug	145
20	Melle	baanbrug	151

4.2.3. tijcampagnes

Gedurende 3 dagen in het jaar werden er op 3 locaties in het Scheldebekken aan Kruibeke, Terhagen (Rumst) en Schoonaarde (Dendermonde) gemeten ([Figuur 4.2](#)). Daarnaast werd er ook ter hoogte van het GGG te Lippenbroek jaarlijks 2 4-uurscampagnes uitgevoerd. In 2011 werd ook één 4-uurscampagne aan Lippenbroek uitgevoerd en wordt ook opgenomen in dit rapport. Al deze profielmetingen werden bij springtijcondities uitgevoerd en op een vaste locatie in de vaargeul. De werkwijze is analoog aan de uitvoering van de maandelijkse campagnes.

Tijdens de 13-uursmetingen werden ook raaien gevaren in kader van MONEOS die uitgevoerd en verwerkt zijn door het Waterbouwkundig Laboratorium (WL). Uitgezonderd zijn de raaimetingen in 2011 (IMDC, 2012) en aan GGG Lippenbroek die werden uitgevoerd door IMDC. Aan GGG Lippenbroek worden deze uitgevoerd met de bijboot van het meetschip (type zodiac) tussen Schelde en de in- en uitwateringsstructuren (kil).

De coördinaten van de 4 verschillende meetlocaties staan weergegeven in [Tabel 4.2](#).



Figuur 4.2: Situeringkaart van de 3 verschillende 13-uursmetingen.

Tabel 4.2 Coördinaten van de theoretische locatie van de meetprofielen.

Meetlocatie	X-coördinaat (UTM31 ETRS89)	Y-coördinaat (UTM31 ETRS89)
Kruibeke	592 641	5 669 699
Terhagen	597 851	5 659 149
Schoonaarde	570 549	5 650 825
Lippenbroek 20120214	582 208	5 660 218
Lippenbroek 20120905	582 260	5 660 308



Figuur 4.3: Situeringkaart Lippenbroek.

4.2.4. Meetprocedure

Tijdens de maandelijkse campagnes en 13-uurscampagnes worden een gelijkaardige meetprocedure gehanteerd. Op iedere meetlocatie wordt er gedurende 5 minuten continu gemeten met een ADCP, dewelke voor iedere 0.5 of 0.25 meter een snelheidsmagnitude, een snelheidsrichting en een akoestische backscatter meet. Gelijktijdig met deze ADCP-meting wordt er een kalibratieprofiel genomen met een CTD-OBS om het akoestisch signaal van de ADCP om te rekenen naar een sedimentconcentratie.

Tijdens het nemen van een kalibratieprofiel wordt een kabel, uitgerust met een turbiditeitssonde en watersampler langzaam gevierd tot aan de bodem, met telkens op twee dieptes een pauze. Op deze 2 dieptes wordt er telkens een waterstaal genomen met behulp van de watersampler. Het waterstaal wordt achteraf in een labo geanalyseerd op sedimentconcentratie wat als referentiestaal gebruikt wordt tijdens het kalibratieproces van het ADCP-signaal. De turbiditeitsmetingen op de 2 kalibratiedieptes worden aan de hand van sedimentconcentraties van de waterstalen omgerekend naar concentraties. De omgerekende turbiditeitswaarden dienen als controlemetingen tijdens het kalibratieproces. Met behulp van de Sediview software wordt het akoestisch signaal omgerekend naar sedimentconcentraties. Deze Sediview methode staat beschreven in 0.

Tijdens het profileren wordt saliniteit geregistreerd om de actuele geluidssnelheidprofiel in de waterkolom te berekenen. Dit profiel is nodig om tijdens de verwerking, iedere gemeten cel exact te positioneren in de waterkolom.

Tbv de raaimetingen aan GGG Lippenbroek wordt de bijboot van het meetschip uitgerust met een ADCP en wordt continu een vaste raai afgevaren tussen Schelde en in- en uitwateringsstructuren van de GGG Lippenbroek. Het akoestisch signaal van ADCP wordt tijdens de verwerking omgerekend naar sedimentconcentraties aan de hand van de gemeten kalibratieprofielen die genomen zijn op

hetzelfde tijdstip als op het moederschip. Dit zorgt ervoor dat het stroompatroon en sedimentconcentratie over de dwarssectie gevisualiseerd kan worden.

4.2.5. Meetinstrumenten

Een uitgebreide beschrijving van ieder meetinstrument is terug te vinden in Hoofdstuk 10. Hieronder volgt een overzicht van de gebruikte meettoestellen met de bijhorende instellingen.

ADCP

De stroomsnelheids- en sedimentconcentratieprofielen werden genomen met een ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) van Teledyne RDI.

Voor al de metingen werd gebruik gemaakt van een RDI ADCP van het type Workhorse Sentinel 1200kHz. Positie en heading werden met behulp van een Vector Hemisphere GPS gemeten en zowel de ADCP als de GPS data werden ingewonnen met behulp van acquisition software WinRiver. Overzicht van de belangrijkste instellingen wordt gegeven in [Tabel 4.3](#). De celgrootte is op de meest opwaartse en ondiepere plaatsen verkleint naar 0.25m in plaats van 0.5m.

Tabel 4.3: Een overzicht van algemene ADCP-instellingen tijdens de meetcampagnes

<i>Belangrijkste instellingen van de ADCP 1200kHz Workhorse in Winriver</i>
Cell depth: 0.5 m*
Number of Water pings per ensemble: 2
Number of Bottom Track pings per ensemble: 2
Time between ensembles: 0
Averaging: None
Speed of Sound: Fixed 1500 m/s
Salinity 0 psu
3-beam solution: enabled
Beam angle: 20°

* uitgezonderd Schoonaarde, Terhagen en Lippenbroek waar de celgrootte 0.25m bedraagt.

CTD-OBS instrumenten

Een multiparametersonde van RBR wordt gebruikt voor het opmeten van turbiditeiten via optical backscatter (OBS). Het instrument is ook uiterst geschikt als saliniteitsmeter via het opmeten van conductiviteit, temperatuur en diepte (CTD). Deze 3 parameters worden gebruikt om via de UNESCO-formule (Unesco, 1983) de saliniteit te berekenen.

Als reserveinstrumenten wordt een OBS-3A van Campbell Scientific voor het opmeten van turbiditeiten en een CTD-diver van Van Essen voor het opmeten van saliniteit.

Watersampler

Met behulp van een pomp of Van Dornsampler werden waterstalen verzameld tijdens de meetcampagnes. Het begin van de pompdarm of Van Dornsampler wordt bevestigd aan een kraankabel, samen met het CTD-OBS instrument zodat steeds de diepte van de staalname bepaald kan worden.

4.3. Verloop van de meetcampagnes

4.3.1. Maandelijkse campagne

Gedurende 2012 is er gedurende de wintermaanden 1 keer per maand en gedurende de zomermaanden 2 keer per maand een volledige meetcampagne uitgevoerd waarbij op de 20 verschillende locaties telkens 1 diepteprofiel werd gemeten van de stroming en de sedimentconcentratie. Een overzicht van al deze meetcampagnes is terug te vinden in [Tabel 4.4](#).

Tabel 4.4: Overzicht van de maandelijkse meetcampagne gedurende 2012.

Datum	Meetschip	Gemeten Locaties		Opmerking
		#	%	
06/02/12	Scheldewacht	7	100%	
07/02/12	Scaldis	5	71%	Locatie 8 en 9 geannuleerd wegens ijsgang
08/02/12	Scaldis	6	100%	
05/03/12	Scheldewacht	3	43%	Technisch probleem met ADCP op locaties 1 tem 4
06/03/12	Scaldis	6	86%	Te ondiep aan locatie 8
07/03/12	Scaldis	6	100%	
02/04/12	Scheldewacht	6	86%	Technisch probleem met ADCP op locatie 1
03/04/12	Scaldis	5	100%	
04/04/12	Scaldis	6	100%	
16/04/12	Scheldewacht	7	100%	
17/04/12	Scaldis	6	86%	Te ondiep aan locatie 8
18/04/12	Scaldis	6	100%	
07/05/12	Scheldewacht	7	100%	
08/05/12	Scaldis	6	86%	Technisch probleem met ADCP op locatie 9
09/05/12	Scaldis	6	100%	
21/05/12	Scheldewacht	7	100%	
22/05/12	Scaldis	7	100%	
23/05/12	Scaldis	6	100%	
04/06/12	Scheldewacht	7	100%	
05/06/12	Scaldis	7	100%	
06/06/12	Scaldis	6	100%	
18/06/12	Scheldewacht	7	100%	
19/06/12	Scaldis	7	100%	
20/06/12	Scaldis	6	100%	
02/07/12	Scheldewacht	7	100%	
03/07/12	Scaldis	7	100%	
04/07/12	Scaldis	6	100%	
16/07/12	Scheldewacht	7	100%	
17/07/12	Scaldis	7	100%	
18/07/12	Scaldis	6	100%	
06/08/12	Scheldewacht	7	100%	
07/08/12	Scaldis	7	100%	

08/08/12	Scaldis	6	100%	
27/08/12	Scheldewacht	7	100%	
28/08/12	Scaldis	7	100%	
29/08/12	Scaldis	6	100%	
10/09/12	Scheldewacht	7	100%	
11/09/12	Scaldis	7	100%	
12/09/12	Scaldis	6	100%	
24/09/12	Scheldewacht	7	100%	
25/09/12	Scaldis	7	100%	
26/09/12	Scaldis	6	100%	
22/10/12	Scheldewacht	7	100%	
23/10/12	Scaldis	7	100%	
24/10/12	Scaldis	6	100%	
12/11/12	Scheldewacht	7	100%	
13/11/12	Scaldis	4	57%	Technisch probleem met ADCP op locaties 8 tem 10
14/11/12	Scaldis	3	50%	Locaties 18 tem 20 geannuleerd wegens teveel mist
10/12/12	Scheldewacht	7	100%	
11/12/12	Scaldis	7	100%	
12/12/12	Scaldis	6	100%	

4.3.2. Tijcampagnes

Overzicht

[Tabel 4.5](#) geeft het overzicht van de uitgevoerde 13-uursmetingen. Tijdens deze metingen zijn er geen noemenswaardige problemen opgedoken.

Tabel 4.5 Overzicht uitgevoerde 13-uursmetingen

Meetlocatie	Datum	Schip
Kruikeke	12/04/2012	Scheldewacht 2
Terhagen	11/04/2012	Bijboot
Schoonaarde	10/04/2012	Bijboot
Lippenbroek	(01/09/2011)	Nele 36
	14/02/2012	Scheldewacht 2 en
	05/09/2012	bijboot

Getijkarakteristieken tijdens de metingen

Het verticaal getij aan de dichtstbijzijnde tijposten is toegeleverd door het Waterbouwkundig Laboratorium. De hoog- en laagwatergegevens voor de metingen aan GGG Lippenbroek, Schoonaarde, Terhagen en Kruikeke zijn weergegeven in [Tabel 4.6](#) en [Tabel 4.8](#).

De belangrijkste kenmerken van deze getijden en een vergelijking met de decadegemiddelde waarden van de periode 1991-2001 (WL, 2009) staan beschreven in [Tabel 4.7](#) en [Tabel 4.9](#). Hieruit blijkt dat alle meetcampagnes onder springtijcondities werden uitgevoerd behalve de

meetcampagne aan Kruibeke waar de tweede getijcyclus eerder onder gemiddeld getij geclassificeerd kan worden (getijcoëfficiënt: 1.03).

Tabel 4.6: Hoog- en laagwater op de 3 meetlocaties tijdens de metingen in april 2012.

	Schoonaarde (idem)		Terhagen (Walem)		Kruibeke (Hemiksem)	
	10/04/2012		11/04/2012		12/04/2012	
	Tijd (UTC)	Waterstand (mTAW)	Tijd (UTC)	Waterstand (mTAW)	Tijd (UTC)	Waterstand (mTAW)
HW(1)	07:08	5.54	06:34	6.22	07:08	5.79
LW(2)	14:56	1.94	14:13	0.49	13:57	-0.01
HW(3)	19:39	5.56	19:10	5.96	19:33	5.52

Tabel 4.7: Vergelijking van de getij karakteristieken op de 3 meetdagen aan Schoonaarde, Terhagen en Kruibeke, met het gemiddeld doottij, het gemiddeld getij en het gemiddeld springtij over de decade 1991-2000 (WL, 2009).

	Schoonaarde (idem)				Terhagen (Walem)				Kruibeke (Hemiksem)			
	Doodtij (1991 - 2000)	Gem getij (1991 - 2000)	Spring tij (1991 - 2000)	Getij 10 april 2012	Dood tij (1991 - 2000)	Gem getij (1991 - 2000)	Spring tij (1991 - 2000)	Getij 11 april 2012	Dood tij (1991 - 2000)	Gem getij (1991 - 2000)	Spring tij (1991 - 2000)	Getij 12 april 2012
Niveau TAW [m]												
HW (1)	4.73	5.07	5.35	5.54	5.04	5.52	5.87	6.22	4.92	5.41	5.78	5.79
LW (2)	1.77	1.85	1.92	1.94	0.57	0.45	0.40	0.49	0.35	0.03	-0.19	-0.01
HW (3)	4.73	5.07	5.35	5.56	5.04	5.52	5.87	5.96	4.92	5.41	5.78	5.52
Getij verschil [m]												
eb (1 tot 2)	2.96	3.22	3.43	3.60	4.47	5.07	5.47	5.73	4.57	5.38	5.97	5.80
vloed (2 tot 3)	2.96	3.22	3.43	3.62	4.47	5.07	5.47	5.47	4.57	5.38	5.97	5.53
Duur [hh:mm]												
eb (1 tot 2)	7:46	7:44	7:44	7:48	7:16	7:21	7:28	7:39	6:45	6:52	7:01	6:49
vloed (2 tot 3)	4:53	4:41	4:35	4:43	5:25	5:04	4:52	4:57	5:57	5:33	5:18	5:36
Getij (1 to 3)	12:39	12:25	12:19	12:31	12:41	12:25	12:20	12:36	12:42	12:25	12:19	12:25
Getij-coefficient												
eb (1 tot 2)	0.92	1.00	1.07	1.12	0.88	1.00	1.08	1.13	0.85	1.00	1.11	1.08
vloed (2 tot 3)	0.92	1.00	1.07	1.12	0.88	1.00	1.08	1.08	0.85	1.00	1.11	1.03

Tabel 4.8: Hoog- en laagwater op de 3 meetdagen tijdens de metingen aan GGG Lippenbroek op basis van de tijpost te Tielrode (Durme).

	01/09/2011		14/02/2012		05/09/2012	
	Tijd (UTC)	Waterstand (mTAW)	Tijd (UTC)	Waterstand (mTAW)	Tijd (UTC)	Waterstand (mTAW)
HW(1)	05:30	6.17	08:00	5.99	06:08	5.99
LW(2)	12:49	-0.04	15:19	0.08	13:09	0.26
HW(3)	17:52	6.14	20:24	5.60	18:25	5.76

Tabel 4.9: Vergelijking van de getijkaracteristieken op de 3 meetdagen aan Tielrode (Durme), met het gemiddeld doottij, het gemiddeld getij en het gemiddeld springtij over de decade 1991-2000 (WL, 2009).

GGG Lippenbroek (Tielrode)						
	Doottij (1991 - 2000)	Gem. getij (1991 - 2000)	Springtij (1991 - 2000)	Getij 10 april 2011	Getij 14 februari 2012	Getij 5 september 2012
Niveau [m TAW]						
HW (1)	5.05	5.58	5.99	6.17	5.99	5.99
LW (2)	0.41	0.18	0.04	-0.04	0.08	0.26
HW (3)	5.05	5.58	5.99	6.14	5.60	5.76
Getijverschil [m]						
eb (1 tot 2)	4.64	5.40	5.95	6.21	5.91	5.73
vloed (2 tot 3)	4.64	5.40	5.95	6.18	5.52	5.50
Duur [hh:mm]						
eb (1 tot 2)	7:05	7:16	7:26	7:19	7:19	7:01
vloed (2 tot 3)	5:35	5:10	4:54	5:03	5:05	5:16
Getij (1 to 3)	12:40	12:26	12:20	12:22	12:24	12:17
Getijcoëfficiënt						
eb (1 tot 2)	0.87	1	1.08	1.15	1.09	1.06
vloed (2 tot 3)	0.87	1	1.08	1.14	1.02	1.02

Meteorologische data

Voor de 3 meetlocaties die in april 2012 bemeten zijn, wordt een meteorologische overzicht gegeven in [Tabel 4.10](#). In [Tabel 4.11](#) wordt een overzicht gegeven van de meteorologische data te Antwerpen tijdens de meetdagen aan Lippenbroek. Gedurende de 3 dagen waren de meteorologische omstandigheden normaal en hebben ze geen significante invloed op de gemeten data gehad.

Tabel 4.10 Meteorologische data aan Antwerpen gedurende meetdagen in april 2012 (Wunderground, 2013).

Station Antwerpen	10/04/2012	11/04/2012	12/04/2012
Gem. temperatuur (°C)	8	8	6
Max. temperatuur (°C)	9	12	11
Min. Temperatuur (°C)	8	9.8	2
Neerslag (mm)	8	1.0	0
Gem. windsnelheid (km/u)	17	12	6
Max. windsnelheid (km/u)	28	22	24
Windrichting (°)	Z - ZW	ZW - Z	Z - W

Tabel 4.11 Meteorologische data aan Antwerpen gedurende meetdagen aan Lippenbroek (Wunderground, 2013).

Station Antwerpen	01/09/2011	14/02/2012	05/09/2012
Gem. temperatuur (°C)	14	4	17
Max. temperatuur (°C)	20	6	20
Min. Temperatuur (°C)	9	2	14
Neerslag (mm)	0	0.6	0
Gem. windsnelheid (km/u)	8	15	9
Max. windsnelheid (km/u)	15	28	24
Windrichting (°)	0	NW	N

4.4. Methodiek voor de verwerking en visualisatie

4.4.1. kalibratie van akoestische backscatter

De ADCP backscatter wordt met behulp van de genomen waterstalen in Sediview gekalibreerd naar sedimentconcentraties in mg/l. De methodiek voor deze verwerking staat beschreven in 0 (IMDC, 2010 & DRL software, 2011).

4.4.2. Visualisatie

Maandelijks campagne

Voor elke parameter wordt een dieptegemiddelde waarde berekend over:

- Heel het profiel;
- Onderste helft van het profiel;
- Bovenste helft van het profiel.

Dit werd uitgevoerd voor de gemeten sedimentconcentratie, snelheid, richting en sedimentflux. De sedimentflux wordt bekomen door vermenigvuldiging van de snelheid en sedimentconcentratie. De resultaten van de maandelijkse meetcampagnes worden gevisualiseerd op een tijdas van een meetjaar en weergegeven in tabelvorm. De resultaten zijn terug te vinden in 0.

Tijcampagnes

Voor de tijmetingen werden dezelfde figuren gemaakt als bij de maandelijkse campagnes, met het verschil dat de tijdas loopt over 13 uur en met aanduiding van het getij. De resultaten zijn terug te vinden in 0.

De raaimetingen worden gevisualiseerd in een contourplot met aanduiding van de geregistreerde waterstand aan tijpost Tielrode en de bodemligging van de ADCP. De geregistreerde waarden worden op de theoretische vaste raai geprojecteerd en gevisualiseerd. De getoonde afstand is de geprojecteerde afstand langsheen de theoretische raai.

4.4.3. Beschrijving van de bijgeleverde digitale data

Per meetcampagne is er voor iedere meetlocatie een ASCII-bestand opgeleverd van het gemeten diepteprofiel. Deze zijn opgenomen in de OMES databank bij VLIZ. De file bevat de volgende parameters:

- Diepte [m of mTAW]
- Stroomsnelheidscompenent in X [m/s]
- Stroomsnelheidscompenent in Y [m/s]
- Totale stroomsnelheid [m/s]
- Stroomrichting [°]
- Sedimentconcentratie [mg/l]
- Sedimentflux [g/m²s]

De metadata bevat:

- Date [ddmmyyyy]
- Time in UTC [hhmmss]
- X coordinate in UTM31 WGS84 [m]
- Y coordinate in UTM31 WGS84 [m]
- Name: Naam van de meetlocatie
- CSV file: naam van het ADCP-bestand
- Water level: waterhoogte aangeleverd door het Waterbouwkundig Laboratorium
- Bottom level: gemeten bodemligging door de ADCP
- KS: kalibratieconstante in Sediview (zie 0)
- S: kalibratieconstante in Sediview (zie 0)
- Ensemble_1: Ensemblenummer van de ADCP bij het eerste kalibratiepunt
- Depth_1 [m]: Diepte het eerste kalibratiepunt
- SSC_A1 [mg/l]: Sedimentconcentratie van het waterstaal bij het eerste kalibratiepunt
- SSC_B1 [mg/l]: Sedimentconcentratie van OBS bij het eerste kalibratiepunt
- SSC_C1 [mg/l]: Sedimentconcentratie van ADCP bij het eerste kalibratiepunt
- Ensemble_2: Ensemblenummer van de ADCP bij het tweede kalibratiepunt
- Depth_2 [m]: Diepte het tweede kalibratiepunt
- SSC_A2 [mg/l]: Sedimentconcentratie van het waterstaal bij het eerste kalibratiepunt
- SSC_B2 [mg/l]: Sedimentconcentratie van OBS bij het eerste kalibratiepunt
- SSC_C2 [mg/l]: Sedimentconcentratie van ADCP bij het eerste kalibratiepunt
- Locatienummer: Locatienummer

Niet gekende of geregistreerde data wordt aangegeven door 'Not a Number' (NaN).

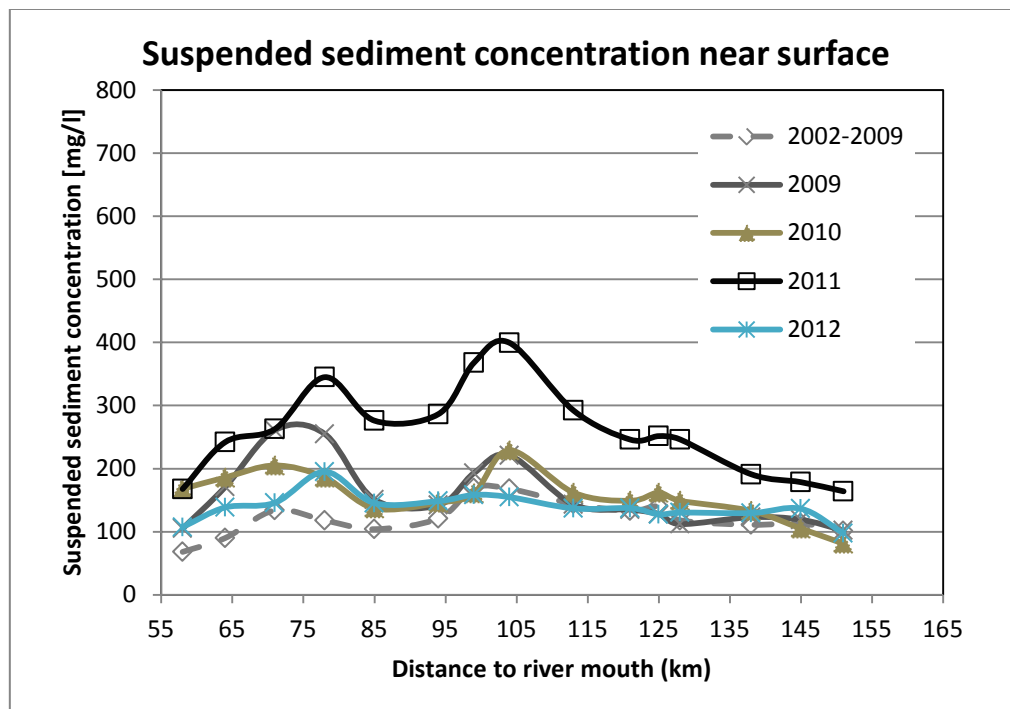
4.5. Beschrijving van de resultaten

4.5.1. Maandelijks monitoring

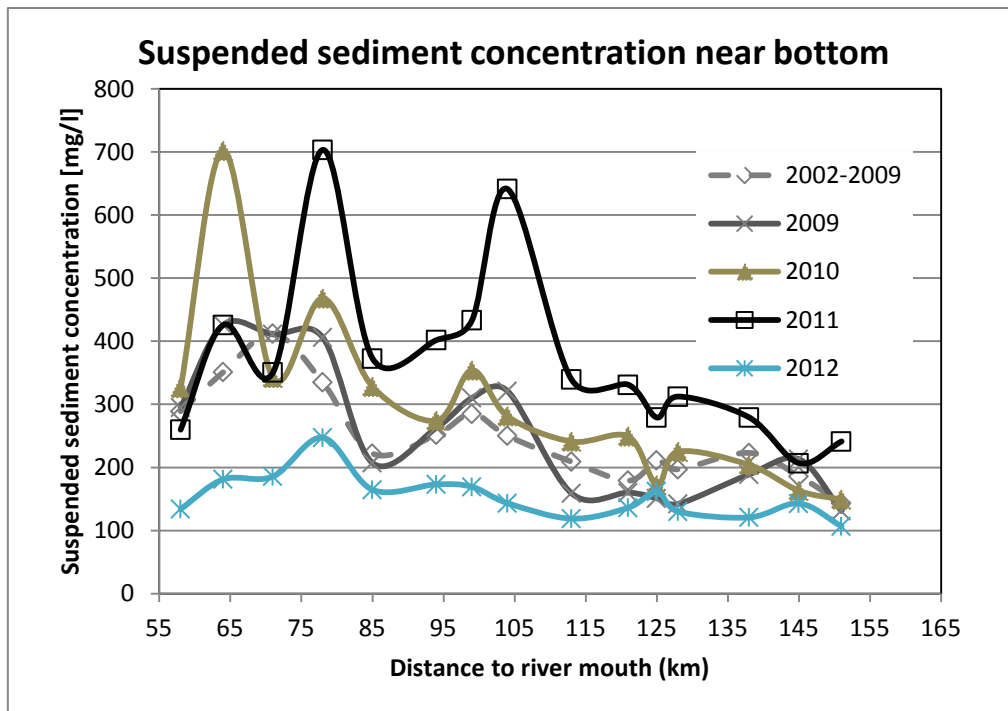
0 toont de variatie van de sedimentconcentratie, stroomsnelheid en sedimentflux tijdens maandelijks monitoring in 2012, op 20 geselecteerde locaties langs de Schelde en de Rupel. Aangezien het om discrete metingen gaat op verschillende tijdstippen t.o.v. het getij is het niet

evident om uitgesproken conclusies te trekken. De hogere meetwaarde in mei bijvoorbeeld kan veroorzaakt worden doordat de concentraties doorheen het getij effectief in mei hoger waren, maar evenzo kan deze hogere meetwaarde verklaard worden doordat de meting in mei uitgevoerd is op een tijdstip t.o.v. hoogwater dat gekenmerkt wordt door een stijging in sedimentconcentratie, terwijl de meting ervoor juist uitgevoerd is in een periode van het getij waar systematisch lagere sedimentconcentraties voorkomen.

Door een jaargemiddelde te nemen over al de genomen profielen en op elke locatie zal de invloed van het getij verminderd worden. [Figuur 4.4](#) en [Figuur 4.5](#) tonen de jaargemiddelde sedimentconcentratie voor elk genomen profiel op de Schelde aan respectievelijk het wateroppervlakte en nabij de bodem. De meetwaarden van de voorbije jaren komen uit het jaarverslag van OMES 2010 (UA; 2011). Op beide figuren zien we voor 2012 dat de concentraties vergeleken met de vorige jaren beduidend lager liggen. Een sedimentconcentratiepiek komt voor op circa 80 km van de monding nabij meetstation Antwerpen, ter hoogte van Het Steen. Voor de meetstations stroomopwaarts op de Schelde vanaf Lippenbroek tot Melle toont aan dat de sedimentconcentraties voor de bodem te vergelijken zijn met de vorige jaren. Ook hierin komt naar voren dat de uitstroom van de Rupel weinig effect heeft op de sedimentconcentraties op de Schelde.



Figuur 4.4 Jaargemiddelde sedimentconcentratie aan het wateroppervlakte per meetlocatie.



Figuur 4.5 Jaargemiddelde sedimentconcentratie nabij de bodem per meetlocatie.

4.5.2. Tijcampagnes

Schoonaarde, Terhagen en Kruibeke

De 13-uursmetingen aan Schoonaarde, Terhagen en Kruibeke werden allemaal bij springtij condities uitgevoerd. De hoogste stroomsnelheden komen voor tijdens de vloedfase ongeveer 1 uur voor HW. Deze maxima bereiken aan Schoonaarde een dieptegemiddelde waarde van 0.8 m/s, voor Terhagen een waarde van 1.0 m/s en voor Kruibeke werd een maximum van 1.2 m/s gemeten. De maximale snelheden bij eb zijn iets lager (tot 0.7 m/s) en komen een 2 à 3 uur na HW voor. Tijdens kentering zijn de stroomsnelheden minimaal.

De dieptegemiddelde sedimentconcentratie tijdens de 13-uursmetingen aan Schoonaarde varieert tussen 35 en 150 mg/l. Terwijl aan Terhagen sedimentconcentratie varieert tussen 80 en 320 mg/l en aan Kruibeke tussen 120 en 450 mg/l. De hoogste concentraties aan Schoonaarde komen voor tijdens HW terwijl aan Terhagen en Kruibeke ± 2 uur na HW. Tijdens de kentering zijn stroomsnelheden bijna nihil en worden de laagste sedimentconcentraties waargenomen.

Opvallend aan locatie Terhagen is dat er een stijging in sedimentconcentratie wordt waargenomen van ± 5 u na HW tot aan de LW kentering vooral nabij de bodem. Tijdens dit moment is het sedimentconcentratieverschil tussen boven- en onderaan het grootst. Onderaan, nabij het wateroppervlak de concentraties beduidend lager dan nabij de bodem.

GGG Lippenbroek

De profielmetingen op de Schelde tonen watersnelheden aan tot 0.9 m/s in februari en tot 1.25 m/s in september, de stroomrichting is steeds goed definieerbaar en de gemiddelde concentraties in februari gaan tot 200 mg/l terwijl in september de gemiddelde concentraties gaan tot meer dan 300 mg/l en variëren meer over het getij. De hoogste concentraties werden steeds aan de rechter oever gemeten met een maximum juist voor de kentering van HW. De metingen in september tonen een meer uitgesproken patroon. De sedimentconcentratie stijgt sterk 2u voor HW en daalt sterk tot 2u na HW. In februari is de sediment concentratie veel minder uitgesproken en varieert deze tussen 100

mg/l en 200 mg/l. De stroomsnelheid is minder uitgesproken, 0.5u voor HW stijgt deze tot 0.8 m/s en bereikt een minimum (0.25 m/s) tijdens de kentering om daarna tijdens de eb fase lichtjes te stijgen tot 0.5 m/s. De stroomsnelheid in september is hoog tot 1.25 m/s 1u voor HW en daalt sterk tot bijna 0 m/s tijdens de kentering (1.5u na HW). Tijdens de eb fase stijgt de stroomsnelheid tot 0.5 m/s.

Zowel voor februari als voor september zijn de stroomsnelheden in de kil doorgaans zeer laag, met snelheden die niet de 0.4 m/s overschrijden. Eveneens is er geen eenduidige richting waarneembaar. Het water klotst als het ware heen en weer in alle richtingen. De gemeten concentraties zijn laag, ze blijven steeds onder 150 mg/l en zijn homogeen verspreid.

Tijdens de inwateringsfase voor de meting in februari, specifiek tussen een uur vóór HW en een half uur na HW, zijn de snelheden hoger, nemen de concentraties toe maar is de stroomrichting niet goed definieerbaar. Gedurende deze fase doen er zich snelheden tot 1 m/s voor. De stroomrichting is niet eenduidig en klotst als het ware heen en weer in de verschillende richtingen en er worden concentraties gemeten die tot over 500 mg/l gaan. Tot juist voor HW komen deze hogere concentraties vooral aan de Schelde zijde nabij de bodem voor. Eens voorbij HW verdwijnen deze hoge concentraties en in de kil is de concentratie ongeveer 100 mg/l. Voor de inwateringsfase van de meting in september, specifiek tussen een half uur vóór HW en een halfuur na HW, zijn de snelheden hoger, nemen de concentraties gestaag toe maar is ook hier de stroomrichting niet goed definieerbaar. Gedurende deze fase doen er zich snelheden voor tot 1.2 m/s. De stroomrichting is ook hier niet eenduidig en klotst heen en weer en er worden concentraties gemeten die gaan van 400 mg/l en dan sterk dalen tijdens HW en tot 2u na HW tot ongeveer 100 mg/l. Net voor HW komen deze hogere concentraties vooral voor aan de Schelde zijde nabij de bodem voor. Eenmaal voorbij HW verdwijnen de hoge concentraties in de kil is de concentratie gedaald tot ongeveer 100 mg/l.

Tijdens de uitwateringsfase voor de meting in februari, worden de hoogste stroomsnelheden ongeveer 2u na HW waargenomen, is de concentratie laag en is de stroomrichting moeilijk definieerbaar. Gedurende deze fase doen er zich snelheden voor tot soms meer dan 1 m/s. De stroomrichting is niet eenduidig en verschilt en er worden concentraties gemeten die niet boven de 100 mg/l komen. De hoogste concentraties zijn te vinden nabij de bodem aan de Schelde zijde. Voor de uitwateringsfase van de meting in september zijn ook hier de hoogste stroomsnelheden waargenomen tot 2u na HW, is de concentratie laag en is de stroomrichting moeilijk definieerbaar. Gedurende deze fase doen er zich snelheden voor tot 1 m/s. De stroomrichting is ook hier niet eenduidig en hier is opvallen dat de concentratie zowel aan de Schelde zijde als aan de kil zijde gelijk zijn en niet meer bedragen dan 100 mg/l.

Tijdens de metingen in Februari is gevaren met de Scheldewacht en een bijboot terwijl in september gevaren is met de Nele. Bij het varen met de bijboot in februari is er veel verder de kil opgegaan als de metingen die uitgevoerd geweest zijn in september omdat hier de Nele beperkt was door haar diepgang en niet ver genoeg de kil op gaan.

Tijdens de uitwateringsfase is het moeilijker om de data te interpreteren doordat er slechts beperkte data beschikbaar is (door de ondiepe diepgang van de kil). Toch kunnen we enige effecten van de uitwatering zien in de metingen, maar enkel zeer lokaal nabij de uitwateringsklep. In de directe omgeving van deze klep zijn de stroomsnelheden en de sedimentconcentraties iets groter dan in de rest van de kil. Eenzelfde vaststelling werd gedaan tijdens de metingen in de kil uitgevoerd op 21 maart 2007 (IMDC, 2008) en IMDC (2010). Eveneens is er in de zone nabij de uitwateringsstructuur een eenduidige stroomrichting verifieerbaar in noord oostelijke richting. Verder van deze uitwateringsklep is er echter geen effect merkbaar.

4.6. Referenties

DRL Software (2011). Sediview User's Guide v3.

IMDC (2008). Haalbaarheidsstudie Nutrienten en Sedimenttransportmodellering in 2D voor het Scheldebekken en het GOG KBR, Conceptverslag oriënterende sedimentmetingen tijdens verschillende 13-uursmeetcampagnes, I/RA/11214/07.039/BQU.

IMDC (2010). Modellering water-en sedimentbeweging Lippenbroek, rapport hoog water ADCP metingen op 14/09/2010 ter hoogte van de kil, I/RA/11214/10.185/BQU.

IMDC (2011). OMES (onderzoek Milieu-effecten Sigmaplan), Stromings- en sedimentconcentratietingen in 2011. (I/RA/11371/11.111/BQU)

IMDC (2012). Stromings- en sedimentconcentratietingen in mei 2011 te Schoonaarde, Terhagen en Kruibeke. MONEOS (I/RA/11371/11.146/BQU)

UA (2011). Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu, geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2009-2010

Unesco (1983). Algorithms for computation of fundamental properties of seawater, UNESCO Technical Papers in Marine Science, 44. UNESCO, France.

Waterbouwkundig Laboratorium (2009). Overzicht van de tijwaarnemingen in het Zeescheldebekken gedurende het decennium 1991-2000, t.o. tijwaarnemingen Zeescheldebekken 1991-2000.

Wunderground (2013). Weather Underground: www.wunderground.com

Hoofdstuk 5. Fytoplankton en fyto benthos

Phytoplankton and phytobenthos dynamics in the Scheldt estuary in 2012

Evelyn Buyze

Jeroen Van Wichelen

Renaat Dasseville

Ilse Daveloose

Tine Verstraete

Wim Vyverman

Eindverslag voor deelstudie 5 (perceel 5), periode 2012

Laboratory for Protistology & Aquatic Ecology

Biology Department, Ghent University

5.1. Abstract

From January 2012 to December 2012 **phytoplankton** dynamics were monitored monthly at 15 different stations in the Scheldt river between Ghent and the Belgian-Dutch border, as well as the main tributaries of the Scheldt estuary; Bovenschelde, Dender, Durme and Rupel. In addition to these sampling stations, the Dijle, Beneden-Nete, Grote-Nete and Kleine-Nete were also monitored.

The year 2012, was characterized by high chlorophyll a concentrations. Two blooms were observed in the upstream reaches of the Scheldt estuary. One was present from June until mid-July around the station Uitbergen with a maximum chlorophyll a concentration of $866 \mu\text{g L}^{-1}$, the highest value measured since 2002. The second bloom appeared from August until mid-October, with a lower maximum chlorophyll a value of $338 \mu\text{g L}^{-1}$ measured in August around the station Melle. Similar to previous years, a small spring bloom was observed in the brackish part of the estuary (April – May), with a maximum chlorophyll a value of $113 \mu\text{g L}^{-1}$ at the sampling station Boei 92 at the end of May.

The phytoplankton species composition was mainly dominated by diatoms, especially during summer and autumn. Similar to previous years, *Thalassiosira nodulolineata*, *Cyclotella meneghiana/scaldensis*, *Actinocyclus normanii* and *Stephanodiscus hantzschii* were the most abundant diatom species during bloom formations. A remarkable species shift is going on since 2011, in which the small centric diatom *Cyclotella meneghiana/scaldensis* replaces the large centric diatom *Actinocyclus normanii* as the dominant species of the diatom community. The chlorophytes were more abundant in the phytoplankton community compared to last year. *Pediastrum*, *Desmodesmus* and *Tetrastrum* were the dominant green algae species. Euglenophytes (mainly *Euglena*), cryptophytes (mainly *Cryptomonas*), cyanobacteria and dinophytes were observed sporadically.

Phytobenthos was monitored monthly along a transect on 5 intertidal flats in the Scheldt estuary between Ghent and the Belgian-Dutch border. Generally the chlorophyll a increased from the low

water line towards the high water line. The chlorophyll a values were much higher compared to previous years. Maximal chlorophyll a values were observed in April at the silty tidal flat of Groot Buitenschoor and a smaller maximum was observed in June at Appels. Diatoms were dominant in all flats of the brackish and freshwater zone. In the freshwater zone, euglenophytes and green algae can also be abundant.

5.2. Monitoring phytoplankton biomass and community composition

5.2.1. Methodology

Every month, a 50 mL water sample was taken at each station along the Scheldt continuum and fixed with alkaline lugol solution. To ensure long-term storage, samples were post-fixed with formalin (5% final concentration) in the laboratory within 2 days of sampling.

Pigment analysis was performed with the HPLC method according to Wright & Jeffrey (1997).

A known volume of water was filtered over a glass fiber filter (GF/F). This filter was immediately frozen in the field with liquid nitrogen and stored in the laboratory at -80°C to avoid degradation of pigments until analysis. Phytoplankton pigments were extracted in acetone 90%. Sonication with the use of a tip-sonicator was used to destroy the phytoplankton cells and to make sure all pigments present on the filter were extracted in the solvent. The pigment extract was then injected into a Gilson High Performance Liquid Chromatography (HPLC) system to separate the different pigments present in the pigment extract. The time at which a peak in absorbance or fluorescence is observed (the retention time), can be used to identify the pigment associated with this peak. The surface of the peak can be used to quantify the amount of pigment that was present in the extract. By comparing retention times, peak surfaces and absorption spectra with analysis of pure pigment extracts of known concentration, the pigment associated with the peak can be identified and its concentration can be calculated.

As chlorophyll a is present in all phytoplankton groups, this pigment is used to estimate total phytoplankton biomass. The other pigments (fucoxanthin, chlorophyll b, lutein, zeaxanthin, peridinin and alloxanthin) are more specific and used to distinguish the different phytoplankton groups.

The phytoplankton species composition was analyzed using inverted microscopy. A 5 to 10 mL subsample was transferred to a sedimentation chamber and phytoplankton cells could settle for one day. Cells in the sedimentation chamber were counted with an inverted microscope (Zeiss Axiovert) at a magnification of 200 to 400 times. Identification was carried out to species level or, when identification was impossible by means of light microscopy, up to genus level. A fixed number of 200 phytoplankton 'units' were enumerated in each sample. A 'unit' corresponds to a phytoplankton cell, a coenobium or a colony. For each phytoplankton taxon, the size of 15 units were measured to estimate the biovolume. The biovolume of each taxon was then multiplied by its abundance to estimate the total biovolume in the sample. Using published conversion factors (Menden-Duer & Lessard, 2000), biovolume was converted to biomass (in $\mu\text{g C L}^{-1}$).

Graphs were created in excel 2010 and surferplots were made using the program Surfer 7 based on the triangulation/linear interpolation method.

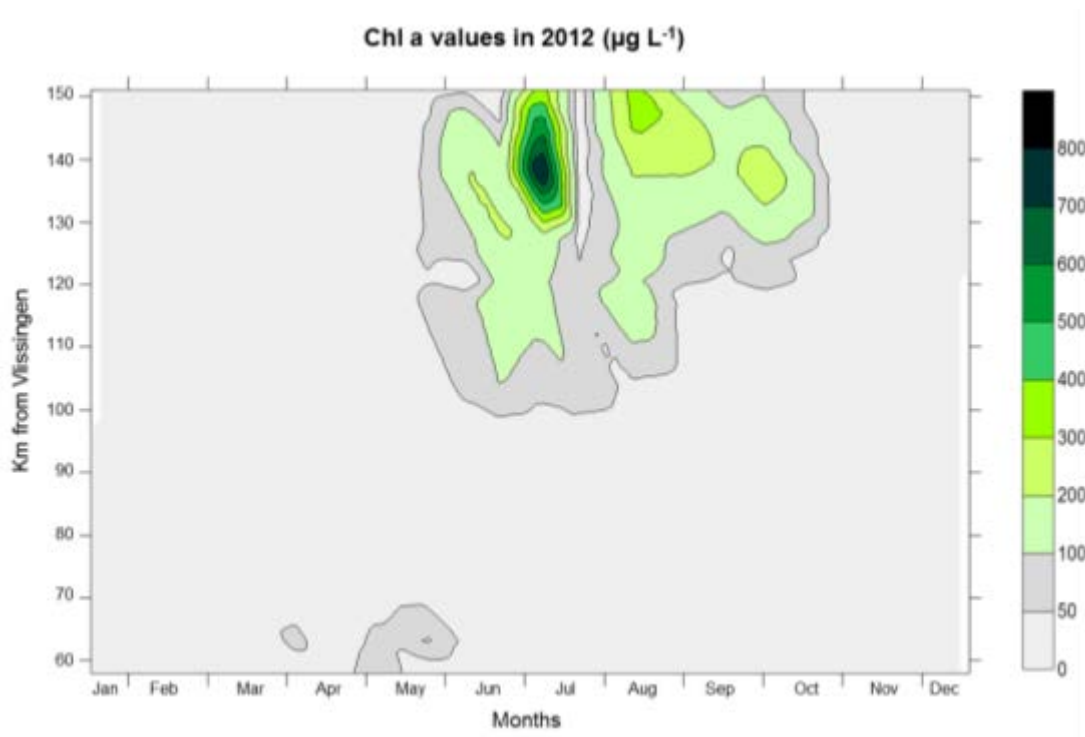
5.2.2. Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary in 2012

In 2012, two summer blooms were observed in the upstream reaches of the Scheldt river, separated from each other by a period of low phytoplankton biomass ([Figuur 5.1](#)).

The first one extended from June until mid-July, with a maximum chlorophyll a value of $866 \mu\text{g L}^{-1}$ measured in July around the station Uitbergen (138 km). This maximum chlorophyll a value in 2012 is the highest chlorophyll a value measured since 2002. Only in July 2008 a comparable maximum was observed of $822 \mu\text{g L}^{-1}$ around the station Melle.

The second bloom appeared from August until mid-October, with a lower maximum chlorophyll a value of $338 \mu\text{g L}^{-1}$ measured in August around the station Melle (151 km).

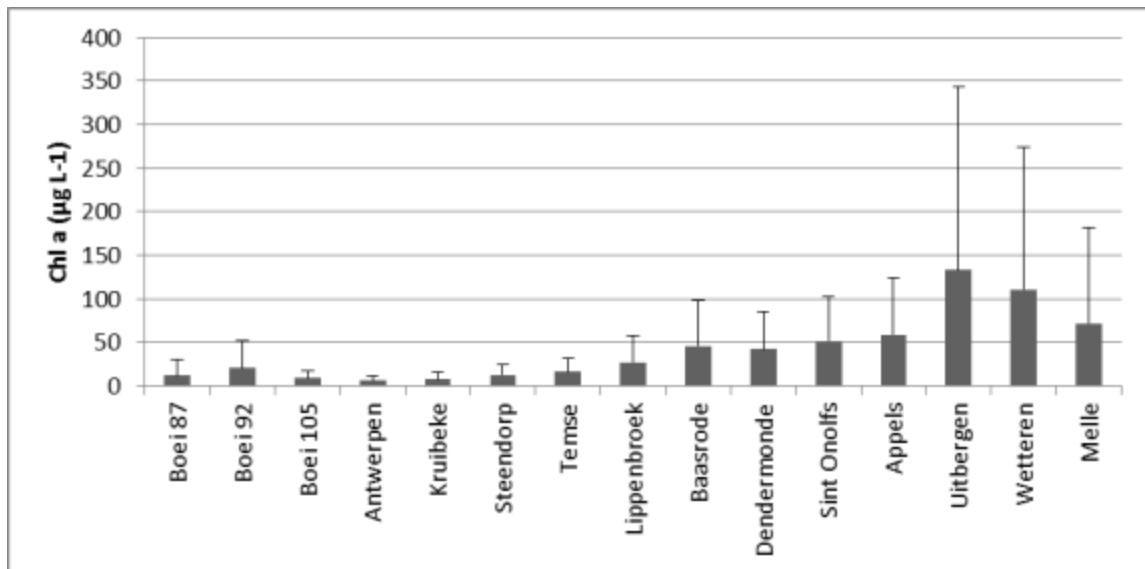
Similar to previous years, a small spring bloom was observed in the brackish part of the estuary (April – May), with a maximum chlorophyll a value of $113 \mu\text{g L}^{-1}$ in the station Boei 92 (63,5 km) at the end of May.



Figuur 5.1: Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in 2012 along the Scheldt estuary from the freshwater tidal zone around Ghent city ($\pm 160 \text{ km}$ from the river mouth, nearby Vlissingen) towards the brackish zone at the Belgian-Dutch border ($\pm 60 \text{ km}$).

Similar to previous years, lower phytoplankton biomass is observed in the brackish part of the Scheldt estuary, indicated by low chlorophyll a concentrations in the stations Boei 87, Boei 92, Boei 105 and Antwerp ([Figuur 5.2](#)). Lower light conditions and higher salinity stress might cause this decrease. Higher salinity in the brackish zone can cause osmotic shocks to phytoplankton cells. Light limitation in this zone is due to a combination of a deep water column and higher turbidity.

As in previous years, the highest chlorophyll a values are measured in the most upstream stations of the Scheldt river. Unlike previous years, the mean chlorophyll a values are maximal in Uitbergen, followed by Wetteren and Melle, while in 2010 and 2011 this maximum was found in the most upstream station Melle.



Figuur 5.2: Averaged chlorophyll a value for each monitoring station in the Belgian part of the Scheldt estuary in 2012, starting with the most downstream station Boei 87 towards the most upstream station Melle.

5.2.3. Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary between 1996 and 2012

After a period of rather low phytoplankton biomass, an increase in bloom formation is observed since 2003 ([Figuur 5.3](#)). Between 2003 and 2012 high chlorophyll a values were measured, except for 2011 with extremely low values. As high chlorophyll a values were again observed in 2012, the low phytoplankton biomass in 2011 can be considered as rather exceptional instead of the beginning of a negative trend due to for instance declining water quality.

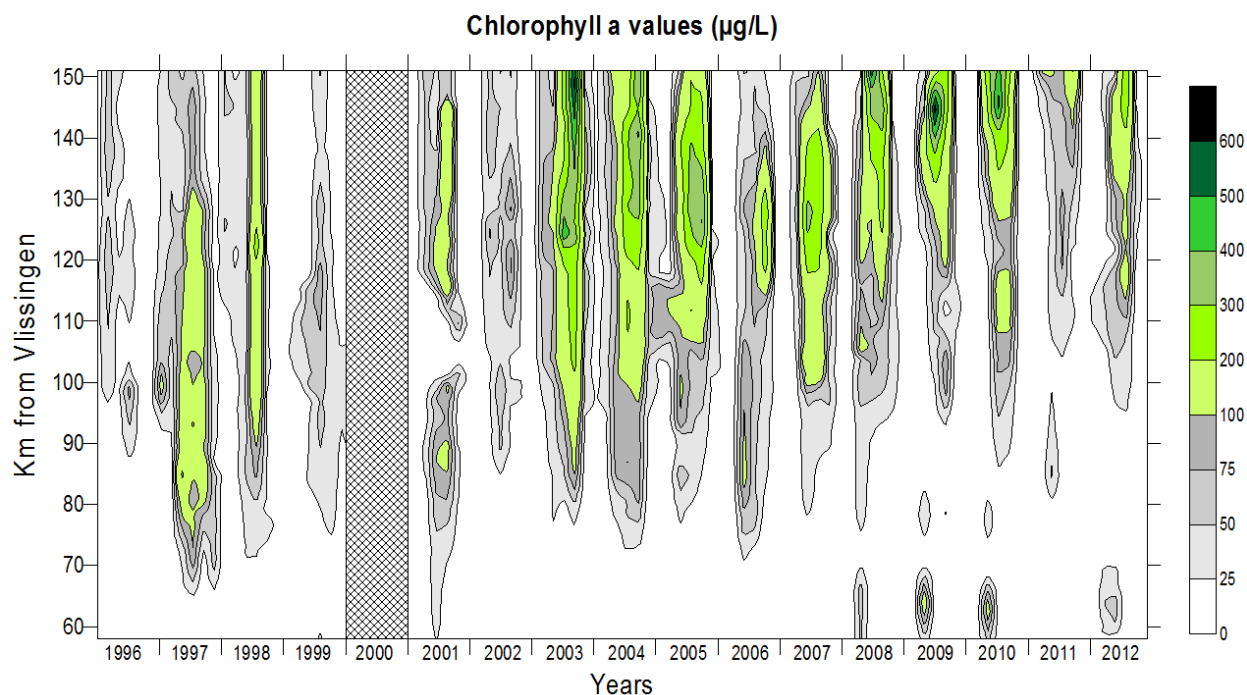
However, since 2007 we also see a gradual shift of the bloom towards the upstream part of the river.

Since 2008, a recurrent spring bloom is observed in the brackish part of the estuary, dominated by the centric diatom species *Thalassiosira nodulolineata*. In 2011, this bloom had a lower biomass and was very limited in space and time, therefore it is not visible on the surfer plot.

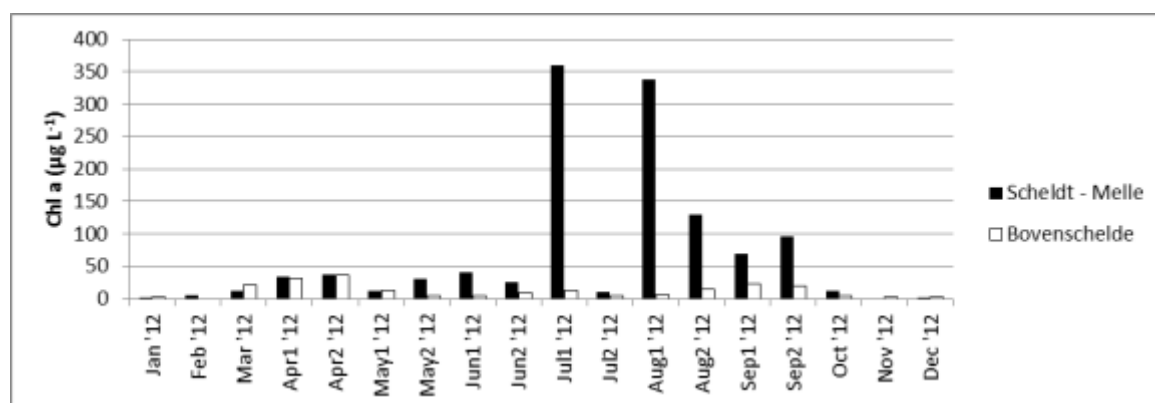
5.2.4. Comparison of phytoplankton biomass between estuary and tributaries

The comparison of phytoplankton biomass between the Scheldt estuary and its tributaries is important to gain a better understanding of the contribution of phytoplankton communities from the tributaries to the phytoplankton community in the Scheldt estuary. [Figuur 5.4](#) - [Figuur 5.10](#) represent the amount of chlorophyll a in the tributaries compared to the adjacent stations in the estuary.

Phytoplankton biomass in the tributary **Bovenschede** was significantly lower than the biomass in the adjacent monitoring station in the Scheldt at **Melle** ([Figuur 5.4](#)). The chlorophyll a values in the tributary never attained a value higher than $37 \mu\text{g L}^{-1}$, while a ten times higher maximum concentration of $360 \mu\text{g L}^{-1}$ was observed at Melle. During summer (May – September) big differences in chlorophyll a value were measured between the two stations. In winter (January, February, November and December) the chlorophyll a values measured in the tributary were similar or even higher (March) than in the adjacent station Melle. In general, the tributary did not act as a major source of phytoplankton for the Scheldt estuary.

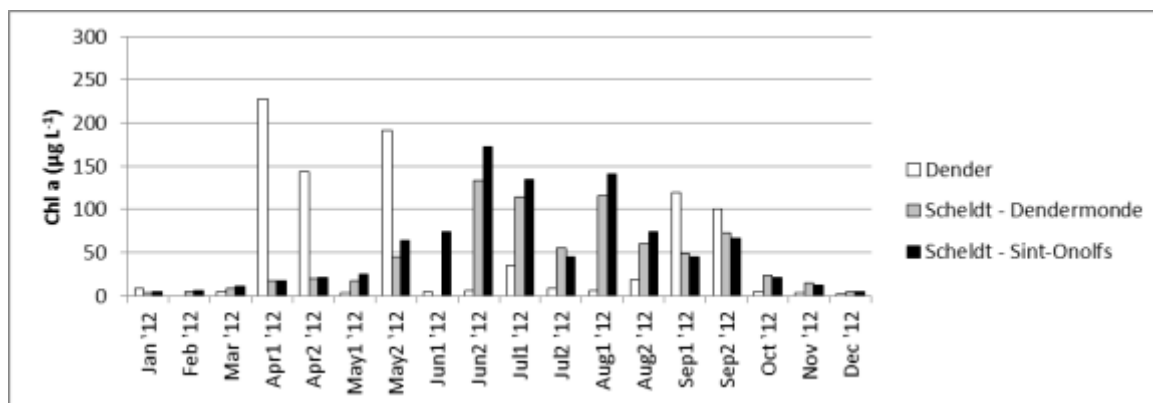


Figuur 5.3: Phytoplankton bloom development indicated as chlorophyll a ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the Belgian part of the Scheldt estuary over the period from 1996 until 2012 (no data in 2000).



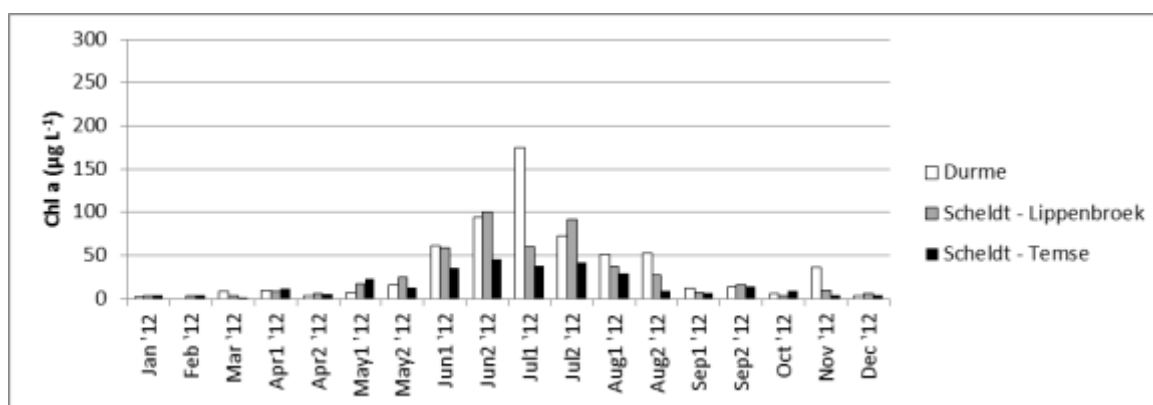
Figuur 5.4: Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the tributary Bovenschelde compared to the adjacent monitoring station in the Scheldt at Melle between January and December 2012.

From January until March, comparable chlorophyll a values were measured in the tributary **Dender** and adjacent stations **Dendermonde** and **Sint-Onolfs** (Figuur 5.5). However, during spring (April - May) and in September, substantial higher concentrations were observed in the tributary, so the Dender could have acted as a source of phytoplankton for the Scheldt river during these months.



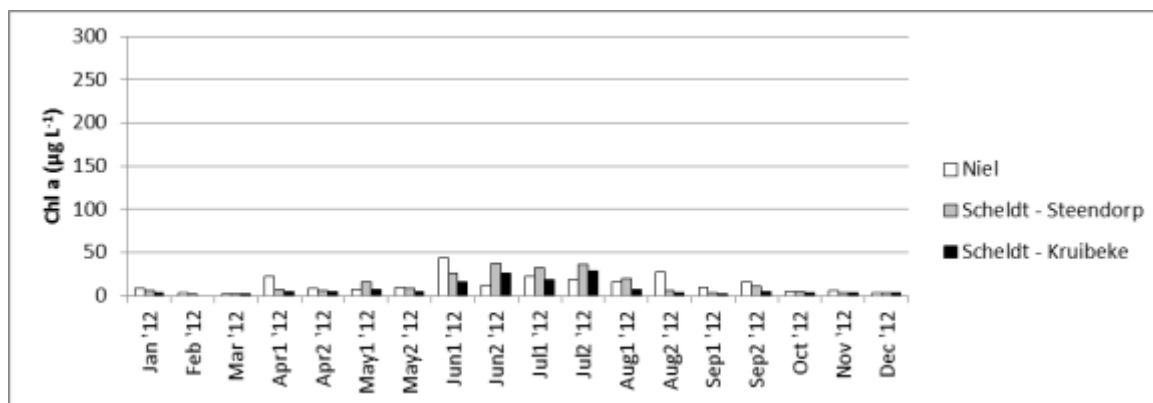
Figuur 5.5: Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the tributary Dender compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt at Dendermonde and Sint-Onolfs between January and December 2012.

The chlorophyll a concentrations in the tributary **Durme** were in general similar to the values measured in the Scheldt river at the monitoring stations **Lippenbroek** and **Temse** (Figuur 5.6). Except in July, August and November, when the chlorophyll a values were significantly higher in the tributary Durme. During this period, the Durme could have been a source of phytoplankton for the Scheldt river.



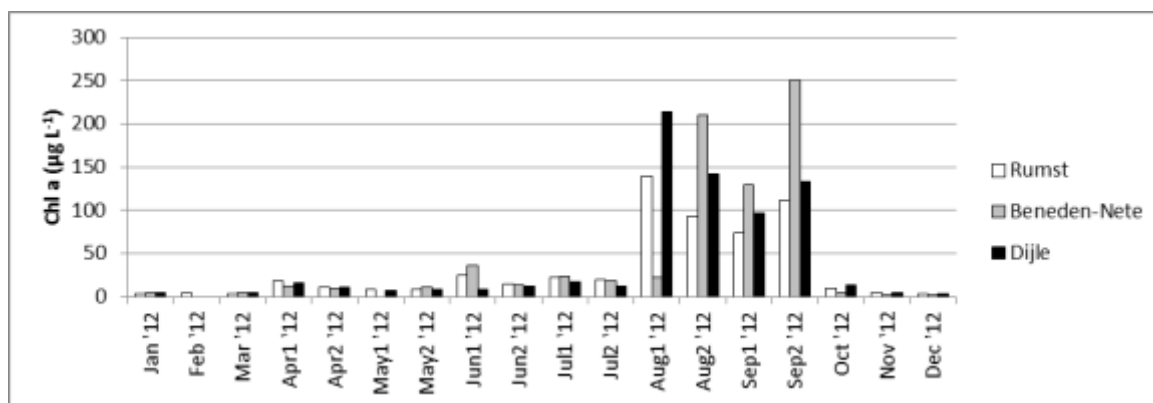
Figuur 5.6: Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the tributary Durme compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt at Lippenbroek and Temse between January and December 2012.

Phytoplankton biomass in the tributary **Rupel** at **Niel** (Figuur 5.7) was always higher than in the stations **Steendorp** and **Kruibeke** in the Scheldt estuary, except during summer months June – August. Since 2009, phytoplankton biomass reached similar values as in the Scheldt river, while before the biomass in the Rupel was very low. The increase in phytoplankton biomass in the Rupel is possible related to improvement of water quality since 2008. The chlorophyll a values in this zone, show however a decline since 2010, with a maximum of $173 \mu\text{g L}^{-1}$ (Rupel, June) compared to $57 \mu\text{g L}^{-1}$ (Kruibeke, May) in 2011 and $43 \mu\text{g L}^{-1}$ (Rupel, June) in 2012. The cause of this decline is still unclear, but as the chlorophyll a values in the Rupel are mostly higher than the adjacent monitoring stations, the Rupel can act as a phytoplankton source.



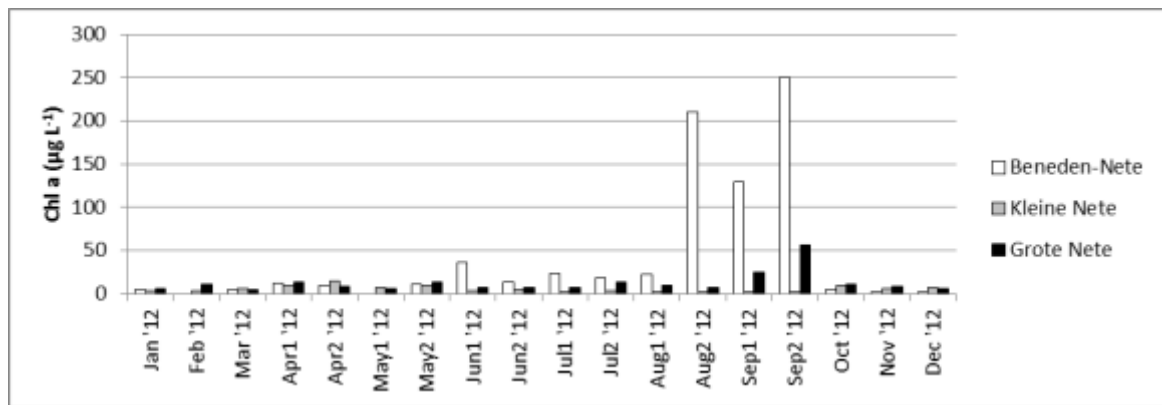
Figuur 5.7: Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the tributary Rupel at Niel compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt at Steendorp and Kruibeke between January and December 2012.

The river **Rupel** is formed by the confluence of the river **Beneden-Nete** and the river **Dijle**. The phytoplankton biomass is similar in the three rivers ([Figuur 5.8](#)). In June, August and September, higher chlorophyll a values were measured in the rivers Dijle and Beneden-Nete and both could have acted as a possible source of phytoplankton in the Rupel.



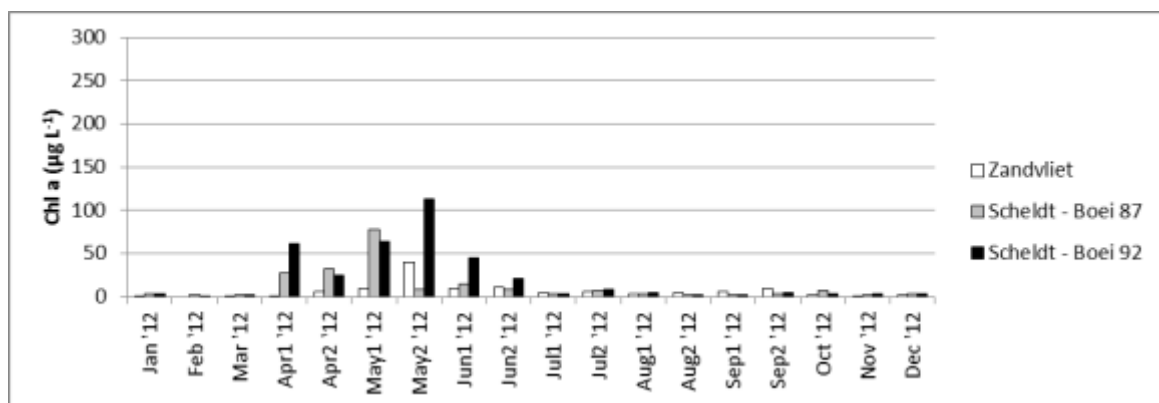
Figuur 5.8: Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the river Rupel at Rumst compared to the adjacent rivers Beneden-Nete and Dijle between January and December 2012.

The **Beneden-Nete** is formed by the confluence of the **Kleine-Nete** and the **Grote-Nete**. Except for the winter period, chlorophyll a concentrations in the Beneden-Nete were always significantly higher than the values measured in the Kleine- and Grote-Nete ([Figuur 5.9](#)). Due to higher stream velocities in these two rivers, phytoplankton bloom formation is limited. As a result the chlorophyll a values were in general very low and the Kleine- and Grote-Nete probably did not act as a source for the phytoplankton biomass in the Beneden-Nete.



Figuur 5.9: Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the river Beneden-Nete compared to the adjacent rivers Kleine-Nete and Grote-Nete between January and December 2012.

During the months April – June, the phytoplankton biomass in the monitoring stations Boei 87 and Boei 92 in the brackish part of the Scheldt river were much higher than in Zandvliet ([Figuur 5.10](#)). This is caused by a *Thalassiosira nodulolineata* spring bloom. During summer (August – September), the biomass in Zandvliet was slightly higher than in the estuary, but not enough to be a possible source of phytoplankton for the estuary.

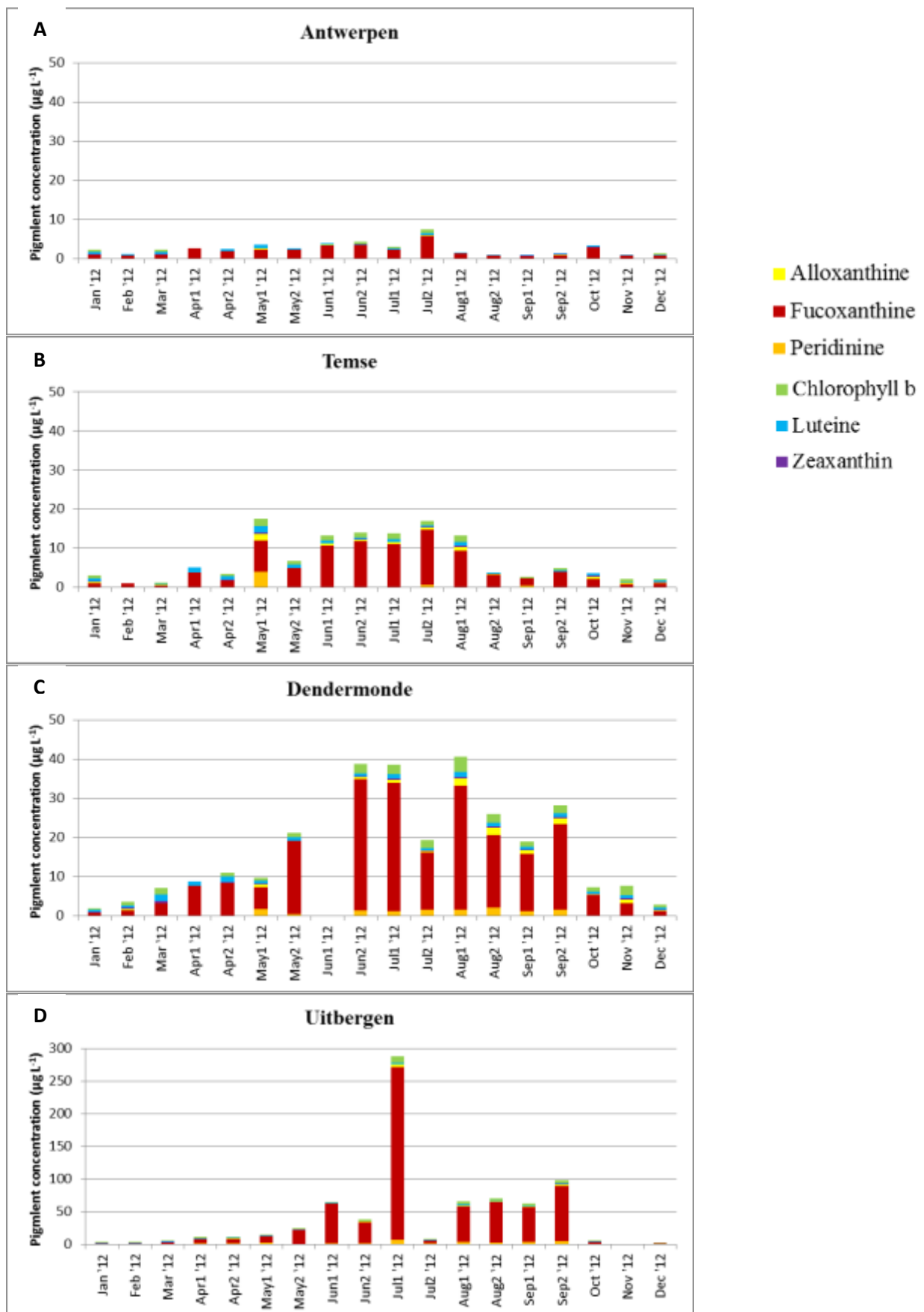


Figuur 5.10: Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) at Zandvliet compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt at Boei 87 and Boei 92 between January and December 2012.

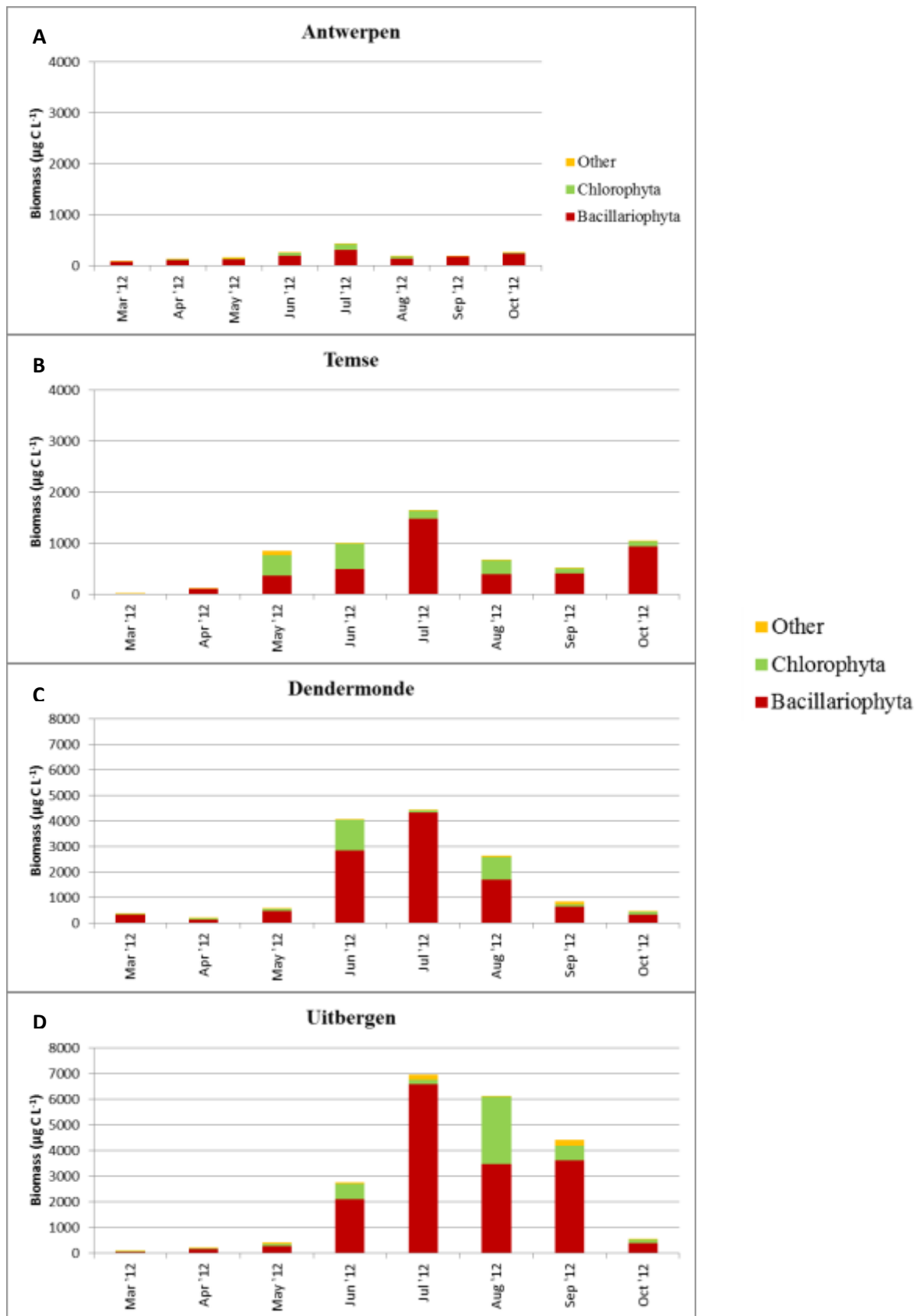
5.2.5. Phytoplankton community composition

Scheldt estuary

Pigment analysis revealed a dominance of fucoxanthin, the major pigment of diatoms (Bacillariophyta), indicating that the phytoplankton community in 2012 was dominated by diatoms, as was the case in previous years. Chlorophyll b and lutein, indicative for the presence of green algae (Chlorophyta) and euglenophytes (Euglenophyta), were of lower importance as was the case for other pigments, for instance zeaxanthin, peridinin and alloxanthin, indicative for the presence of cyanobacteria, dinophytes (Dinophyta) and cryptophytes (Cryptophyta) respectively ([Figuur 5.11](#)). Microscopic counts confirmed the results of the pigment analyses with a dominance of diatoms, and green algae as the second main group ([Figuur 5.12](#)).



Figuur 5.11 A-D: Phytoplankton pigment composition in 4 different monitoring stations in the Scheldt estuary between January and December 2012. Remind the different y-scale used for station Uitbergen.



Figuur 5.12 A-D: Phytoplankton biomass of Bacillariophyta, Chlorophyta and Others (Euglenophyta, Cryptophyta, Cyanophyta and Dinophyta) in 4 different monitoring stations in the Scheldt estuary between January and December 2012, originating from cell counts. Remind the different y-scale used for station Dendermonde and Uitbergen.

The phytoplankton biomass in the brackish station **Antwerp** was rather low compared to the more upstream stations. The phytoplankton community was dominated by diatoms, of which *Thalassiosira sp.*, *Actinocyclus normannii*, and *Cyclotella sp.* were the dominant species. *Thalassiosira nodulolineata* was the dominant diatom species in March (78%) and in May (62%). However, the spring bloom of this species was less distinct at this location ($125 \mu\text{g C L}^{-1}$) compared to last year when a high biomass was observed in May ($2733 \mu\text{g C L}^{-1}$). *Actinocyclus normannii* was especially dominant in the diatom community in April (57%), August (72%), September (66%) and October (66%). *Cyclotella* species dominated the diatom community in June (67%) and July (61%). The chlorophytes were of minor importance in the phytoplankton community of which *Tetrastrum*, *Pediastrum* and *Desmodesmus* were respectively the dominant green algae species during the year. Euglenophytes (*Euglena*) were observed in May.

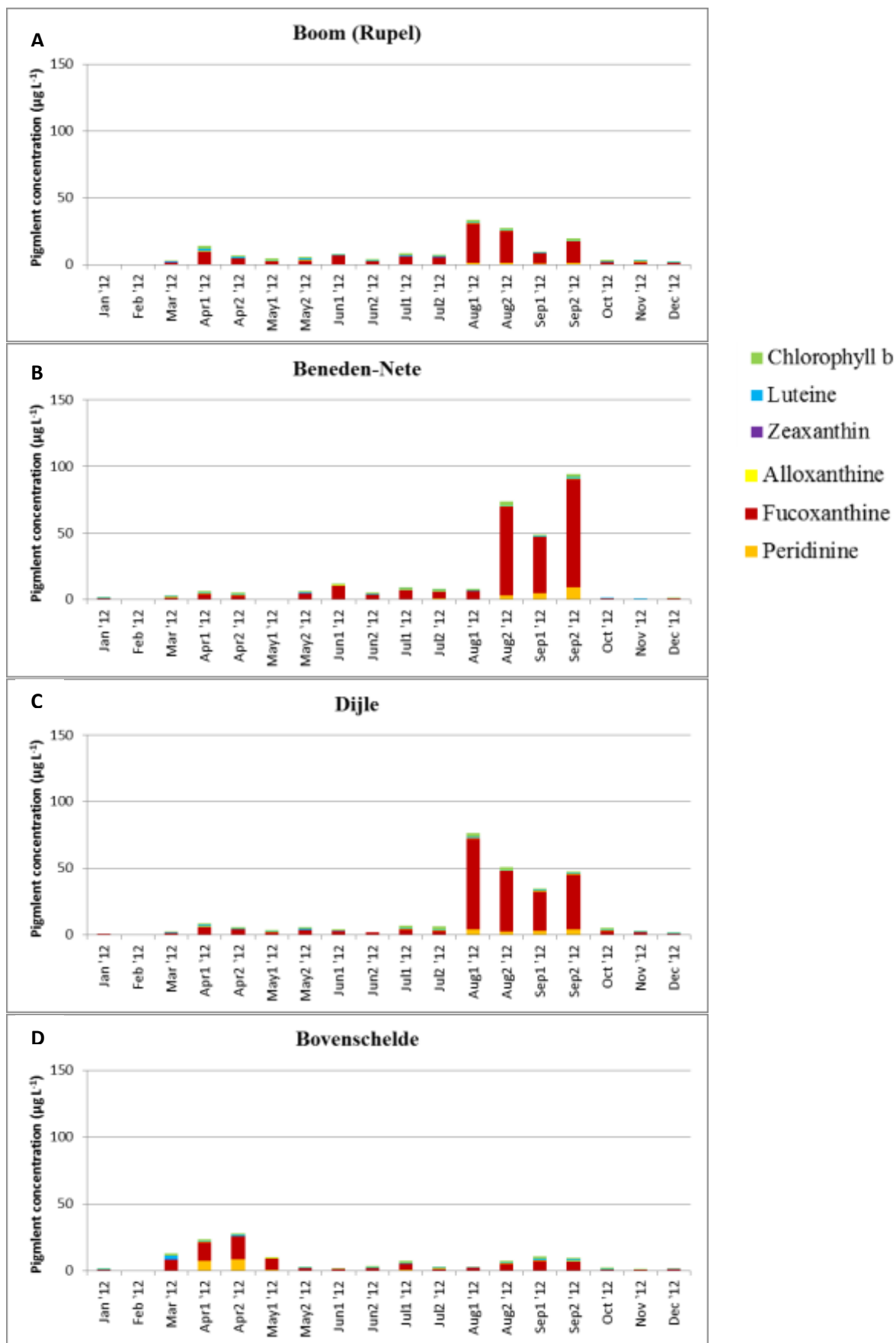
The phytoplankton community in **Temse** was dominated by diatoms, except in June when chlorophytes became more abundant with *Pediastrum*, *Desmodesmus* and *Tetrastrum* as the dominant green algae species. *Cyclotella sp.* were the most dominant diatom species during the year (53%) followed by *Actinocyclus normannii* (29%) and *Stephanodiscus hantzschii* (3,3%, as they count 33% of the total diatom biomass in May). Unlike previous years, no *Thalassiosira sp.* cells were counted. Other diatom species were also sporadically observed, for instance *Melosira*, *Nitzschia*, *Raphoneis ampiceros* and *Cyclostephanos dubius*. Cryptophytes (*Cryptomonas*) and euglenophytes (*Euglena*) were observed from March until May.

The maximum phytoplankton biomass in **Dendermonde** was much higher ($5338 \mu\text{g C L}^{-1}$, in June 2012) compared to last year ($829 \mu\text{g C L}^{-1}$, in June 2011) with dominance of diatoms. Unlike previous years, the total diatom biomass in 2012 is dominated by *Cyclotella sp.* (68%), instead of *Actinocyclus normannii* (24%). This species was only dominant in April. In March, there was a small *Thalassiosira* and *Stephanodiscus hantzschii* peak when they accounted for, respectively 13% and 16% of the diatom biomass. *Caloneis* and *Aulacoseira* were also sporadically observed. In June and August, a significant proportion of the phytoplankton community was formed by the Chlorophyta of which *Pediastrum* was the dominant species. In September, dinophytes (*Peridinium*) increased in abundance and made 10% of the phytoplankton community.

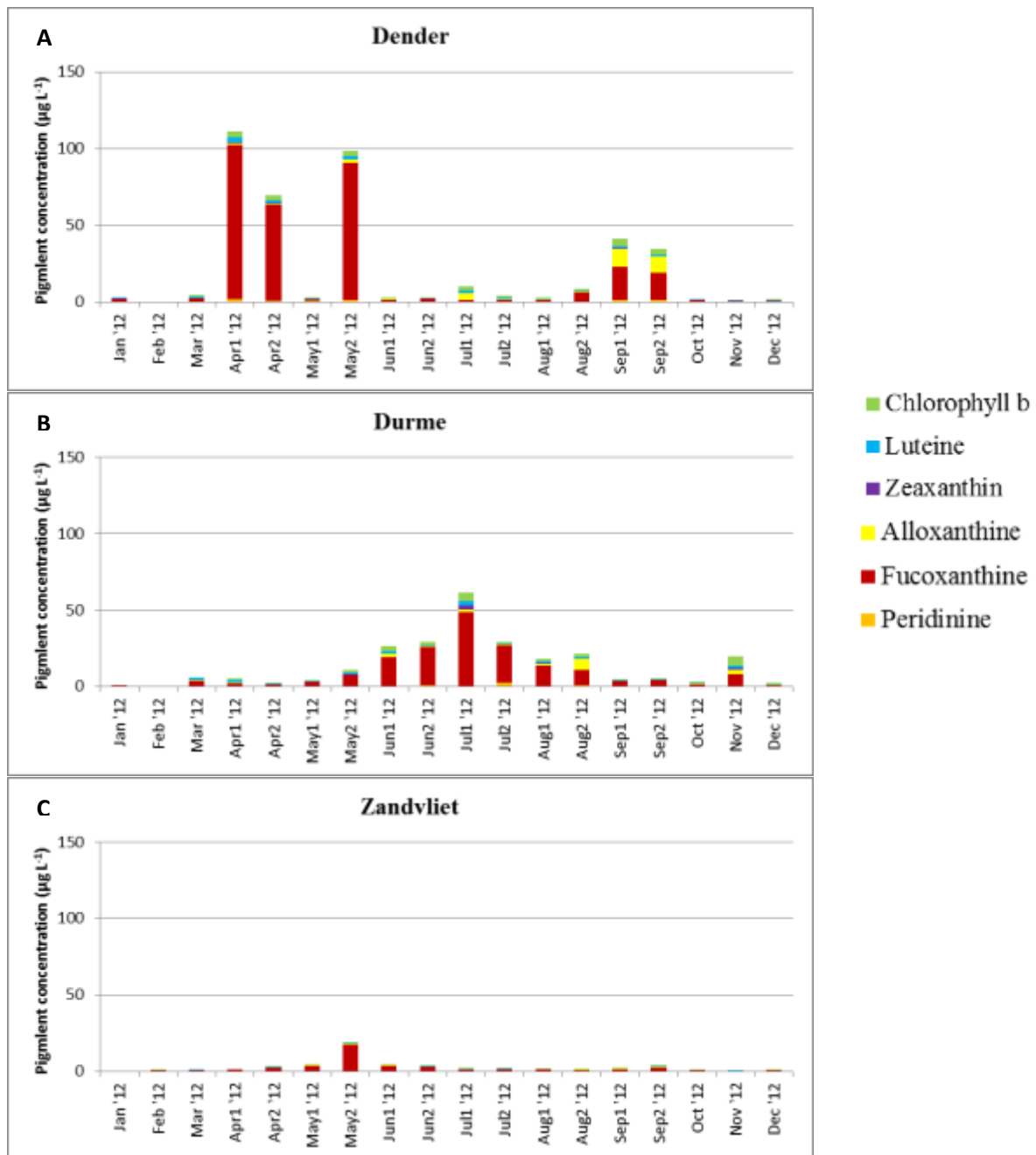
The maximum phytoplankton biomass in the station **Uitbergen** was also much higher ($7705 \mu\text{g C L}^{-1}$, in July 2012) than last year ($1876,6 \mu\text{g C L}^{-1}$, in June 2011). The phytoplankton community was dominated by diatoms during the year. Similar to the diatom community in Dendermonde, *Cyclotella meneghiana/scaldensis* was always the dominant taxon (69%) during the year. *Actinocyclus normannii* contributed also to the total diatom biomass (20%) especially from May until October 2012. Other species were also sporadically observed, for instance *Navicula*, *Melosira*, *Aulacoseira* and *Gyrosigma*. The chlorophytes were the second most important group, especially in August when *Pediastrum* was again the most abundant green algae species. In spring, a small euglenophyta bloom was observed and cyanobacteria (*Anabaena*) appeared in October.

Scheldt tributaries

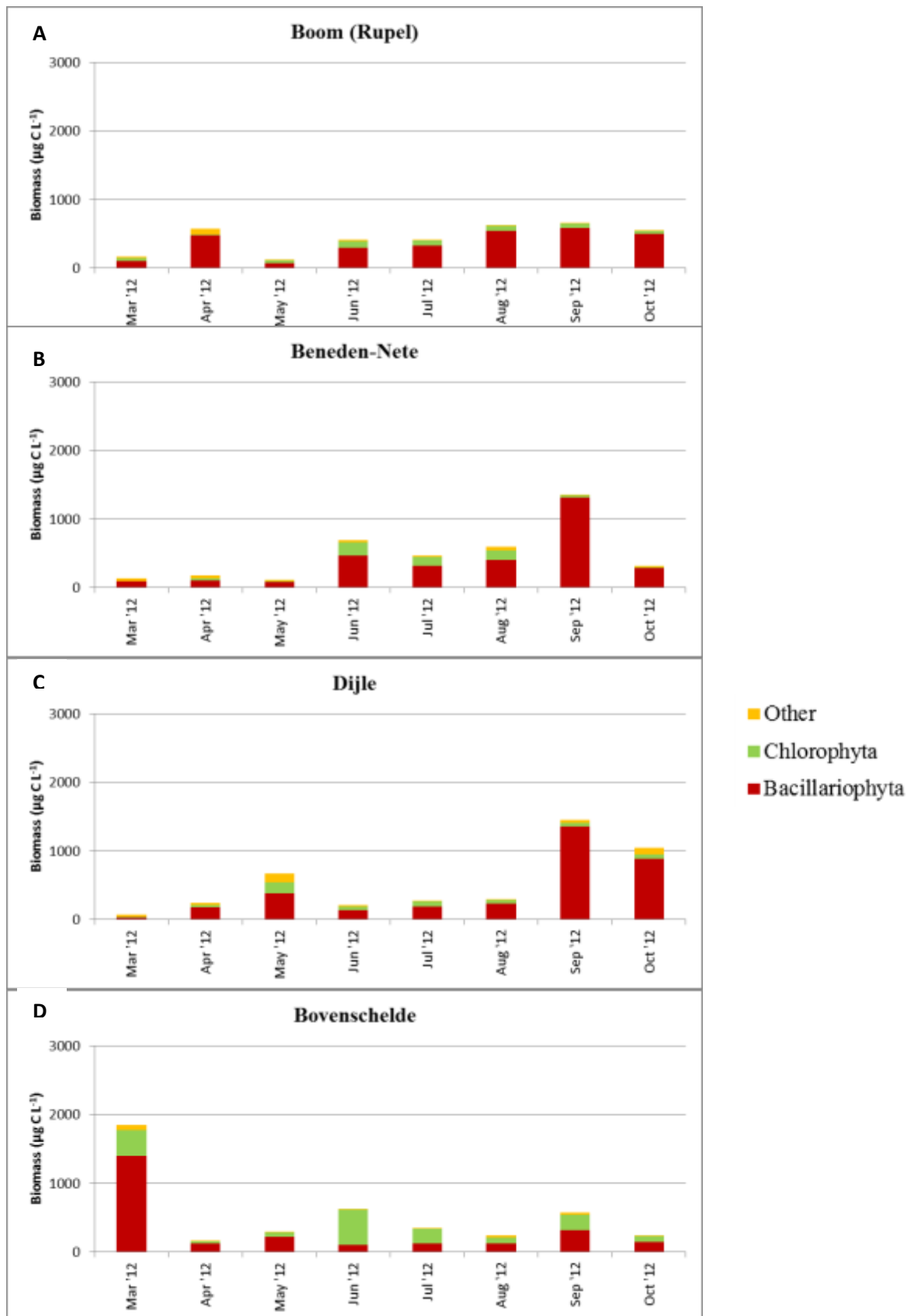
According to the estuary, fucoxanthin was also the most abundant pigment in the tributaries, which indicates the importance of diatoms. In the Rupel, the Dijle and the Nete, fucoxanthin was always dominant with very high abundances during late summer. In this period, chlorophyll b and peridinin also became more important, indicating the presence of green algae and dinophytes. In the Bovenschelde, the Dender and Durme, fucoxanthin was still dominant during most time of the year. Other pigments like chlorophyll b and lutein were also abundant. At Bovenschelde, peridinin gained importance during April, indicating the presence of dinophytes. At the Dender and the Durme, alloxanthin, indicative for the presence of cryptophytes became abundant during late summer. In Zandvliet, the pigment concentrations were very low and always dominated by fucoxanthin during all months.



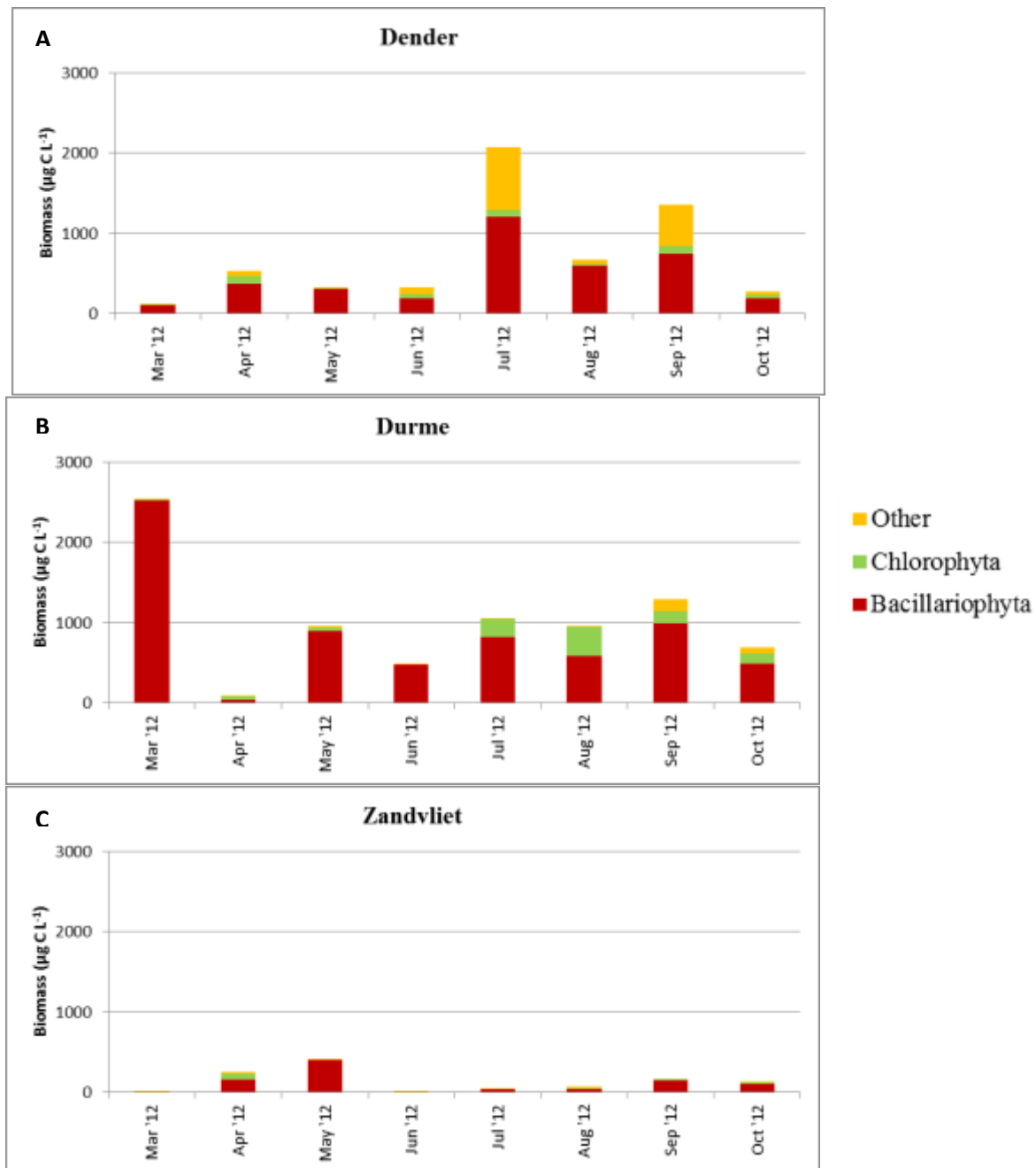
Figuur 5.13A-D: Phytoplankton pigment composition in the different tributaries of the Scheldt estuary, Rupel, Beneden-Nete, Dijle and Bovenschelde, between January and December 2012.



Figuur 5.14 A-C: Phytoplankton pigment composition in the different tributaries of the Scheldt estuary, Dender, Durme and Zandvliet, between January and December 2012.



Figuur 5.15 A-D: Phytoplankton biomass of Bacillariophyta, Chlorophyta and Others (Euglenophyta, Cryptophyta, Cyanophyta and Dinophyta) in the tributaries of the Scheldt estuary, Rupel, Beneden-Nete, Dijle and Bovenschelde, between January and December 2012, originating from cell counts.



Figuur 5.16 A-C: Phytoplankton biomass of Bacillariophyta, Chlorophyta and Others (Euglenophyta, Cryptophyta, Cyanophyta and Dinophyta) in the tributaries of the Scheldt estuary, Dender, Durme and Zandvliet, between January and December 2012, originating from cell counts.

The phytoplankton community in the **Rupel** was dominated by diatoms throughout the year (83%) ([Figuur 5.15 A](#)). The centric diatom *Cyclotella meneghiana/scaldensis* was the most abundant diatom species. In April a small *Thalassiosira* sp. bloom was visible. Populations of *Stephanodiscus hantzschii* and *Fragilaria* were observed in May. At late summer, *Actinocyclus normannii* became abundant in the diatom community. The Chlorophyta was the second important group, especially from May until July. During the year, *Pediastrum*, *Desmodesmus* and *Tetrastrum* were respectively the most abundant green algae species. During spring, cryptophytes (*Cryptomonas*) and euglenophytes (*Euglena*) became present in the phytoplankton community. Cyanobacteria (*Planktothrix*) were observed in October.

Diatoms were the most abundant phytoplankton group (61%) in the **Beneden-Nete** (Figuur 5.15 B). During the year, a total dominance of *Cyclotella meneghiana/scaldensis* (81%) was observed in the diatom community. In spring, a few species became abundant, *Fragilaria* from March until May, accompanied by *Thalassiosira* sp. in March, *Cymatopleura solea* in April and *Stephanodiscus hantzschii* in May. *Actinocyclus normannii* was observed in the diatom community during the months April, May and August. The green algae were also present during the year, especially from June until August. *Pediastrum*, *Scenedesmus*, *Desmodesmus* and *Tetrastrum* were respectively the main green algae taxa during these months. Cryptophytes (*Cryptomonas*) were present in the phytoplankton community in March. Dinophytes were observed in April. From March until June, the euglenophytes (*Euglena*) became present in the phytoplankton community. A small Cyanobacteria bloom (*Planktothrix*) was observed in October.

The **Dijle** was dominated by diatoms (Figuur 5.15 C). The diatom community was again dominated by *Cyclotella meneghiana/scaldensis* during the period May until October. In April, *Stephanodiscus hantzschii* was present. In late summer, *Actinocyclus normannii* became abundant. A small abundance of *Melosira*, *Caloneis* and *Fragilaria* was observed in the diatom community. The green algae were present in small abundances during the year, with *Pediastrum*, *Desmodesmus* and *Scenedesmus* as the most abundant species. The euglenophytes were abundant in the phytoplankton community in spring during the months March, April and May. Cryptophytes (*Cryptomonas*) and dinophytes (*Peridinium*) were also present in March. Cyanobacteria were observed in small abundance during the year (1%).

A shared dominance of diatoms and green algae was observed in the river **Bovenschede** (Figuur 5.15 D). Diatoms were especially abundant in spring and late summer. *Cyclotella meneghiana/scaldensis* was again the dominant diatom species during the year (71%), except in April and May, because *Actinocyclus normannii* and *Stephanodiscus hantzschii* became respectively abundant. In June, a *Thalassiosira* sp. bloom was present. Other diatom species for instance *Fragilaria*, *Aulacoseira*, *Cyclostephanos dubius*, *Melosira* and *Cymatopleura solea* were also sporadically observed during the year. Green algae became dominant during summer, with *Pediastrum*, *Desmodesmus* and *Tetrastrum* as the most abundant species. The euglenophyta species, *Euglena*, was present in August and September. A very small Cyanobacteria bloom (*Planktothrix agardhii*) was observed in May and October.

The phytoplankton community in the **Dender** was dominated by diatoms throughout the year (65%) (Figuur 5.16 A). *Cyclotella meneghiana/scaldensis* was the most abundant diatom species during the year (79%). In spring (March – June), a *Stephanodiscus hantzschii* bloom was observed. In this period, *Fragilaria* was also very abundant. *Actinocyclus normannii* was present in the diatom community in April (12%), June (21%) and August (12%). The green algal community was dominated by *Pediastrum*, *Tetrastrum* and *Desmodesmus*. Other minor species like *Chlamydomonas*, *Scenedesmus*, *Monoraphidium* and *Closterium* were also present. In July and September, dinophytes (*Peridinium*), cryptophytes (*Cryptomonas*) and euglenophytes (*Euglena*) were abundant in the phytoplankton community. In October, there was a small Cyanophyta bloom.

Diatoms were the dominant phytoplankton group (85%) in The **Durme**, followed by the chlorophyta (12%), that became abundant in late summer (Figuur 5.16 B). There was a dominance of *Cyclotella meneghiana/scaldensis* and *Cyclotella atomus* in the diatom community throughout the year (83%). *Thalassiosira* sp. was observed in April and June. *Actinocyclus normannii* became abundant in the diatom community during May, August and October. There was a small abundance of *Fragilaria* and *Stephanodiscus hantzschii* in spring. In autumn, *Raphoneis ampiceros* and *Caloneis* were observed. *Pediastrum*, *Desmodesmus*, and *Tetrastrum* were respectively the most dominant green algae species, followed by *Monoraphidium*, *Tetradismus* and *Scenedesmus* who were present in minor abundances. Dinophytes (*Peridinium*) were observed in August. In October, euglenophytes (*Euglena*) and cyanobacteria (*Planktothrix* and *Limnothrix*) were present in the phytoplankton community.

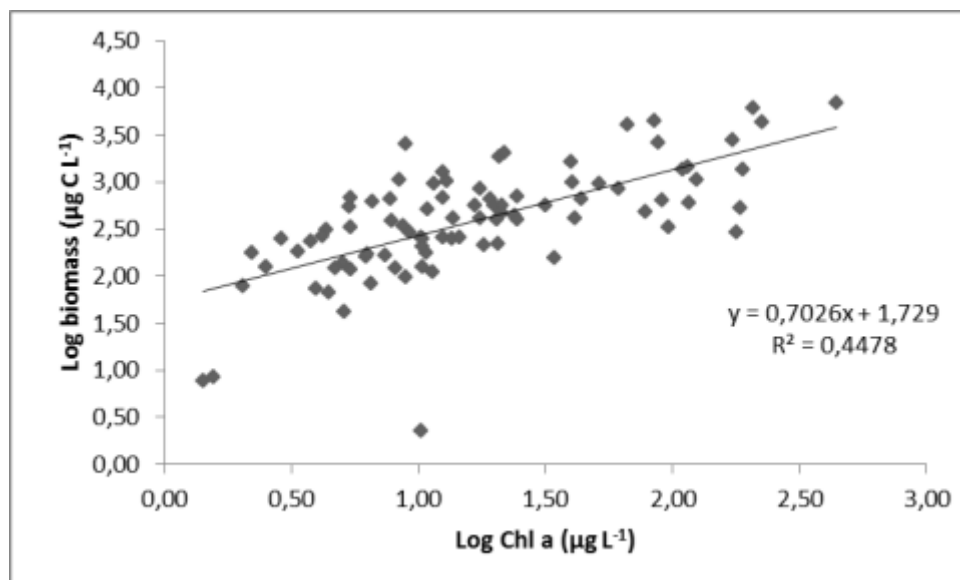
The phytoplankton community in **Zandvliet** was dominated by diatoms throughout the year (83%) ([Figuur 5.16 C](#)). *Cyclotella meneghiana/scaldensis* was again the dominant diatom species during the year (42%). *Cyclotella atomus* became very abundant in July and August. *Thalassiosira* sp. dominated the diatom community in March (86%) and May (87%). In spring, *Melosira* was present and in summer and late summer, *Actinocyclus normannii* was observed. *Diatoma* and *Fragilaria* were present in small abundances during the year. The green algae community was dominated by *Pediastrum* and *Monoraphidium*. In August, dinophytes (*Peridinium*) and euglenophytes (*Euglena*) were present in small abundances in the phytoplankton community.

5.2.6. Correlation between chlorophyll a concentration and phytoplankton biomass

Total phytoplankton biomass can be estimated by both microscopic and chlorophyll a analysis. Although microscopic analysis provides taxonomic detail, the error on the counts is relatively large, with an error estimation of 20%. Moreover, microscopic counts are time-consuming and require a high level of training to be able to identify the different taxa.

Chlorophyll a analysis lacks the taxonomic detail but is more accurate and reproducible than microscopic analysis and consequently less time-consuming. Therefore, chlorophyll a analysis is more useful for routine monitoring of a large number of samples.

In general, the results from both methods agree well. A correlation of $R^2 = 0,45$ was found between log-transformed chlorophyll a concentrations, obtained by HPLC analysis, and log-transformed phytoplankton carbon biomass, based upon microscopic analysis, for all the data between March and November 2012 ([Figuur 5.17](#)). No good correlation was found for three points (Zandvliet in March and June, Temse in March).



Figuur 5.17: Correlation between chl a (µg.l-1) obtained by HPLC analysis and carbon biomass (µg.l-1) based on microscopic analysis of samples between March and October 2012.

5.2.7. Dynamics in chlorophyll a concentration during the tidal cycle

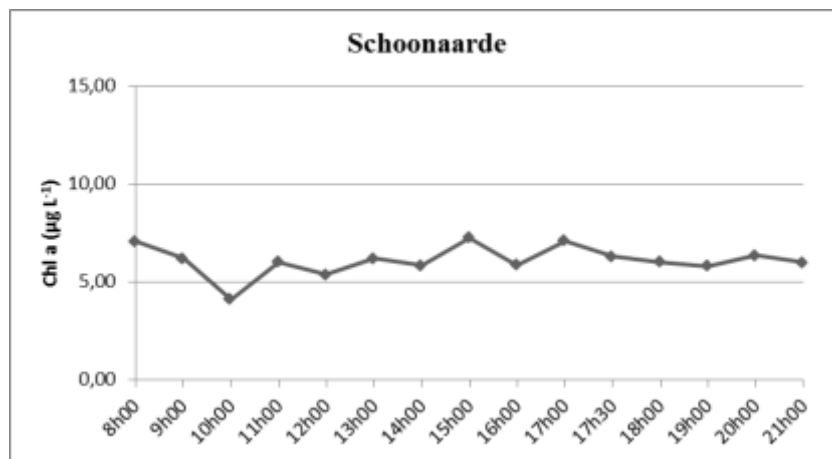
In April 2012, three 13h measurements were carried out at different stations in the Scheldt estuary to estimate the impact of the tide on the phytoplankton populations. The measurements were

carried out between two high tides at Schoonaarde (freshwater zone), Kruibeke (brackish zone) and in the river Rupel at Terhagen (freshwater zone). Chlorophyll a was analyzed with HPLC. The chlorophyll a concentrations were very low compared to other years as the 13h measurements in 2012 were done in April, instead of June when better light conditions and a higher temperature are more likely.

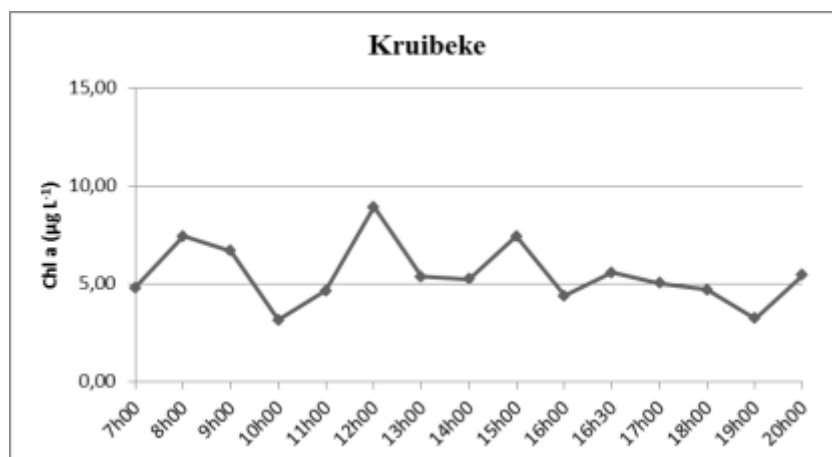
Unlike previous years, the chlorophyll a values showed no alternating pattern during the tidal cycle at **Schoonaarde** (Figuur 5.18). At the beginning of low tide a small decrease is observed, followed by a slight increase during high tide. Afterwards, the phytoplankton biomass remained stable with an average chlorophyll a concentration of $6 \mu\text{g L}^{-1}$.

Similar to previous years (2010, 2009), the chlorophyll a concentrations during the 13h measurements at **Kruibeke** showed an alternating pattern (Figuur 5.19). Low tide was characterized by a slight decrease in biomass followed by an increase during high tide.

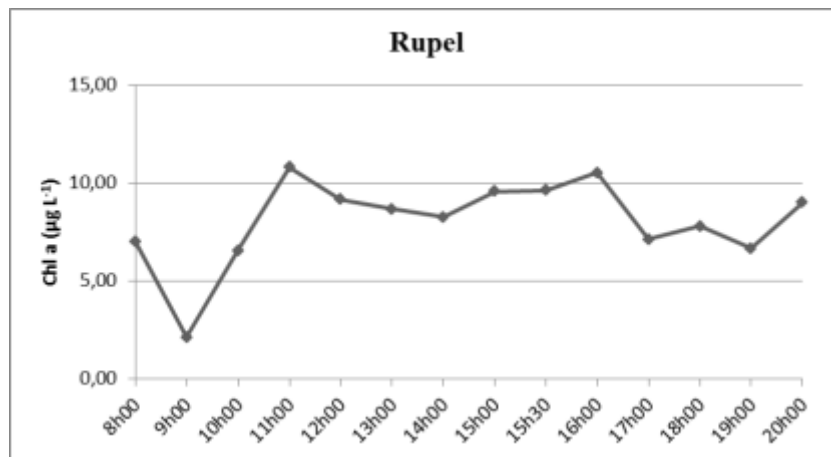
The phytoplankton biomass in the **Rupel** showed an increase during low tide, followed by a decrease during high tide (Figuur 5.20). This suggests that during low tide, phytoplankton rich water from the upstream rivers entered the Rupel. Similar patterns were observed since 2009.



Figuur 5.18: Dynamics in phytoplankton biomass during tidal cycle (13h campaign) on April 10th 2012 in the Scheldt estuary at Schoonaarde.



Figuur 5.19: Dynamics in phytoplankton biomass during tidal cycle (13h campaign) on April 12th 2012 in the Scheldt estuary at Kruibeke.



Figuur 5.20: Dynamics in phytoplankton biomass during tidal cycle (13h campaign) on April 11th 2012 in the Rupel at Terhagen.

5.3. Monitoring phytobenthos biomass and community composition on intertidal flats

5.3.1. Methodology

Microphytobenthos samples were collected monthly at 5 selected intertidal flats in the Scheldt estuary between Ghent and the Dutch-Belgian border ([Figuur 5.21](#)): Groot Buitenschoor at the Belgian-Dutch border, Boerenschans just downstream the city of Antwerp, Ballooi just upstream the city of Temse and Appels at Dendermonde.

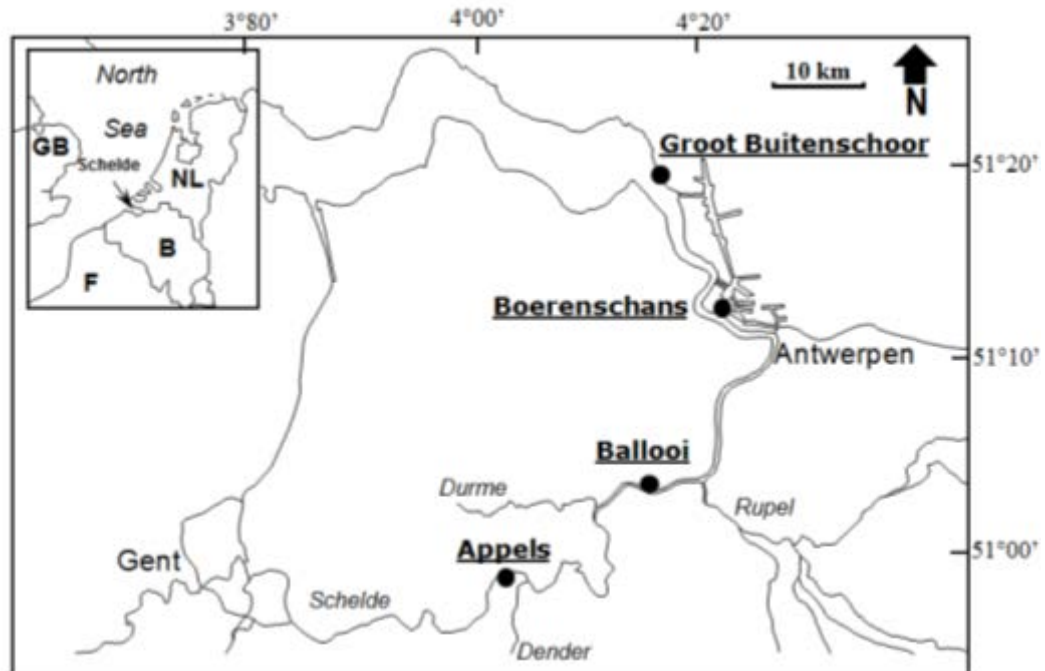
At each intertidal flat, between 3 and 5 stations situated along a transect perpendicular towards the waterline, between the high and low water mark were sampled. At each station, 3 replicate samples were mixed to average out small-scale patchiness. The upper 2 mm of sediment was frozen in situ with liquid nitrogen and sampled using a contact core. The frozen samples were kept in liquid nitrogen during the fieldwork and stored at -80°C in the laboratory until analysis. The sediment samples were freeze-dried to remove water and pigments were extracted in acetone (90 %) using sonication. Pigments were analyzed using HPLC as described above for phytoplankton samples.

5.3.2. Phytobenthos biomass

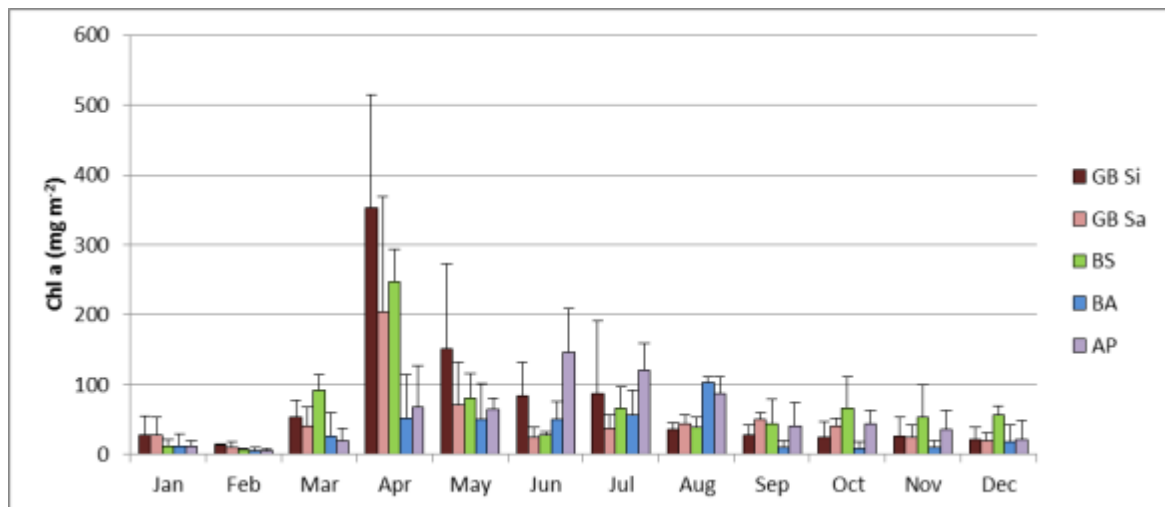
During 2012, the chlorophyll a concentrations gradually increased to reach an average maximum in April at the silty tidal flat of Groot Buitenschoor (353 mg m^{-2}) ([Figuur 5.22](#)). In June a new smaller maximum was observed at Appels with an average chlorophyll a concentration of 146 mg m^{-2} . Similar to the phytoplankton data in 2012, the phytobenthos biomass was much higher compared to last year, when a maximum of only 111 mg m^{-2} was measured at Boerenschans in May.

At most of the intertidal flats, the chlorophyll a concentration generally increased from the low water line towards the high water line. Phytobenthos living on the sediments at the low water line are only exposed to the light during a short period at low tide as during high tides the sediments are inundated by turbid water. These sediments are also exposed to strong tidal currents which may result in losses of phytobenthos biomass due to suspension. The intertidal flat Boerenschans is an

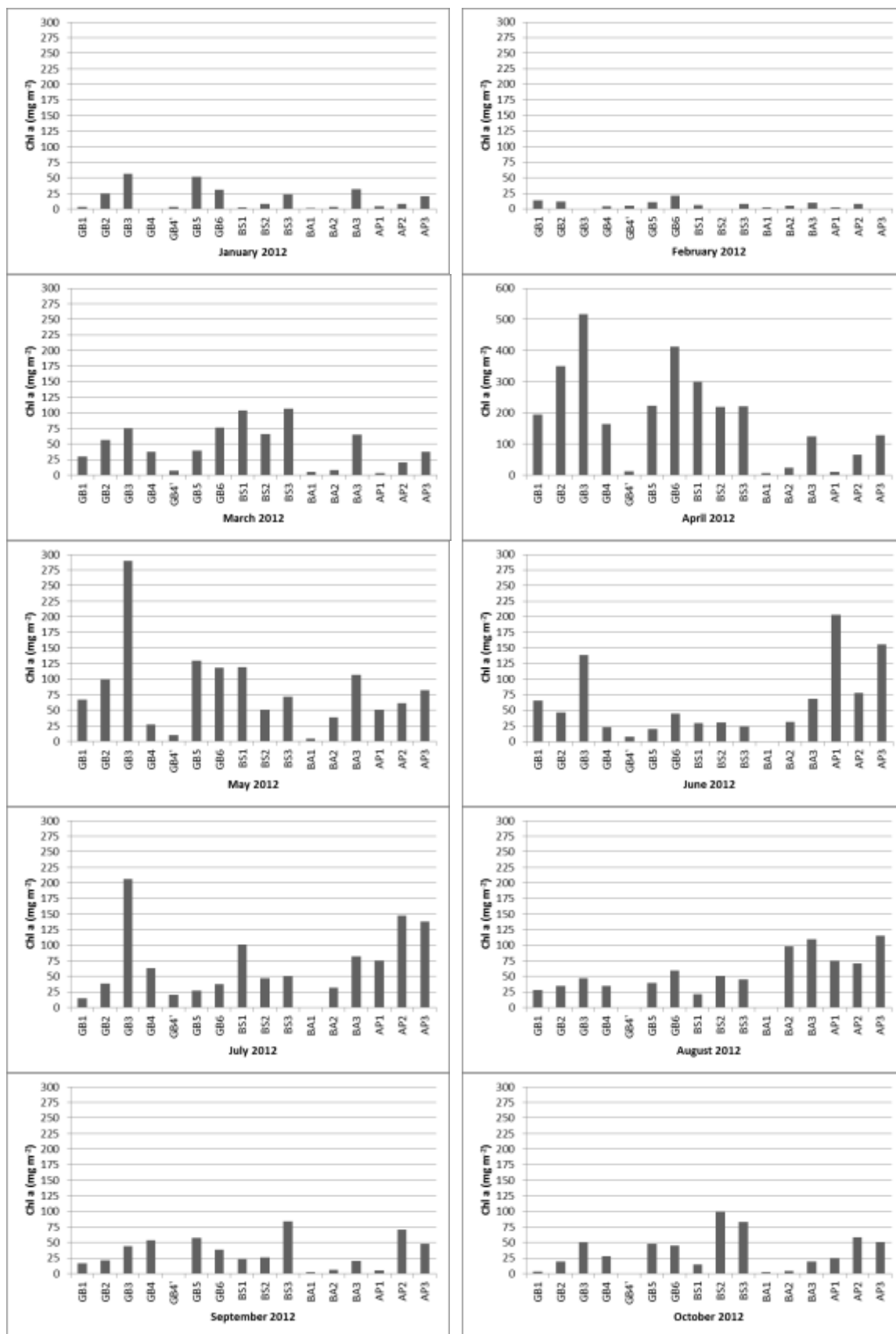
exception as the chlorophyll a concentrations were often higher in sediments at low water lines, especially from March until July.

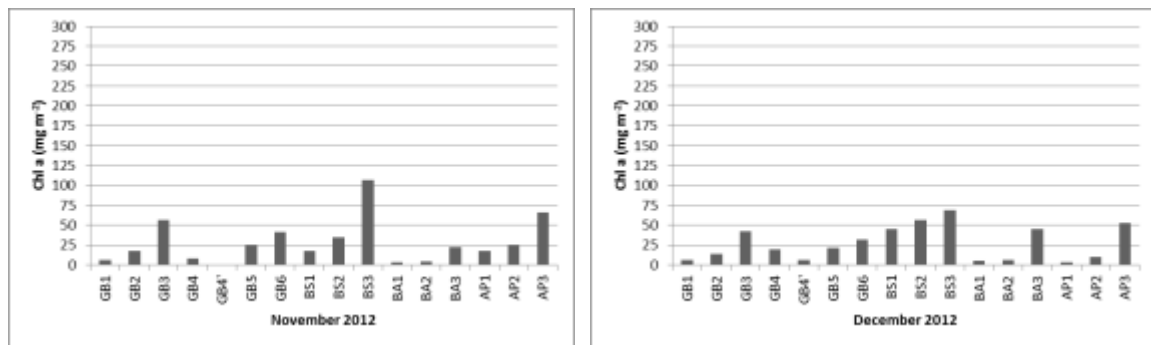


Figuur 5.21: The Scheldt estuary and the locations of the different intertidal flats sampled monthly in 2012.



Figuur 5.22: Monthly averages of microphytobenthos biomass for each tidal flat sampled along the Scheldt estuary in 2012 (GB Si: Groot Buitenschoor silt, GB Sa: Groot Buitenschoor sand, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).





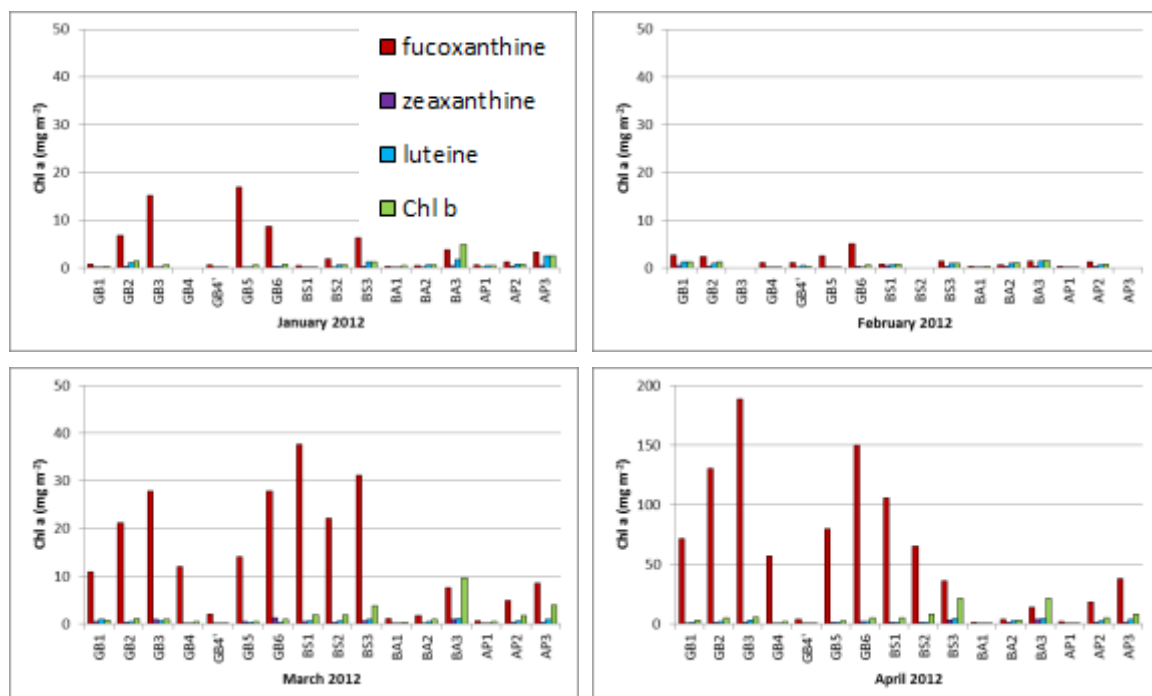
Figuur 5.23: Spatial and temporal variability in phytoplankton biomass along the intertidal flats in the Scheldt estuary in 2012 (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels). Remind the different Y-scale used in April.

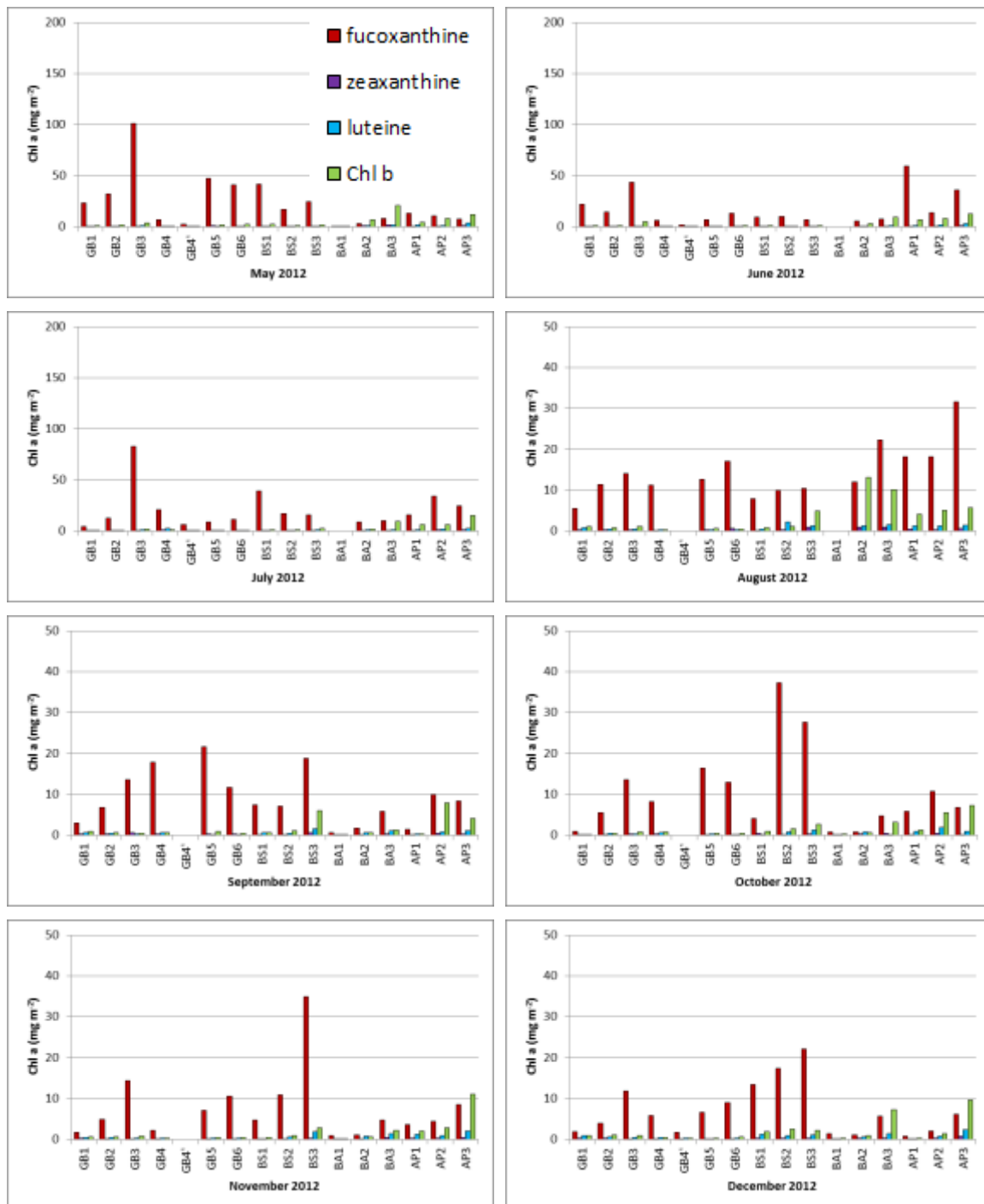
5.3.3. Phytoplankton species composition

Pigment analysis revealed a dominance of fucoxanthin, an indicator for diatoms, in all intertidal flats during 2012 ([Figuur 5.24](#)). The dominance of diatoms is clearly visible as brownish mats covering the sediments.

Towards the freshwater zone, the pigments chlorophyll b and lutein became more important, which indicates the presence of green algae and euglenophytes. These pigments were especially abundant around the high water lines, where light conditions are better, as green algae and euglenophytes, compared to diatoms, are not well adapted to a limited light climate. Their presence is visible as greenish mats covering the sediments. Zeaxanthin, an indicator for cyanobacteria, never attained a significance abundance.

Microscopical observations confirmed these results. Pennate diatoms belonging to the genera *Gyrosigma*, *Surirella* and *Navicula* dominated the flats at Groot Buitenschoor and Boerenschans while *Euglena granulata* and the pennate diatoms *Caloneis amphisbaena*, *Nitzschia acicularis*/*Cylindrotheca sp.* dominated the microbial mats at Ballooi and Appels.





Figur 5.24: Spatial and temporal variability in phyto-benthos pigment composition along the intertidal flats in the Scheldt estuary in 2012 (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels). Remind the different Y-scale used from April until July.

5.4. Future perspectives

- Continued monitoring of species composition by microscopic counts at selected stations in the estuary and in the tributaries
- Continued monitoring of phytoplankton pigments by HPLC analyses

- Continued monitoring of the Scheldt tributaries (Bovenshelde, Dender, Durme, Zandvliet, Rupel, Nete, Dije)
- Continued monitoring of chlorophyll a during 13h measurements at Lippenbroek, the estuary and the Rupel
- Continued monitoring of microphytobenthos from the intertidal flats of the Scheldt estuary

5.5. References

Hillebrand, H., C. Durselen, D. Kirschtel, U. Pollinger and T. Zohary (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology*. **35**: 403-424.

Menden-Deuer, S. and E.J. Lessard (2000) Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms and other protist plankton. *Limnology and Oceanography*. **45**: 569-579.

Wright, S.W. and S.W. Jeffrey (1997) High-resolution HPLC system for chlorophylls and carotenoids of marine phytoplankton. In S.W. Jeffrey, R.F.C. Mantoura and S.W. Wright (ed.). *Phytoplankton pigments in oceanography*. UNESCO Publishing, Paris: 327-341.

Hoofdstuk 6. Studie naar de primaire productie

Jacco Kromkamp

Eindverslag voor deelstudie 6, periode 2012

NIOZ-YE
Postbus 140, Yerseke, Nederland
jacco.kromkamp@nioz.nl

De staalnames in dit rapport zijn tot stand gekomen met de medewerking van Jeroen van Wichelen van de Universiteit van Gent, van wie we ook de pigmentdata hebben kunnen gebruiken.

6.1. Inleiding

Dit is de 3^{de} maal dat NIOZ rapporteert in het kader van OMES over de primaire productie in de Westerschelde, de Zeeschelde en sommige van haar belangrijkste zijrivieren. Het is een vervolg op het vorige rapport, maar uitgebreid met de resultaten van de Westerschelde om een totaalbeeld te geven. De belangrijkste resultaten gemeld in het vorige rapport waren:

- De fytoplanktonbiomassa, gemeten als de chlorofyl-a (chl_a) concentratie neemt toe richting grens. De verschillen tussen beide jaren in biomassa zijn gering maar in 2011 gemiddeld lager dan in 2010.
- De lichtverzwakkingscoëfficiënt K_d neemt toe vanaf de grens, bereikt een maximum tussen ~90-130 km vanaf de monding, en neemt dan weer af. In 2011 was het water troebeler dan in 2010.
- De primaire productie in 2011 is in alle stations lager dan in 2010. Dit lijkt niet te wijten aan afname in de chlorofyl genormaliseerde fotosynthese parameters: deze zijn in de Westerschelde i.h.a. in 2010 wat hoger dan in 2011, maar in de Zeeschelde is het omgekeerde het geval. Er moeten dus andere factoren zijn die de productiviteit van de algen in 2011 remmen: een reden kan de hogere troebelheid zijn in 2011, waardoor de respiratoire verliezen hoger zijn (grotere discrepantie tussen bruto en netto primaire productie).
- 13-uurs metingen toonden aan dat de fotosyntheseparameters over de dag vrij constant zijn, waardoor veranderingen in uurproductie vooral een functie zijn van veranderingen in lichtinstraling en troebelheid.

In dit deelrapport tonen we ook de gegevens voor de Westerschelde, waardoor een beter inzicht kan worden verkregen in het functioneren van het totale systeem van de Schelde.

Behalve de primaire productie van fytoplankton rapporteren we hier ook over de primaire productie van het microfytobenthos.

Primaire productie is het proces waarbij algen CO₂ en nutriënten omzetten in nieuw celmateriaal en waar bij zonlicht de benodigde energie levert. De groei van algen wordt bepaald door bottom-up

factoren als de beschikbaarheid van licht, nutriënten en de temperatuur. De meeste nutriënten lijken in overmaat aanwezig, maar de lage beschikbaarheid van silicaat zou in sommige gebieden van de Zeeschelde de groei van diatomeeën kunnen beperken. Omdat de Schelde en Westerschelde troebele systemen zijn is ook licht vaak de beperkende factor. Merk op dat limiterende factoren hierboven benaderd zijn als een fysiologische limitatie (Blackman type limitatie) en niet als een limitatie die de maximale “yield” bepaalt (Liebig’s law of the minimum), zoals in de landbouw gebruikelijk. De reden hiervoor is dat de algenbiomassa zowel wordt bepaald door bottom-up factoren zoals hierboven beschreven, maar ook door top-down factoren als grazing door schelpdieren en zoöplankton. Andere belangrijke verliesfactoren die de biomassa kunnen bepalen zijn sterfte (o.a. lysis door virusinfectie, een grote onbekende) en uitspoeling.

Omdat de turnovertime van het fytoplankton relatief kort is (enkele dagen, afhankelijk van o.a. de temperatuur, de beschikbare hoeveelheid licht voor fotosynthese en de ratio fotosynthetische diepte : mengdiepte; die bepaald voor een groot deel de respiratoire verliezen) is de gemeten chlorofyl concentratie, de proxy voor biomassa van het fytoplankton, te beschouwen als de resultante van groei minus verliezen. Hierdoor is primaire productie een betere maat voor de maximale draagkracht van de bestudeerde systemen dan de algenbiomassa (chlorofyl).

Dit deelrapport beschrijft de gegevens verkregen in 2010, 2011 en 2012. Het bevat een beschrijving van de volgende parameters:

- Een beschrijving van de variatie van de chlorofyl concentratie en de lichtverzwakkingscoëfficiënt.
- Een beschrijving van de fotosynthese parameters α^B and P_{max}^B .
- Een beschrijving van de dagelijkse primaire productie.
- Het verloop van fotosyntheseparameters gedurende een aantal 13 uren meting.
- Een beschrijving van de microfyto bentos biomassa op 4 transecten in 2012. Ieder transect bevat 3 punten: 1 nabij de laagwaterlijn, 1 ongeveer halverwege en 1 punt nabij de kant.
- Een beschrijving van de fotosynthese parameters gemeten aan het microfyto bentos (MPB) m.b.v. de ¹⁴C-techniek analoog aan die van het fytoplankton.
- Een eerste analyse van de primaire productie van het MPB van de stations GB1, GB2 en GB3 van het groot Buitenschor. Voor de overige stations is geen schatting gemaakt omdat er geen gegevens zijn over de hoogteligging in het intertidaal. De beschrijving van de productie in GB1, GB2 en GB3 is vooral bedoeld om te laten zien wat de effecten zijn van het getij en de hoogteligging van de stations en om een indruk te krijgen van hoe de primaire productie van het MPB zich verhoudt tot die van het fytoplankton.

6.2. Materiaal en methoden.

6.2.1. Monsternamen en locaties stations

De locatie van de bemonsterde stations is te zien in [Figuur 6.1](#). De frequentie van de bemonstering varieerde van maandelijks in de periode september-februari tot 2-maandelijks in het groeiseizoen (maart-september). Vanwege de grootte van het gebied was het onmogelijk om alle bemonstering te voltooien in de zelfde fase van het getij. De stations Zandvliet (grens Vlaanderen-Nederland), Antwerpen, Hoboken/Lippenbroek en Temse werden bemonsterd vanaf de R.V. Luctor. De incubaties werden ingezet direct na de bemonstering. Voor de monsters van de Zeeschelde, Rupel Dijle en Nete

werden de monsters eerst verzameld en in het 2^e deel van de middag van de monsternamen geïncubeerd aan boord van de Luctor. De bemonstering van Vlissingen tot Temse werd vanaf de RV Luctor uitgevoerd. Een Yellow Springs 6600-V2 CTD werd gebruikt (om de *in situ* temperatuur, zuurstofconcentratie en chlorofyl fluorescentie te meten). De lichtverzwakkings-coëfficiënt (k_d) in de waterkolom werd berekend door de lichtintensiteit in de waterkolom te meten op verschillende dieptes m.b.v. een Licor Li-192SB cosine lichtsensor, aangesloten op een LiCor LI-1400 datalogger, waarop een dieptesensor was aangesloten. Een tweede lichtsensor (LiCor-190 SA), geplaatst op het dak van de RV Luctor werd gebruikt om correcties mogelijk te maken indien de instraling fluctueert tijdens de meting. Stalen van de andere stations werden bewaard bij *in situ* in een koelbox en aan het eind van de vaartocht naar de RV Luctor vervoerd voor de meting van de primaire productie. De lichtverzwakkingscoëfficiënt van deze stations werden bepaald door de Vrije Universiteit Brussel (VUB) in de periode 2010-2011. In 2012 werd de lichtverzwakkingscoëfficiënt bepaald door de Universiteit Antwerpen (zie hoofdstuk 2 voor informatie).

Pigmentanalyse werd uitgevoerd via HPLC. De stalen vanaf Vlissingen tot Temse werden geanalyseerd door het NIOZ. De overige analyses werden uitgevoerd door de Universiteit Gent (zie hoofdstuk 5).



Figuur 6.1: Locatie van de bemonsterde stations.

6.2.2. Primaire productie metingen.

Van iedere monster werden 11 duplo's van 50 ml gedurende 2 uur geïncubeerd in een roterende incubator aan boord van de RV Luctor, zoals beschreven in het vorige OMES rapport. De fotosynthese lichtcurve (PE-curve) werd gefit naar het model van Eilers & Peeters (1988):

$$P^B = I / (aI^2 + bI + c)$$

P^B_{max} , de maximum fotosynthese snelheid per mg chlorofyl *a* ($chl a$, mg C (mg $chl a$)⁻¹ h⁻¹) = $1 / (b + 2\sqrt{ac})$
en de fotosynthese efficiëntie (α^B , de initiële helling van de PE-curve, mg C (mg $chl a$)⁻¹ h⁻¹) (μ mol

photons $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$)⁻¹ = $1/c \cdot I_k (=P_{\text{max}}^B/\alpha^B)$ is een maat voor de lichtintensiteit (I) waarbij de fotosynthese overgaat van lichtbeperkt naar beperking in de donkerreacties (Calvin cyclus). De primaire productie werd berekend door de primaire productie in de gehele waterkolom voor ieder uur te berekenen. Hierbij werd aangenomen dat de fotosynthese parameters P_{max}^B , α^B en k_d niet varieerden gedurende de dag. Voor meer informatie zie Kromkamp and Peene (1995). De oppervlakte instraling werd continue gemeten op het dak van het CEME m.b.v. een Licor LI-190 SA sensor en de waarden werden omgezet in uurgemiddelden, die vervolgens werden gebruikt in de dagproductie berekeningen. Als $P_{\text{max}}^B > 25$ en meer dan 2x zo groot dat de voorafgaande of de erop volgende waarden dan werden deze “outliers” vervangen door de gemiddelde P_{max}^B van die 2 omliggende monsterdagen. Deze procedure werd 9x uitgevoerd (OM9 op 8/6/10, OM13 op 22/6/10, OM27 op 8/6/10, 22/6/10, 24/5/11, OM18 op 9/6/10 en Uitbergen op 9/6/10, 9/2/11, 18/1/12. Ook de corresponderende α^B waarden werden vervangen omdat die duidelijk onbetrouwbaar waren.

6.3. Resultaten

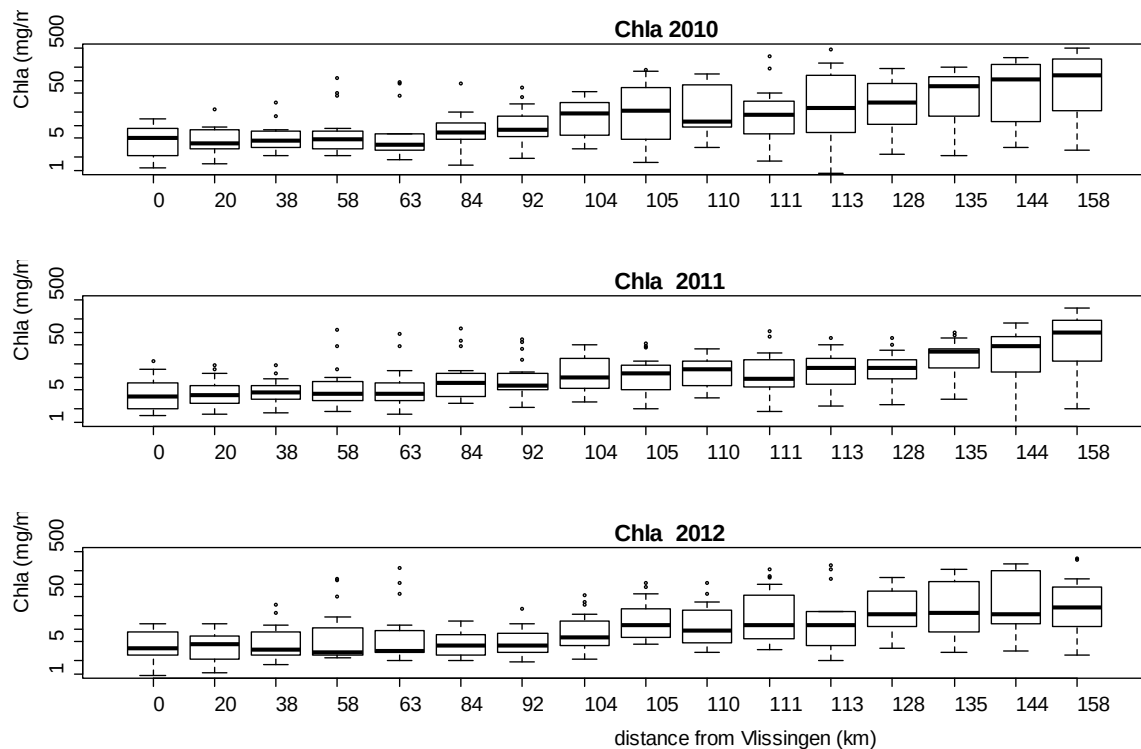
De periode waarover wordt gerapporteerd in dit rapport betreffen de periode 2010-2012.

6.3.1. Jaargemiddelde chlorofyl a: een vergelijking tussen de stations en tussen 2010 en 2011

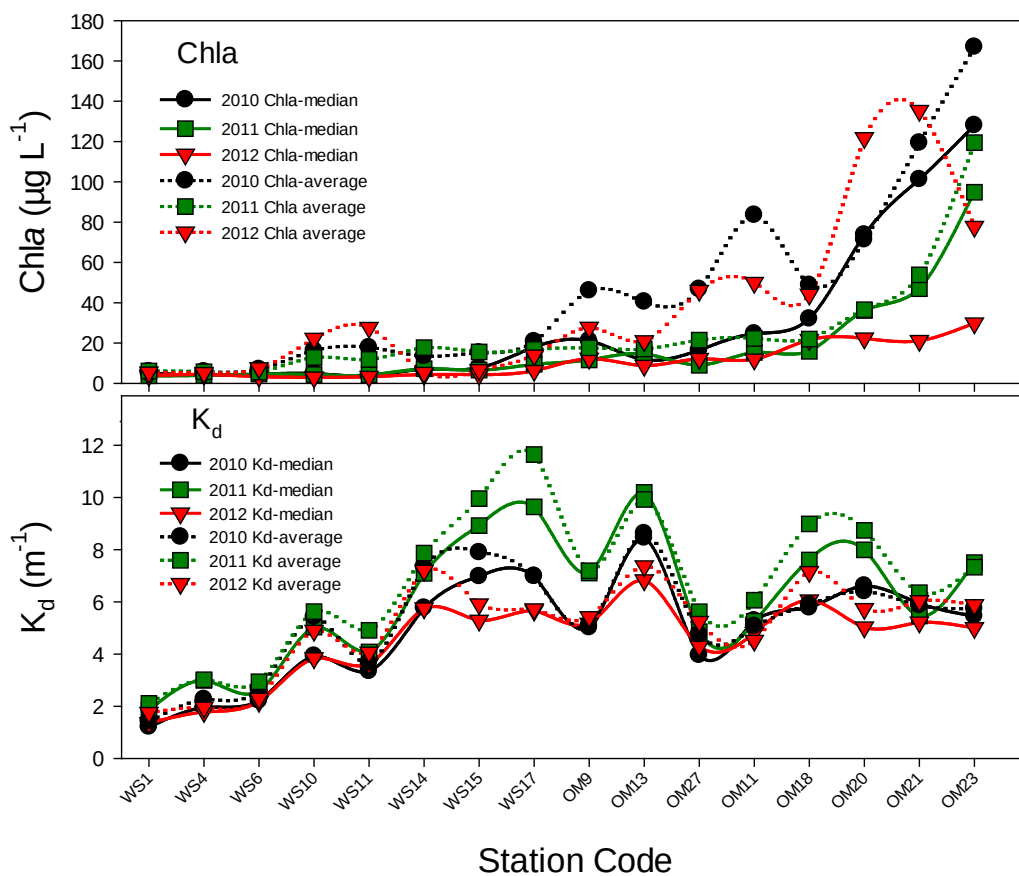
[Figuur 6.2](#) laat de variatie in de jaarlijkse chl a zien in de vorm Box-whisker plots als afstand tot de lijn Vlissingen/Breskens. Tussen de monding van de Westerschelde en de grens (WS11, Zandvliet, km 63) varieert de Chl a mediaan tussen 3.3 en 4.9 $\mu\text{g chl a L}^{-1}$ 5 ([Tabel 6.1](#)). Vanaf de grens neemt de mediane chl a waarde stroomopwaarts toe, om bij Melle (OM23, km 158) een maximum te bereiken.

Een vergelijking tussen 2010, 2011 en 2012 laat zien dat de patronen in de drie jaren vergelijkbaar zijn, maar dat de mediane Chl a concentraties echter van jaar tot jaar verschillen. De mediane fytoplankton biomassa is in de Zeeschelde 2012 lager is dan 2010 en 2011. Opvallend is dat in 2011 de 25 en 75% percentiel waarden minder ver uit elkaar liggen (“kleinere box”). Deze grote jaarlijkse verschillen laten ook zien dat voor de analyse van trends een aanzienlijke tijdsreeks nodig is. De phytoplankton biomassa is lager in de zijrivieren de Dijle (OM27, km 111) en de Nete (OM11, km 113).

Een vergelijking tussen de mediane en gemiddelde Chl a concentraties is weergegeven in [Figuur 6.3](#). De gemiddelde waarden zijn in het algemeen hoger dan de mediane waarden, een gevolg van het feit dat de fytoplanktonbloei het gemiddelde domineert. Vooral in 2012 zijn de verschillen tussen de mediane en gemiddelde waarde in Chl a in de Zeeschelde groot, hetgeen wijst op een korte maar grote bloei.



Figuur 6.2: boxplot van de chla concentraties voor de jaren 2010, 2011 en 2012. Alhoewel de verschillen gering lijken zijn de concentraties in 2012 gemiddeld lager. Stations in de zijrivieren zijn km 105 (OM9, Boom, in de Rupel), km 111 (OM27, Dijle) en km 113 (OM11, Nete).

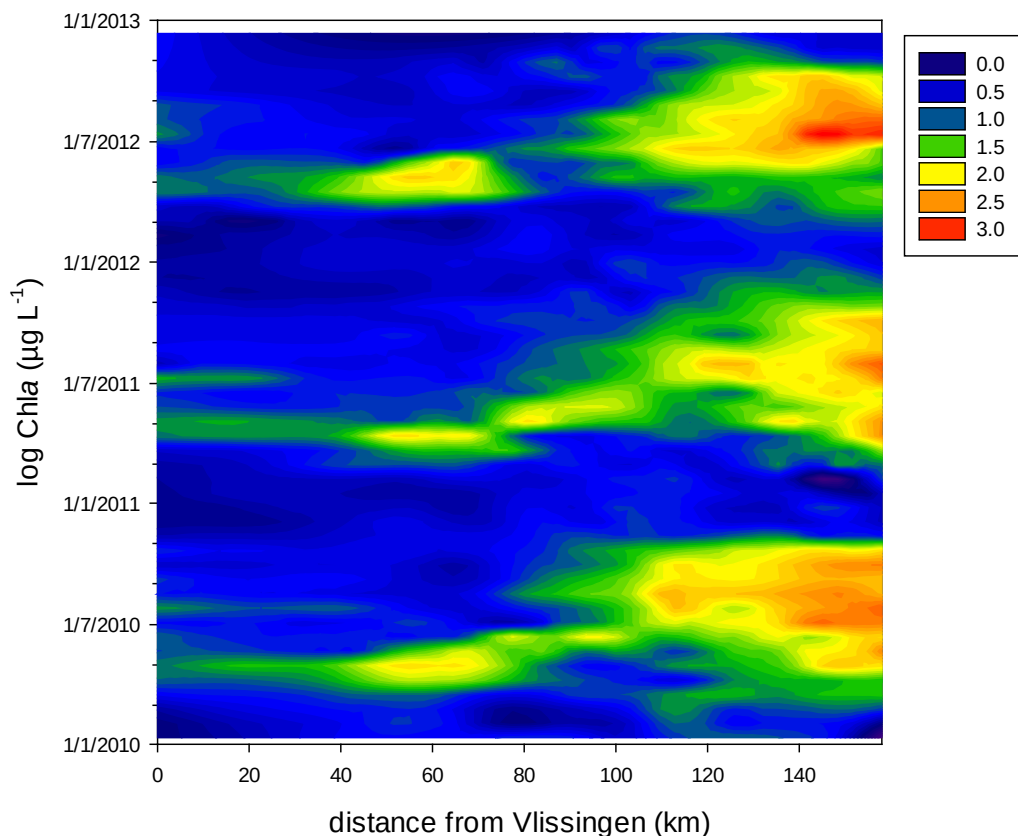


Figuur 6.3: Vergelijk van de gemiddelde Chla en K_d -waarden op de verschillende stations. Het Lippenbroek (OM13) vertoont hogere waarden dan de omliggende stations

Tabel 6.1: Mediane en gemiddelde chlorofyl a ($\mu\text{g L}^{-1}$) concentraties en K_d (m^{-1}) waarden voor de jaren 2010 t/m 2012.

Station Code	Station Name	km	Mediane Chl <i>a</i>			gemiddelde Chl <i>a</i>			Mediane K_d			Gemiddelde K_d		
			2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012
WS1	Breskens	0	5.2	3.7	3.7	5.8	6.1	5.4	1.2	1.8	1.4	1.4	2.1	1.7
WS4	Terneuzen	20	4.0	3.9	4.4	5.7	5.7	5.1	2.0	3.0	1.8	2.3	3.0	2.0
WS6	Hansweert	38	4.5	4.6	3.3	6.9	5.5	7.5	2.2	2.6	2.2	2.6	2.9	2.3
WS10	Bath	58	4.9	4.3	2.9	16.3	12.8	22.1	3.9	5.0	3.8	5.4	5.6	4.9
WS11	Zandvliet	63	3.6	4.2	3.2	17.7	11.8	27.6	3.3	4.1	3.6	3.7	4.9	4.1
WS14	Antwerpen	84	7.1	7.2	4.3	13.4	17.6	5.2	5.8	7.1	5.8	7.3	7.9	7.2
WS15	Hoboken	92	7.7	6.5	4.3	15.1	15.5	6.6	7.0	8.9	5.3	7.9	10.0	5.9
WS17	Temse	104	18.0	9.4	6.2	20.7	16.7	13.8	7.0	9.6	5.7	7.0	11.6	5.7
OM9	Boom	105	21.1	11.6	12.2	45.9	17.5	27.6	5.0	7.1	5.2	5.1	7.2	5.4
OM13	Lippenbroek	110	11.7	14.7	8.7	40.3	17.0	20.9	8.4	10.2	6.8	8.6	9.9	7.4
OM27	Dijle	111	16.4	8.9	12.2	46.6	21.4	45.9	4.0	4.9	4.3	4.7	5.6	5.2
OM11	Nete	113	24.6	15.3	11.8	83.5	22.2	49.9	5.3	5.3	4.8	5.1	6.1	4.5
OM18	Dendermonde	128	32.0	15.8	21.6	48.6	21.9	44.0	5.8	7.6	6.1	5.9	9.0	7.1
OM20	Appels	135	73.6	36.1	22.3	71.2	36.5	121.7	6.6	8.0	5.0	6.4	8.7	5.7
OM21	Uitbergen	144	101.1	46.9	21.1	119.3	53.8	135.2	5.9	5.5	5.2	5.9	6.3	6.0
OM23	Melle	158	128.0	94.8	29.8	166.8	119.4	77.7	5.5	7.5	5.0	5.7	7.3	5.9

De seizoensdynamiek is zichtbaar in [Figuur 6.4](#). In het mariene deel is te zien dat de bloei zijn hoogtepunt rond april/mei plaatsvindt, maar dat stroomopwaarts de piek in de bloei zich naar de zomer verplaatst en ook duidelijk in duur toeneemt, en dus een veel sterkere koppeling met de dagelijkse instraling vertoont. Ook laat deze grafiek duidelijk zien dat het maximum in fytoplankton biomassa flink stroomopwaarts richting Gent te vinden is. Wat verder opvalt is dat alleen in het mariene deel een 2^e bloei tijdens de zomer waarneembaar is, maar dat de lengte waarover dat gebeurt steeds korter wordt: in 2010 was deze zomerbloei waarneembaar tussen Vlissingen en Perkpolder (~ 0-50 km), maar in 2012 was het beperkt tot de eerste 10 km.

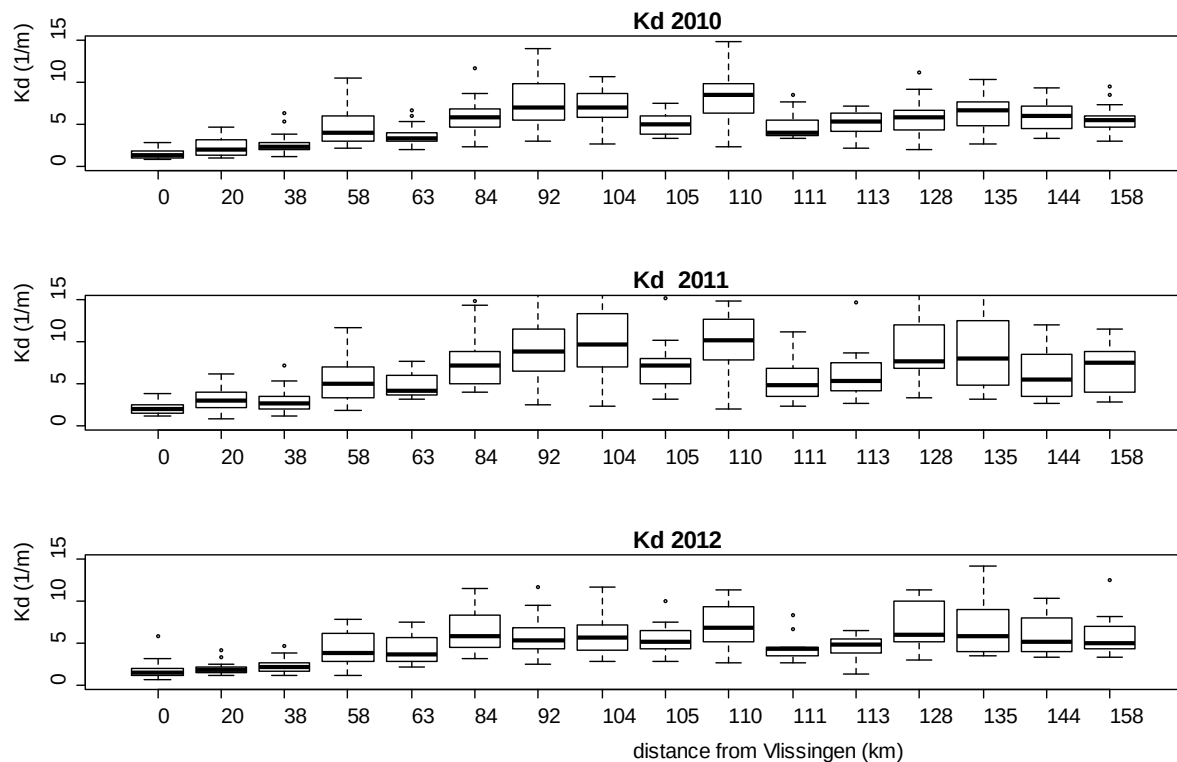


Figuur 6.4: Contourplot chl a (log getransformeerde concentraties) als functie van seizoen en afstand tot Vlissingen. De data zijn log(10) getransformeerd om de verschillen duidelijker te maken en bevatten alleen de data van de Westerschelde en Zeeschelde.

6.3.2. Jaargemiddelde lichtverzwakkingscoëfficiënt (K_d): een vergelijk tussen de stations tussen 2010 t/m 2012

Zowel de mediane als de gemiddelde lichtverzwakkingscoëfficiënt K_d neemt toe vanaf de mond van het estuarium bij Vlissingen om een maximum te bereiken na ongeveer 90 km, bij station WS15 (Rupelmonde, [Figuur 6.3](#) & [Figuur 6.5](#)). Richting Gent neemt de troebelheid vervolgens weer enigszins af. Het water in de Dijle (OM26, km111) en de Nete (OM11, km113) is minder troebel (lagere K_d). Opvallend is dat de variabiliteit in de mediane K_d waarden (het verschil tussen de 25 en 75 percentiel waarden) in 2011 hoger is dan in 2010 en 2012 ([Tabel 6.1](#), [Figuur 6.3](#)). De K_d waarden in 2010 en 2012 zijn vergelijkbaar ([Figuur 6.3](#)).

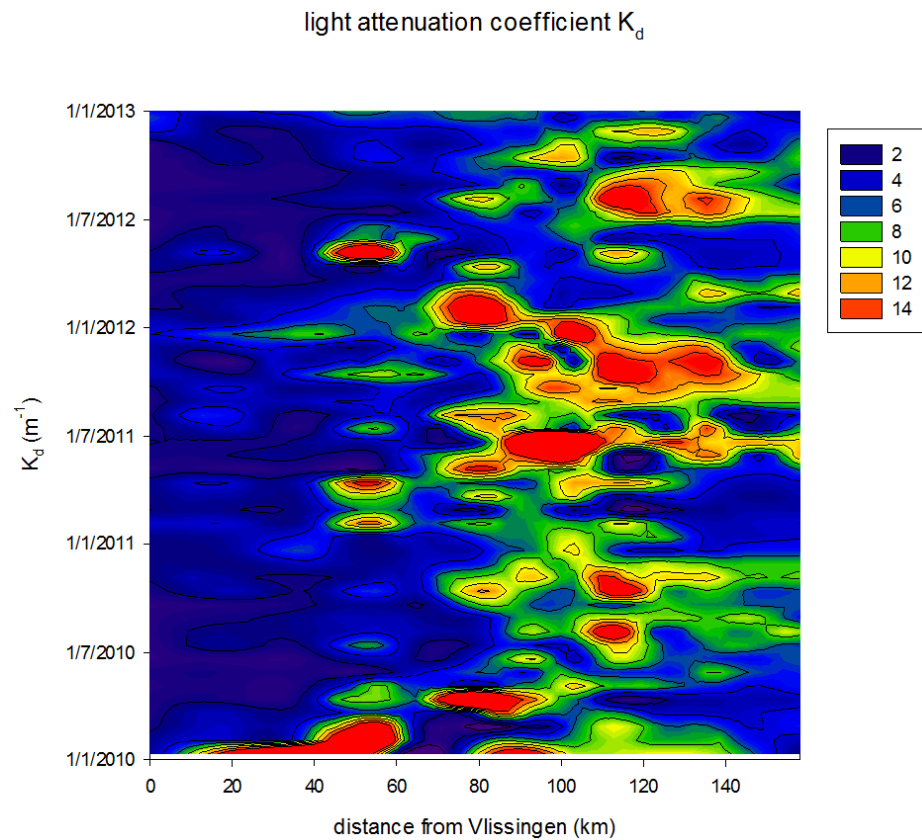
Figuur 6.6 laat de variatie in ruimte en tijd in K_d zien. Het merendeel van de hoogste K_d waarden wordt gemeten tussen 80 en 140 km vanaf de monding van de Westerschelde. Een duidelijk seizoenspatroon lijkt afwezig; hoge waarden worden zowel in de zomer als in de winter waargenomen. Een deel van deze variatie wordt veroorzaakt omdat getijonafhankelijk gemeten wordt.



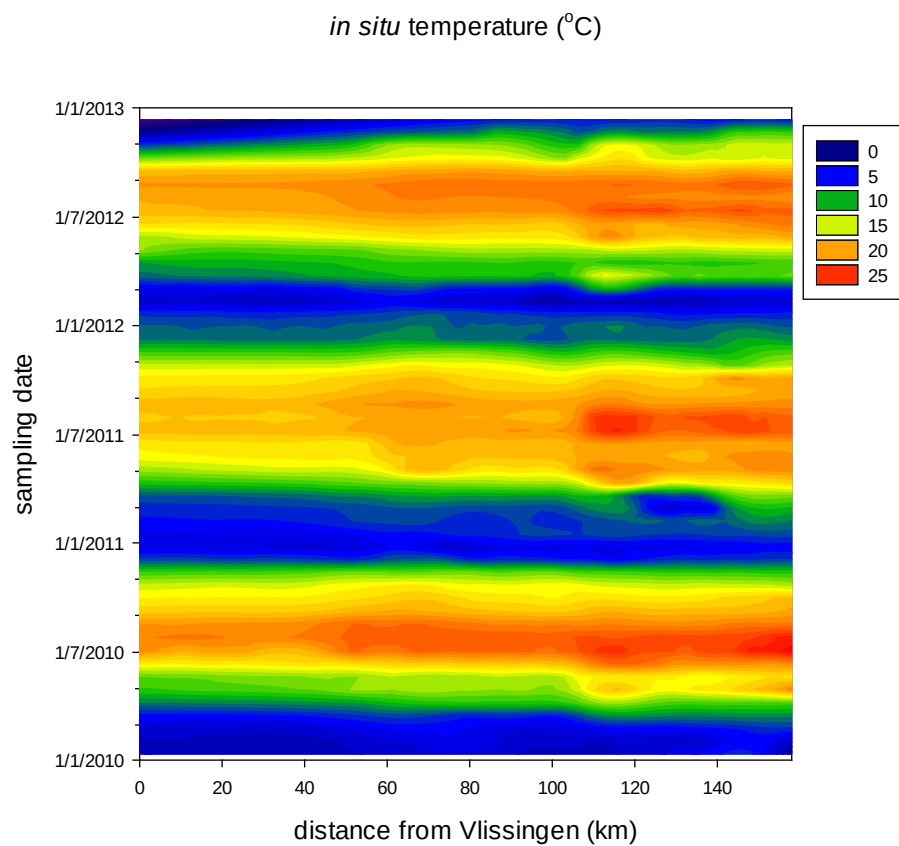
Figuur 6.5: Boxplot van de lichtverzwakkingscoëfficiënt K_d (m^{-1}) voor de jaren 2010, 2011 en 2012. Alhoewel de verschillen gering lijken zijn de concentraties in 2011 gemiddeld lager. Stations in de zijrivieren zijn km 105 (OM9, Boom, in de Rupel), km 111 (OM27, Dijle) en km 113 (OM11, Nete).

6.3.3. watertemperatuur

Figuur 6.7 geeft in de vorm van een contourplot het verloop van de temperatuur weer. De warme periode is het langst stroomopwaarts, en het korst stroomafwaarts.. Wat opvalt is dat de warmste temperaturen zich in 2011 beperken tot het gebied tussen ongeveer 105 en 155 km , terwijl vooral in 2010 deze al meetbaar waren vanaf 50 km stroomopwaarts van Vlissingen.



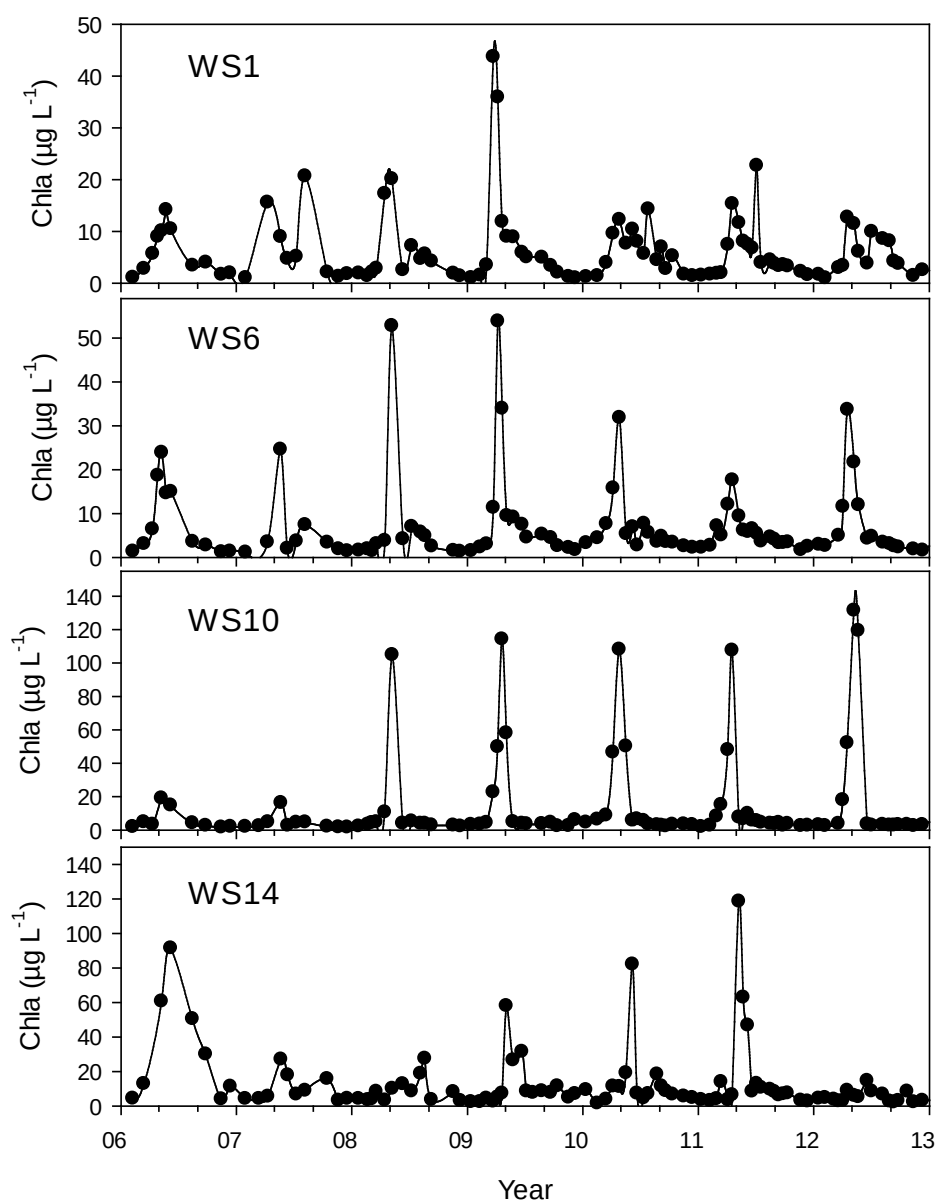
Figuur 6.6: Contourplot K_d als functie van seizoen en afstand tot Vlissingen. Alleen de data van de Westerschelde en Zeeschelde zijn gebruikt om de figuur te maken.



Figuur 6.7: Contourplot watertemperatuur ($^{\circ}\text{C}$). Alleen de data van de Westerschelde en Zeeschelde

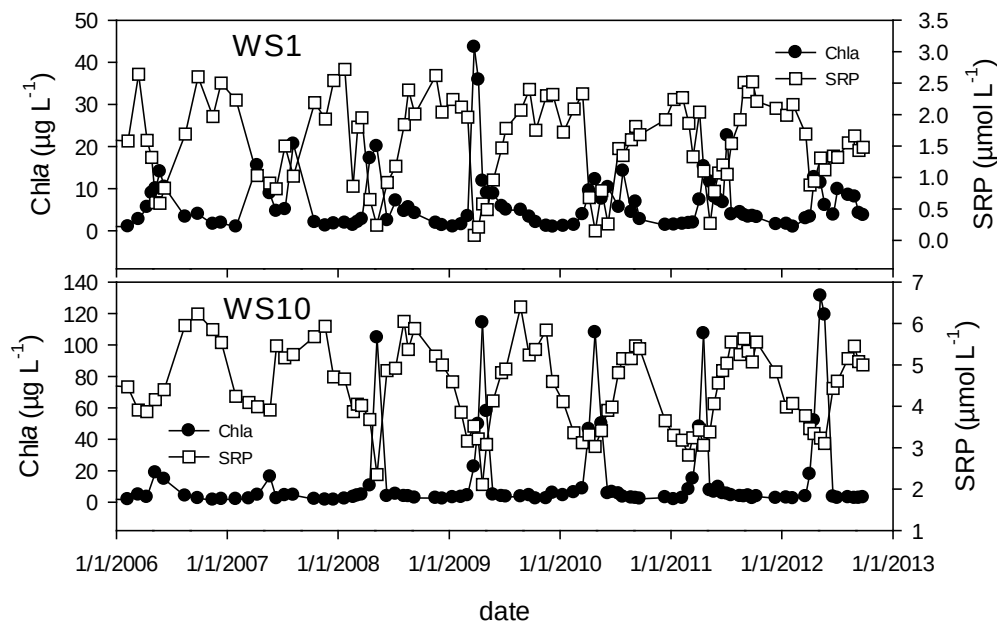
6.3.4. Lange termijn veranderingen in Chla in de Westerschelde?

Een lange termijn analyse van de Chla gegevens uit de periode 1978-2006 is gepubliceerd door Kromkamp (2010). In die periode werd geen significante verandering gevonden in de jaargemiddelde waarden voor WS1 (km 0) en WS6 (km 38). Een significante verandering werd echter waargenomen voor station WS11 (grens, km 63): vanaf 1980 tot 1990 was er een duidelijke afname in de gemiddelde Chla concentraties waarneem, terwijl na 1990 de gemiddelde concentraties zich stabiliseerden op ongeveer $6 \mu\text{g L}^{-1}$. Echter, een nadere beschouwing van de data laat zien dat sinds 2008 de situatie in het gebied tussen Bath (WS10) en de grens (WS11) een intense maar korte voorjaarsbloei optreedt met maximale concentraties van $\sim 110 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figuur 6.8). Deze korte maar intense bloei is een van de redenen dat er een duidelijk verschil zichtbaar is tussen de gemiddelde en de mediane Chla waarden in [Figuur 6.3](#).



Figuur 6.8: Seizoensdynamiek in Chla voor de jaren 2006-2012 voor verschillende stations in de Westerschelde.

Ook de fosfaat (SRP, soluble reactive phosphorus) dynamiek in de verschillende regionen is anders: terwijl in de monding (WS1) de afname van SRP gekoppeld lijkt aan de toename in Chl a vertoont de SRP concentratie bij Bath al een duidelijke afname in de 2^e helft van het jaar, leidend tot een minimum tijdens de voorjaarsbloei. Ook de nitraatdynamiek vertoont duidelijke verschillen in beide stations (niet getoond). Deze dynamiek zal verder door het NIOZ worden bestudeerd en lijken relevant voor MONEOS omdat ze mogelijk een signaal zijn dat de Westerschelde opnieuw aan het veranderen is.



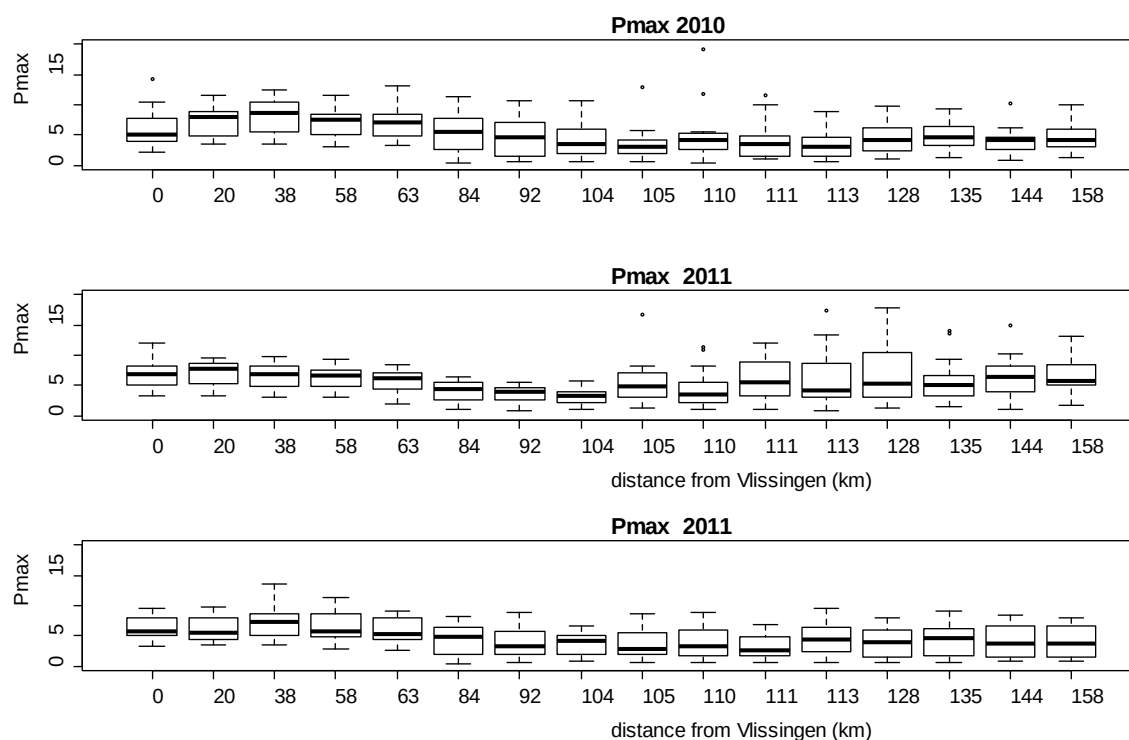
Figuur 6.9: Seizoensdynamiek in Chl a en SRP (fosfaat) concentraties voor de jaren 2006-2012 voor stations WS1 en WS10 in de Westerschelde.

6.3.5. Fotosynthese parameters: een vergelijk tussen de stations in de 2010 t/m 2012

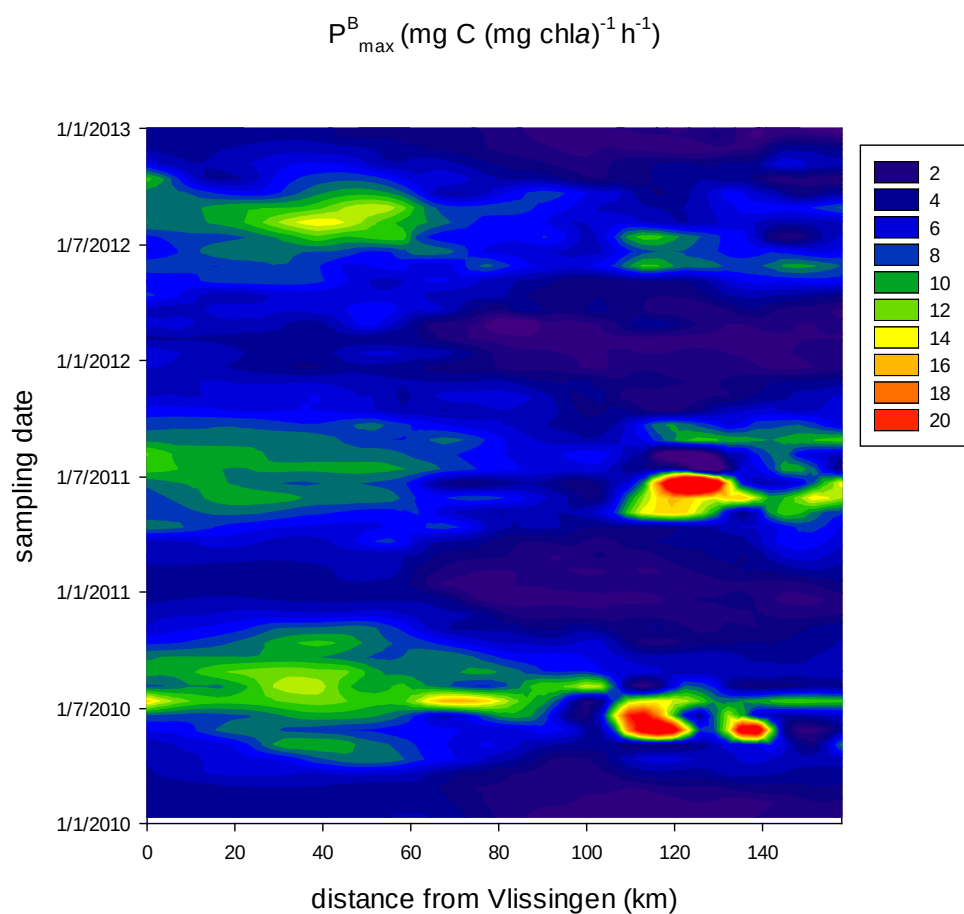
Maximale fotosynthese capaciteit

De patronen zoals beschreven in het vorige rapport lijken herhaalbaar, alhoewel er verschillen zijn tussen de verschillende jaren ([Figuur 6.10](#)). De waarden van de maximale fotosynthese capaciteit $P_{\max}^B$ lijken in het mariene deel in 2010 en 2012 groter dan in de Zeeschelde en zijn zijriversen, alhoewel de maxima in de Zeeschelde groter zijn. In 2011 is de variatie wat groter en worden hoge $P_{\max}^B$ waarden ook waargenomen bij Rupelmonde (105 km). Ook stations OM27 (Dijle, 111 km), OM11 (Nete, 113 km) en OM18 (Dendermonde, 128 km) vertonen veel variatie, het gevolg van een aantal relatief hoge waarden (25-30 mgC (mg chl a)⁻¹ h⁻¹).

Ook in 2012 zijn de winterwaarden lager (lage 'whiskers') dan in het marine deel van het Schelde estuarium. Opvallend zijn de lage winterwaarden in de Zeeschelde: dit is niet het gevolg van lagere temperaturen in de Zeeschelde ([Figuur 6.7](#)), en zal dus waarschijnlijk samenhangen met de soortensamenstelling van het fytoplankton.

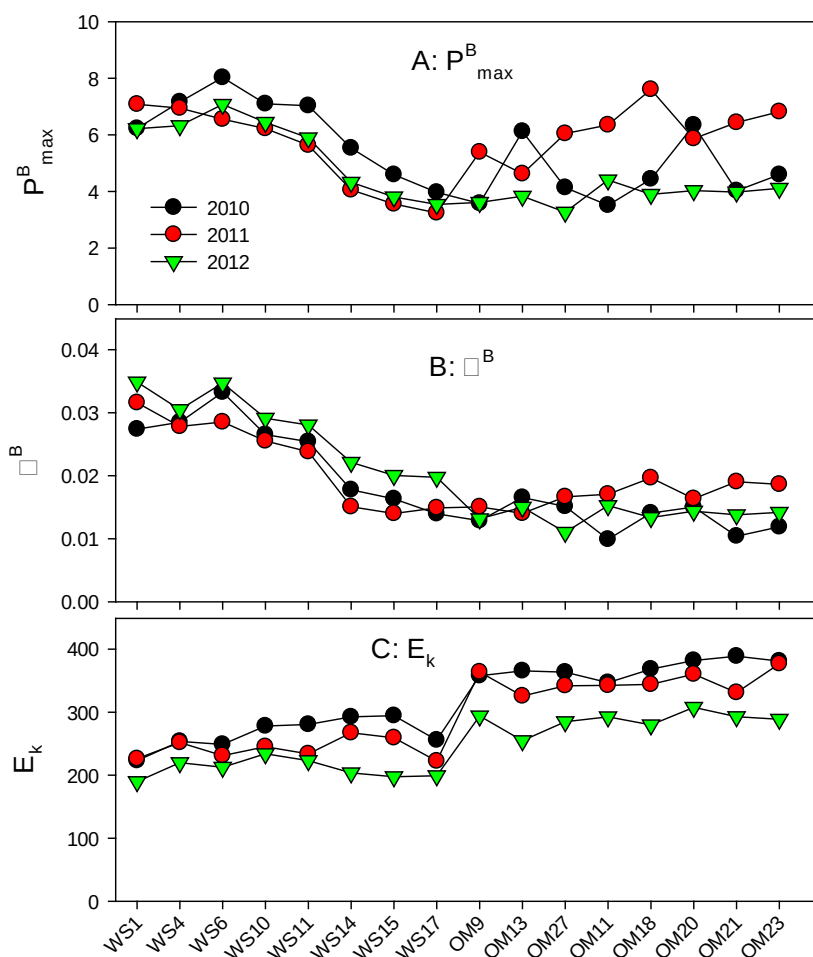


Figuur 6.10: Boxplot van PBmax (mgC (mg chla)-1h-1) voor de periode 2010-2012. Minimale waarden worden vooral gevonden tussen 100 en 115 km



Figuur 6.11: Contourplot PBmax. Het betreft alleen data van de Westerschelde en Zeeschelde. Data van de Rupel, Nete en Dijle zijn niet meegenomen in deze figuur.

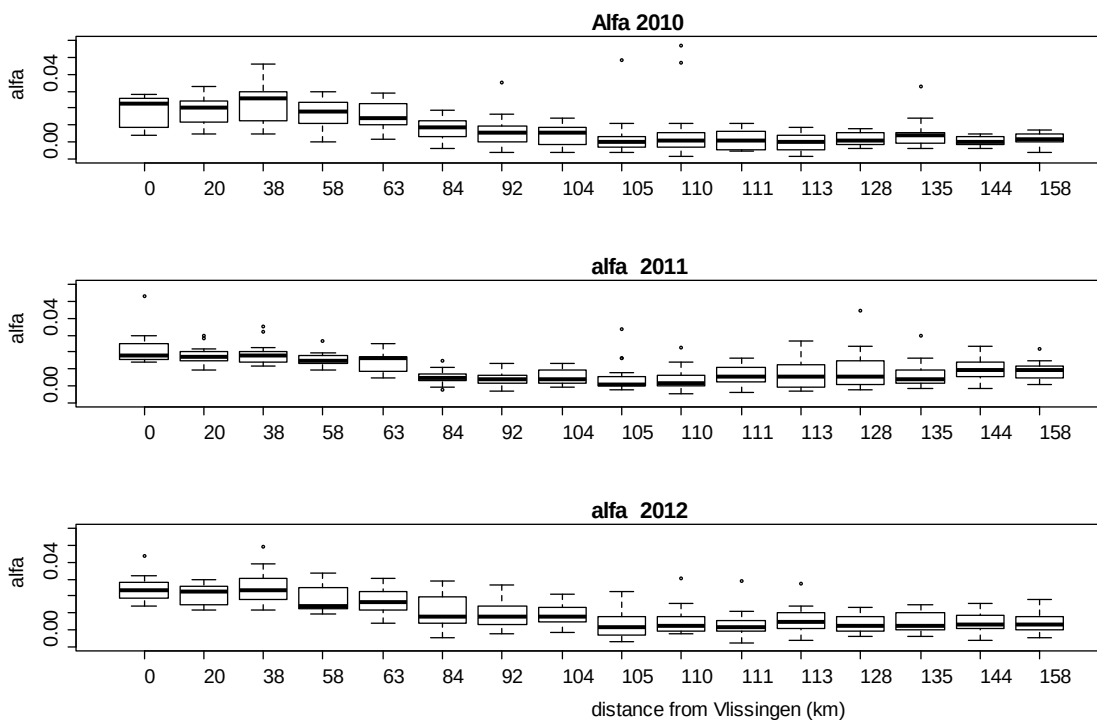
Figuur 6.11 laat het verloop in $P_{\max}^B$ zien over het estuarium en gedurende het seizoen. Duidelijk is dat zowel de hoogste als de laagste waarden in de Zeeschelde worden bereikt en dat de maxima voor beiden vallen in het midden van de zomer. De hoge waarden gevonden voor sommige stations in de Zeeschelde leiden tot duidelijke pieken in de $P_{\max}^B$ -contourplot, maar zijn niet gerelateerd aan de lokaal hogere temperaturen en weerspiegelen dus de eigenschap van het fytoplankton dat in het troebele water van de Zeeschelde goed lijkt aangepast aan het zeer troebele water. De contourplot laat duidelijk zien hoe variabel de $P_{\max}^B$ waarden zijn in de tijd en ruimte. Vooral in 2010 toonde het gebied van de monding tot km 80 relatief hoge $P_{\max}^B$ waarden in vergelijking met de jaren erna. Deze figuur laat ook duidelijk zien dat in de winter lagere waarden worden genoteerd in de Zeeschelde dan in de Westerschelde. **Figuur 6.12** geeft de mediane $P_{\max}^B$ waarden weer om een snelle indruk te krijgen van de verschillen per jaar. De verschillen tussen de mediaan en de gemiddelde waarden zijn gering (niet getoond). Tussen de monding Hansweert (WS6) neemt $P_{\max}^B$ licht toe (2010 en 2012) of af (2011) om vervolgens vanaf Hansweert richting Temse (WS17) af te nemen tot waarden die variëren tussen de 3 en 4 $\text{mg C (mg chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Met uitzondering van Vlissingen zijn de waarden in dit gebied in 2011 en 2012 duidelijk lager dan in 2010. Stroomopwaarts van Temse zijn de verschillen tussen de jaren groot: in 2010 vertonen Lippenbroek-estuarien (OM13) en Appels (OM20) hogere waarden dan de andere stations in de Zeeschelde of haar zijrivieren. In 2011 vertonen alle stations stroomopwaarts van Temse waarden die vergelijkbaar zijn met die van het mariene deel. In 2012 echter blijven de waarden stroomopwaarts van Temse laag.



Figuur 6.12: Mediane waarden in $P_{\max}^B$, ($\text{mgC (mg chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$), α^B ($\text{mgC (mg chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ($\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)) en E_k ($\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)

De fotosynthese efficiëntie alfa (α^B)

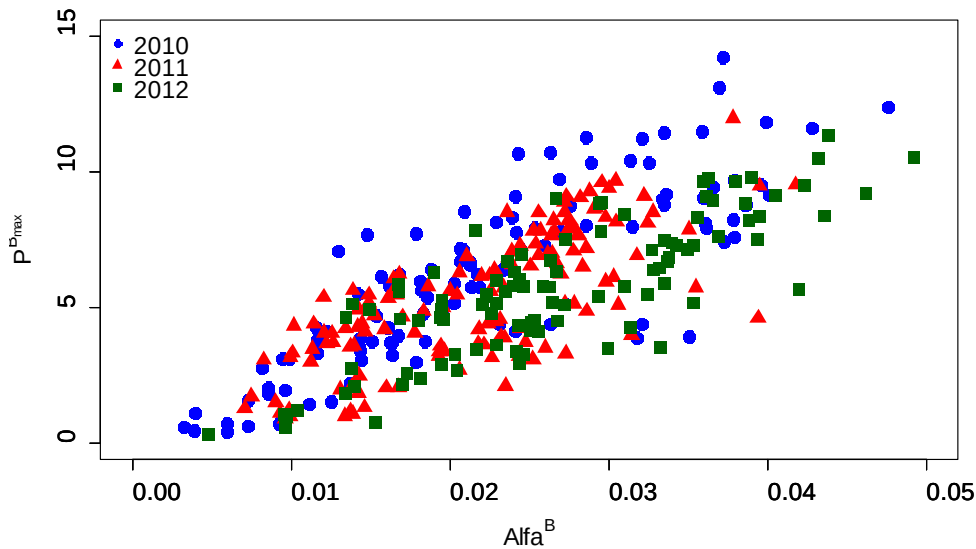
Dit is de initiële helling van een fotosynthese lichtcurve. Hoe groter α^B , hoe steiler de helling van de PE-curve. Omdat het chlorofyl gehalte in de cellen kan variëren, is α^B niet noodzakelijkerwijs een indicatie van het vermogen van de cellen om bij lage lichtintensiteiten een hoge fotosynthesesnelheid te halen. In het algemeen geldt dat hoe meer pigment in de cel, hoe lager α^B , een gevolg van zelfbeschaduwing van de pigmenten in de cel ("package effect"). In het algemeen is tussen km 0 en 100 de mediane waarde α^B in 2011 lager dan in 2010 en 2012, ([Figuur 6.12](#), [Figuur 6.13](#), [Tabel 6.3](#)), terwijl het stroomopwaarts van 100km andersom is, maar de verschillen zijn niet groot. De α^B in het Westerschelde deel zijn hoger dan in de Zeeschelde. Vanaf de monding nemen waarden langzaam af en vertonen een neerwaartse sprong tussen de grens en Antwerpen, dus vanaf de overgang van de mesohaliene naar de polyhaliene regio. Vanaf Antwerpen (WS14) fluctueert α^B tussen de 0.01 en 0.02 mgC (mg chl a)⁻¹ h⁻¹ (μmol photons m⁻²s⁻¹)⁻¹. Op zich is het verrassend dat de α^B waarden in de zeer troebele Zeeschelde lager zijn dan in de Westerschelde, maar gezien de geringere gemiddelde dieptes in Zeeschelde zou de verhouding eufotische diepte : gemiddelde diepte wel eens groter kunnen zijn in de Zeeschelde, waardoor ondanks de hogere troebelheid van het water in de Zeeschelde het lichtklimaat toch gunstiger is.



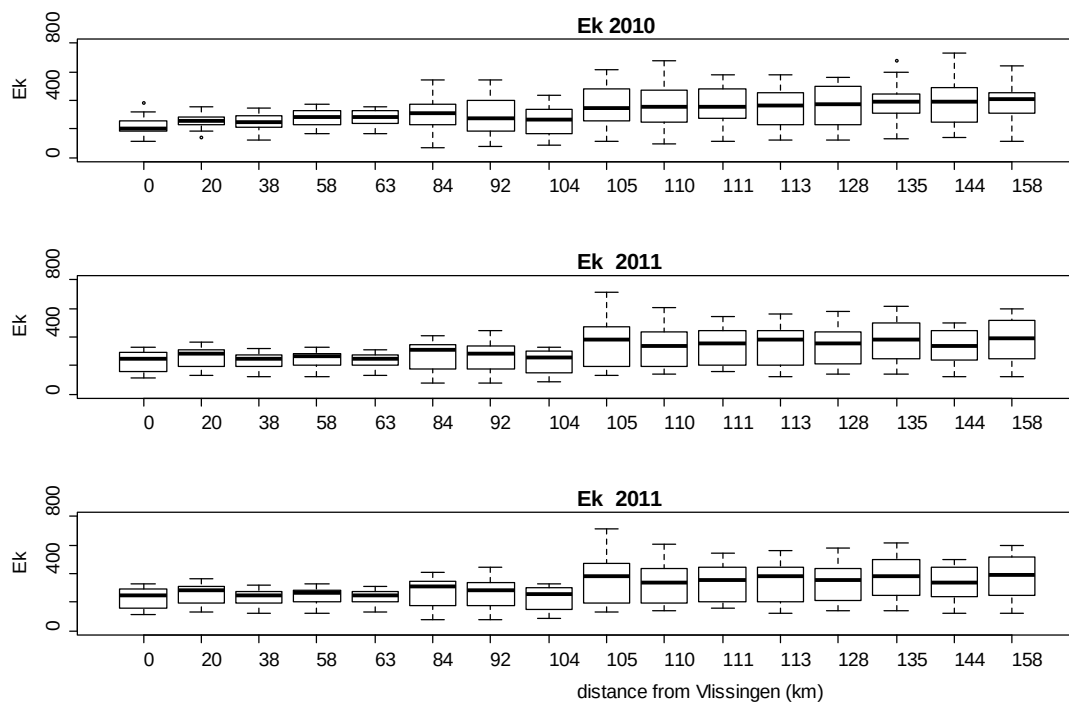
Figuur 6.13: boxplot van de α^B (mgC (mg chl a)⁻¹ h⁻¹ (μmol photons m⁻²s⁻¹)⁻¹) voor de jaren 2010, 2011 en 2012. Stations in de zijrivieren zijn km 105 (OM9, Boom, in de Rupel), km 111 (OM27, Dijle) en km 113 (OM11, Nete).

Boxplots van de lichtverzadigingswaarde E_k is weergegeven in [Figuur 6.15](#) en de mediane waarden zijn weergegeven in [Figuur 6.12](#) C. Uit deze figuren blijkt dat E_k verdeelt kan worden in 2 groepen: die van de brakke Schelde (9-104 km, dus van de monding tot Temse), en die in de Boven-Zeeschelde, Rupel, Dijle en Nete. Die waarden in de Westerschelde zijn meestal lager en vertonen minder spreiding dan de data bovenstrooms van Temse. Opvallend is dat terwijl in beide regionen zowel P_{max}^B als α^B variatie vertonen, de mediane waarden binnen die twee groepen erg op elkaar lijken. Het lijkt er dus op dat de photoacclimatie van het fytoplankton E_k onafhankelijk is (Behrenfeld, 2004). De hogere E_k waarden in de Zeeschelde lijken erop te wijzen dat in het algemeen het fytoplankton in de Zeeschelde is geacclimatiseerd aan hogere gemiddelde lichtintensiteiten dan in de Westerschelde. Dat er sprake is van "Ek-onafhankelijke" photoacclimatie blijkt ook uit de relatie tussen α^B en P_{max}^B .

die een duidelijke positief verband vertonen ([Figuur 6.14](#)). Alhoewel er veel spreiding is in de relatie, lijkt het erop als het verband tussen α^B en $P_{\max}^B$ in 2010 afwijkt van die in 2011 en 2012 ([Tabel 6.2](#)).



Figuur 6.14: Relatie tussen α^B and $P_{\max}^B$ voor de jaren 2010 t/m 2012. Data alle stations zijn gebruikt voor het maken van deze grafiek.



Figuur 6.15: Boxplot Ek waarden.

Tabel 6.2: parameters die de relatie tussen α^B en $P_{\max}^B$ (zie [Figuur 6.14](#)) beschrijven, verkregen uit lineaire regressie.

jaar	intercept	st err	p-waarde	slope	st err	p-waarde	r2-fit
2010	0.26	0.49	0.59	268.7	19.3	<2e-16	0.64
2011	0.71	0.40	0.08	213.6	16.8	<2e-16	0.53
2012	0.03	0.42	0.94	212.1	14.4	<2e-16	0.68

Tabel 6.3: Mediane waarden voor de fotosynthese parameters in de jaren 2010 t/m 2012.

station	km	mediaan P^{β}_{max}			Gemiddeld P^{β}_{max}			mediaan alfa			gemiddeld alfa			mediaan E_k			gemiddeld E_k		
		2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012
WS1	0	5.0	7.1	7.1	6.2	7.1	7.1	0.033	0.028	0.034	0.027	0.032	0.034	204	255	183	223	232	183
WS4	20	8.0	7.8	6.9	7.2	7.8	6.9	0.030	0.027	0.032	0.028	0.028	0.031	261	280	204	254	252	207
WS6	38	8.6	6.8	6.6	8.0	6.8	6.6	0.036	0.028	0.033	0.033	0.029	0.035	247	251	199	249	231	203
WS10	58	7.6	6.6	6.2	7.1	6.6	6.2	0.028	0.024	0.024	0.027	0.026	0.028	281	267	233	278	245	223
WS11	63	7.2	6.3	5.6	7.0	6.3	5.6	0.024	0.026	0.027	0.025	0.024	0.027	287	248	222	281	234	219
WS14	84	5.6	4.4	4.1	5.5	4.4	4.1	0.019	0.014	0.018	0.018	0.015	0.021	309	306	201	293	267	194
WS15	92	4.5	4.0	3.6	4.6	4.0	3.6	0.016	0.014	0.018	0.016	0.014	0.019	276	280	164	294	259	187
WS17	104	3.4	3.3	3.2	4.0	3.3	3.2	0.015	0.014	0.018	0.014	0.015	0.018	261	257	148	256	222	188
OM9	105	3.0	4.9	5.4	3.6	4.9	5.4	0.010	0.011	0.011	0.013	0.015	0.013	344	384	298	358	364	294
OM13	110	4.1	3.6	4.6	6.1	3.6	4.6	0.011	0.012	0.012	0.017	0.014	0.015	352	336	241	366	326	255
OM27	111	3.4	5.4	6.0	4.1	5.4	6.0	0.011	0.016	0.012	0.011	0.017	0.013	357	359	278	364	342	285
OM11	113	3.1	4.1	6.4	3.5	4.1	6.4	0.010	0.015	0.014	0.010	0.017	0.015	360	384	280	347	343	293
OM18	128	4.1	5.2	7.6	4.4	5.2	7.6	0.012	0.015	0.012	0.012	0.020	0.013	371	356	239	368	344	280
OM20	135	4.6	5.1	5.9	6.3	5.1	5.9	0.014	0.013	0.012	0.015	0.016	0.014	394	384	296	382	360	302
OM21	144	4.1	6.3	6.4	4.0	6.3	6.4	0.010	0.019	0.013	0.010	0.019	0.014	395	336	257	389	331	293
OM23	158	4.2	5.8	6.8	4.6	5.8	6.8	0.011	0.019	0.013	0.012	0.019	0.014	412	394	245	381	377	289

6.3.6. 13-uurs metingen

Op 10, 11 en 12 april 2012 zijn er 13 uursmetingen fotosynthese metingen uitgevoerd. Deze metingen werden gedaan m.b.v. een waterPAM (Walz GmbH, Effeltrich). Voor deze methode is gekozen omdat ze frequent en on-site konden worden uitgevoerd. Het doen van ^{14}C -metingen was logistiek onmogelijk. Het voornaamste doel was om te zien of er grote variaties zouden zitten in de fotosynthese eigenschappen. Als dit zo is, zou het de betrouwbaarheid van de dagproducties nadelig beïnvloeden omdat die worden berekend onder de aanname dat de fotosynthese parameters (en k_d) niet variëren over de dag. Variaties in K_d als gevolg van veranderingen in het getij worden hier niet behandeld, maar stroomsnelheid gedreven variaties in K_d kunnen een flinke invloed hebben op de schatting van de dagelijkse primaire productie als die variaties aanzienlijk zijn. De PAM meet de kwantum efficiëntie van het fotosynthese proces via het meten van de fluorescentie van fotosysteem II (en is daarom een maat voor de activiteit van fotosysteem II (PSII)). Na adaptatie in het donker (15 minuten en correctie (blanco) voor eventuele fluorescentie van gefilterd water) kan de maximale efficiëntie gemeten worden als:

$$F_v/F_m = (F_m - F_o)/F_m$$

De effectieve kwantum efficiëntie wordt gemeten in het licht:

$$\Delta F/F_m' = (F_m' - F_o)/F_m'$$

Hierbij zijn F_o en F_m de minimale fluorescentie resp. maximale fluorescentie (gemeten na donker adaptatie). F_v/F_m is een maat voor de conditie van de algen. Algen met stress (zoals nutriëntimitatie, blootstelling aan hoge lichtintensiteiten, herbiciden) zullen een verlaagde F_v/F_m vertonen (<0.55-0.6). Met een “rapid light curve”(RLC), wordt de relatie tussen de lichtintensiteit en de fotosyntheseactiviteit beschreven. Een RLC is dus vergelijkbaar met de fotosynthese licht (PE) curve:

$$rETR = \Delta F/F_m' \times E$$

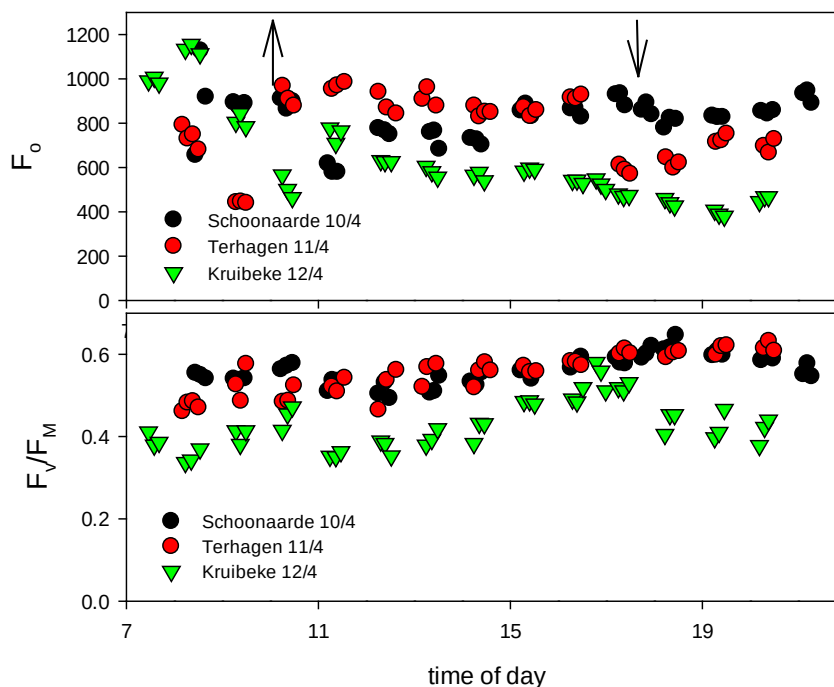
waarbij $rETR$ het relatief elektronentransport is door PSII, en E de lichtintensiteit. Het PSII elektronen transport is relatief omdat het uitgaat van het ingestraalde licht, niet van het geabsorbeerde licht. De RLC werd gefit met het model van Eilers and Peeters (1988), waarbij niet ETR , maar $\Delta F/F_m'$ rechtstreeks werd gefit zoals beschreven in (Silsbe, 2012). Dit levert de volgende parameters op: $rETR_{max}$ (de maximale PSII activiteit), α_{ETR} (de initiële helling van de RLC, dus de efficiëntie van de fotosynthese activiteit van PSII bij lage lichtintensiteiten), E_{opt} , de lichtintensiteit waarbij $rETR_{max}$ wordt bereikt en $E_k (=rETR_{max}/\alpha_{ETR})$, de lichtverzadigingswaarde, een maat die informatie geeft over de fotoacclimatatie status. Per sample werden 3 ROLC uitgevoerd met 30sec per lichtintensiteit. De monsters werden standaard 15 min in het donker geplaatst voor de metingen werden gestart.

In [Figuur 6.16](#) is het verloop in fytoplankton biomassa (met F_o als proxy voor de Chl *a* concentratie) tijdens de 13-uurs metingen weergegeven. Zowel in Schoonaarde als in Terhagen lijkt de biomassa gedurende de dag redelijk constant, alhoewel in beide stations rond hoogwater kentering een afname is te vinden. Deze afname, een mogelijk gevolg van sedimentatie, trad ook op bij laagwaterkentering in Terhagen, maar niet bij Schoonaarde. Kruibeke laat ook een afname zien in F_o rond hoogwater kentering, maar niet tijdens de laagwater kentering. Verder vertoont het water bij dit station een continue afname in F_o van hoog naar laagwater, die lijkt om te draaien als het weer

6.17

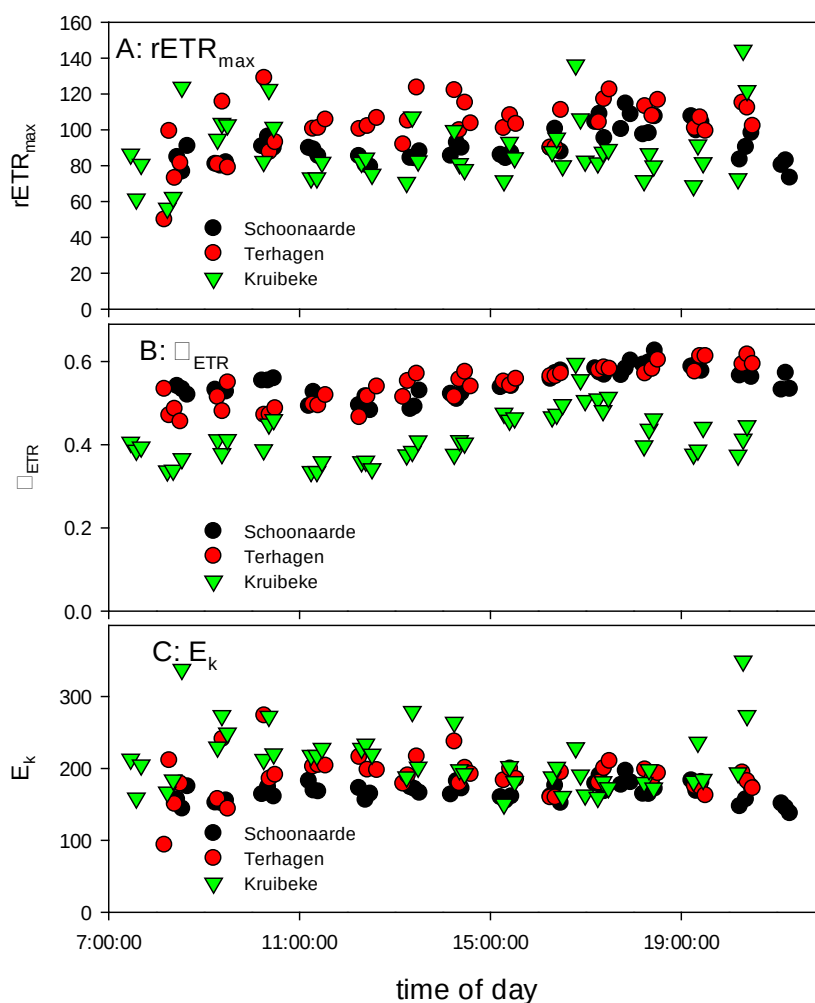
vloed wordt, maar de meetserie is te kort om dit met zekerheid te zeggen. Dit patroon lijkt erop te wijzen dat het water stroomopwaarts van Kruibeke op deze datum een hogere fytoplanktonbiomassa bevatte.

De maximale kwantumefficiëntie F_v/F_m vertoont op alle stations een geringe toename om een maximum te bereiken aan het eind van de middag. Het sterkst was dit in Kruibeke, waar de beginwaarden vrij laag waren, rond de 0.4, een indicatie dat de algen stress ondervonden. Op die dag was het zonniger dan op de 2 voorgaande dagen, vooral in de ochtend.



Figuur 6.16: Variatie in de minimale fluorescentie F_0 (een proxy voor de chla-concentratie) en de maximale fotosynthese efficiëntie van PSII (F_v/F_m) gedurende de getijdencyclus. De pijlen omhoog en omlaag geven respectievelijk bij benadering hoog en laag water weer. Omdat de metingen niet bij dezelfde gevoeligheid zijn gedaan zijn de F_0 waarden niet onderling vergelijkbaar. De 1e 2 clusters van 3 metingen in Kruibeke zijn met een grotere versterking gemeten dan de rest, wat de afname rond 10:00 uur verklaart.

Veranderingen in fotosynthese parameters zijn weergegeven in [Figuur 6.17](#). De $rETR_{max}$ waarden van alle stations zijn vergelijkbaar, met mogelijk iets hogere waarden voor Terhagen. Op alle stations is geen dagelijkse ritmiek of ritmiek gebonden aan het getij waarneembaar; de waarden zijn constant gedurende de metingen. Ook de veranderingen in α_{ETR} en E_k zijn gering gedurende de meting. De geringe verandering. De resultaten vertonen dus hetzelfde beeld als in 2010 en 2011: ook in die jaren was er zeer weinig variatie in de parameters die de RLC beschrijven. Dagelijkse veranderingen in de waterkolom productie zullen dus vooral het gevolg zijn van veranderingen in K_d , dus van getij gedreven veranderingen in particulier materiaal (SPM).

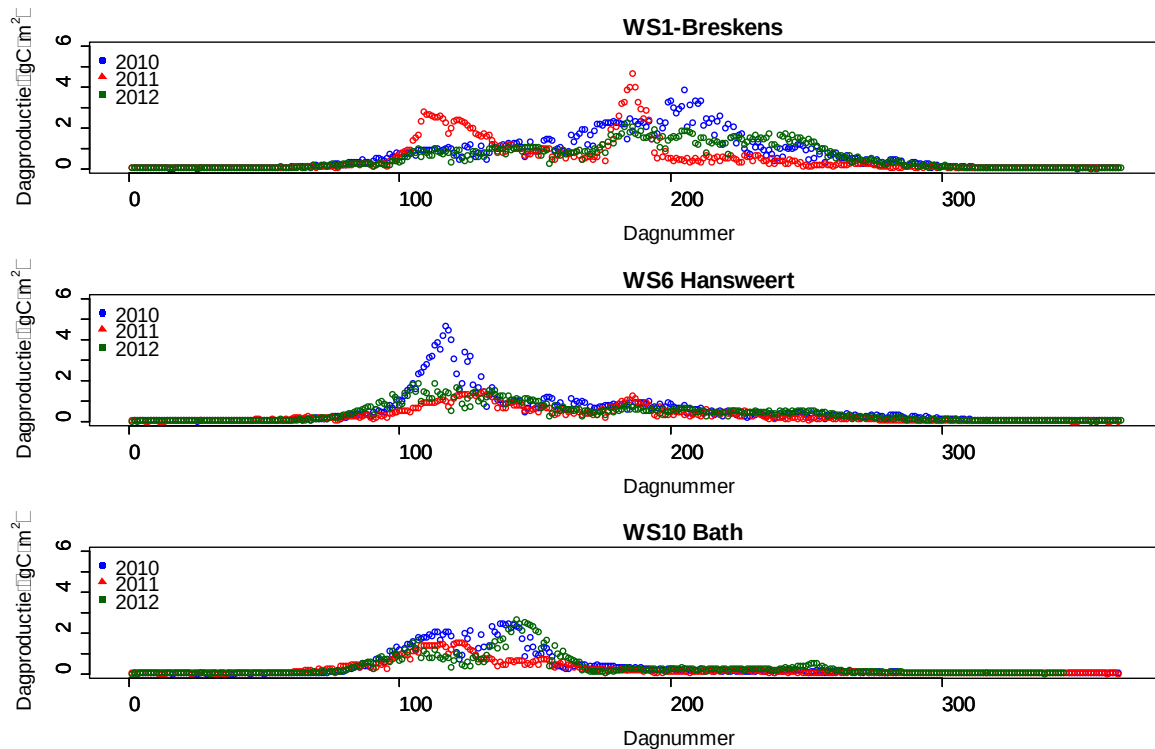


Figuur 6.17: Verloop RLC parameters gedurende de 3 13-uurs metingen in april 2012.

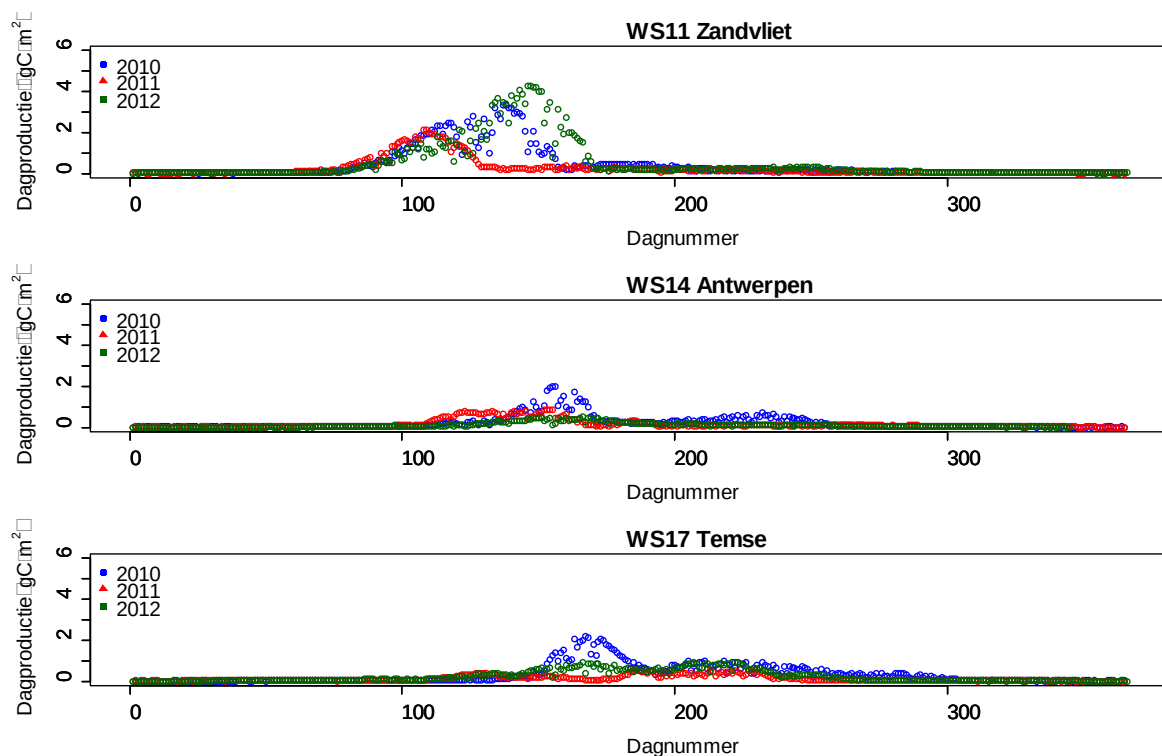
6.3.7. Dagproducties.

[Figuur 6.18](#) laat het verloop van de dagproducties zien in het marine deel van de Westerschelde. Het patroon is zeer grillig. In 2010 was nauwelijks een voorjaarsbloei waarneembaar en vond de belangrijkste bloei plaats in de 2^e helft van de zomer. Het patroon in 2012 is vergelijkbaar, maar de bloei duurt in de zomer iets langer maar haalt minder hoge waarden. In 2011 is het patroon duidelijk anders en is een duidelijke voorjaarsbloei en korte maar intense zomerbloei waarneembaar.

In Hansweert daarentegen is in 2010 een intense voorjaarsbloei aanwezig die niet is waargenomen in 2011 en 2012, terwijl de zomerbloei rond dag 190 in alle drie de jaren beperkt van omvang is. In Bath vindt de fytoplanktonbloei in de drie jaren plaats tussen dag ongeveer dag 75 en 160. De bloei is bimodaal in 2010 en 2012, maar unimodaal in 2011. Kortom, er zijn grote jaar to jaar verschillen en het is maar de vraag of een eenvoudig primaire productiemodel als $PP = a \cdot E_0 \cdot [chl a] \cdot z_p + b$ (zoals het model van Cole (1984), en toegepast op de Westerschelde (Kromkamp, 2005) en gebruikt in het Move rapport deze variatie zou kunnen beschrijven, aangezien de coëfficiënten gebruikt in deze benadering tot nu toe niet voorspelbaar zijn (in dit model zijn a en b regressie coëfficiënten, PP de primaire productie, E_0 de daginstraling en z_p de fotische diepte).



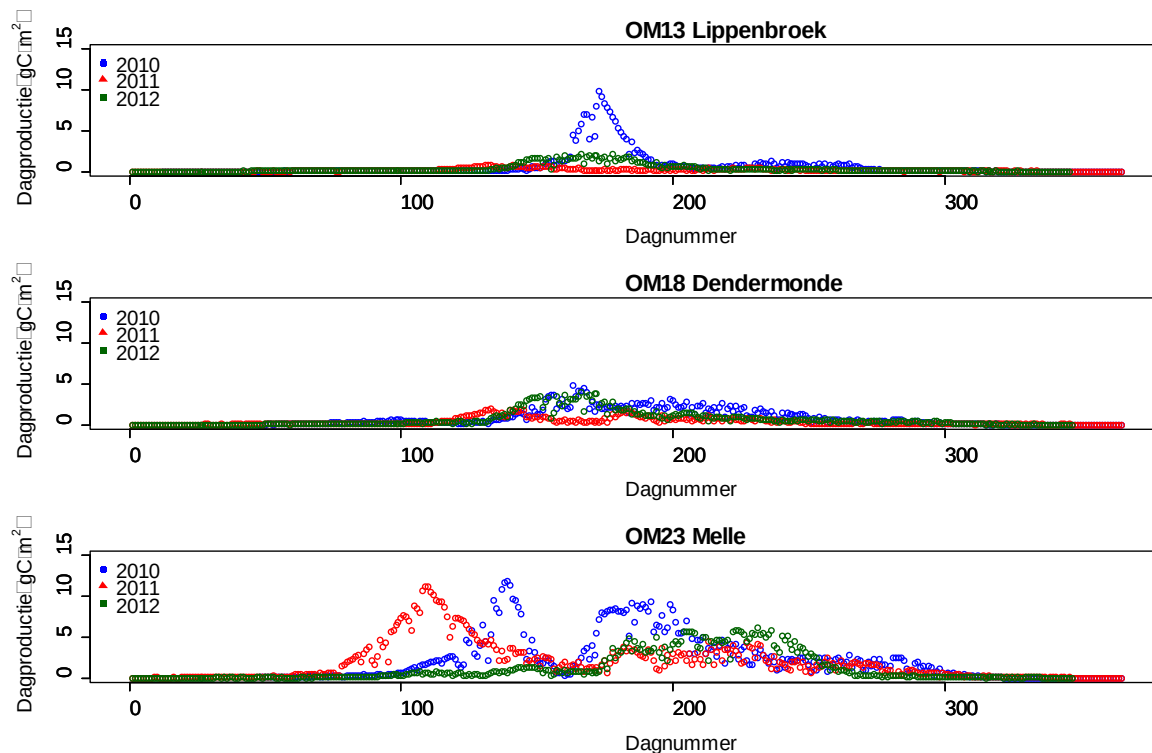
Figuur 6.18: Verloop dagproducties op drie verschillende stations in de Westerschelde.



Figuur 6.19: Verloop dagproducties drie verschillende stations in de zone met het oligohaliene gebied van de Zeeschelde.

Figuur 6.19 laat de dagproducties zien in het troebele deel van de Schelde/Westerschelde tussen de grens (station WS11-Zandvliet) en Temse (WS17). Ook hier zijn de variaties van jaar tot jaar groot. Wat opvalt is de hoge dagproducties die zijn waargenomen nabij de grens, hetgeen overeenkomt met de hoge chl_a concentraties de laatste jaren. De dagproducties bovenstrooms van de grens

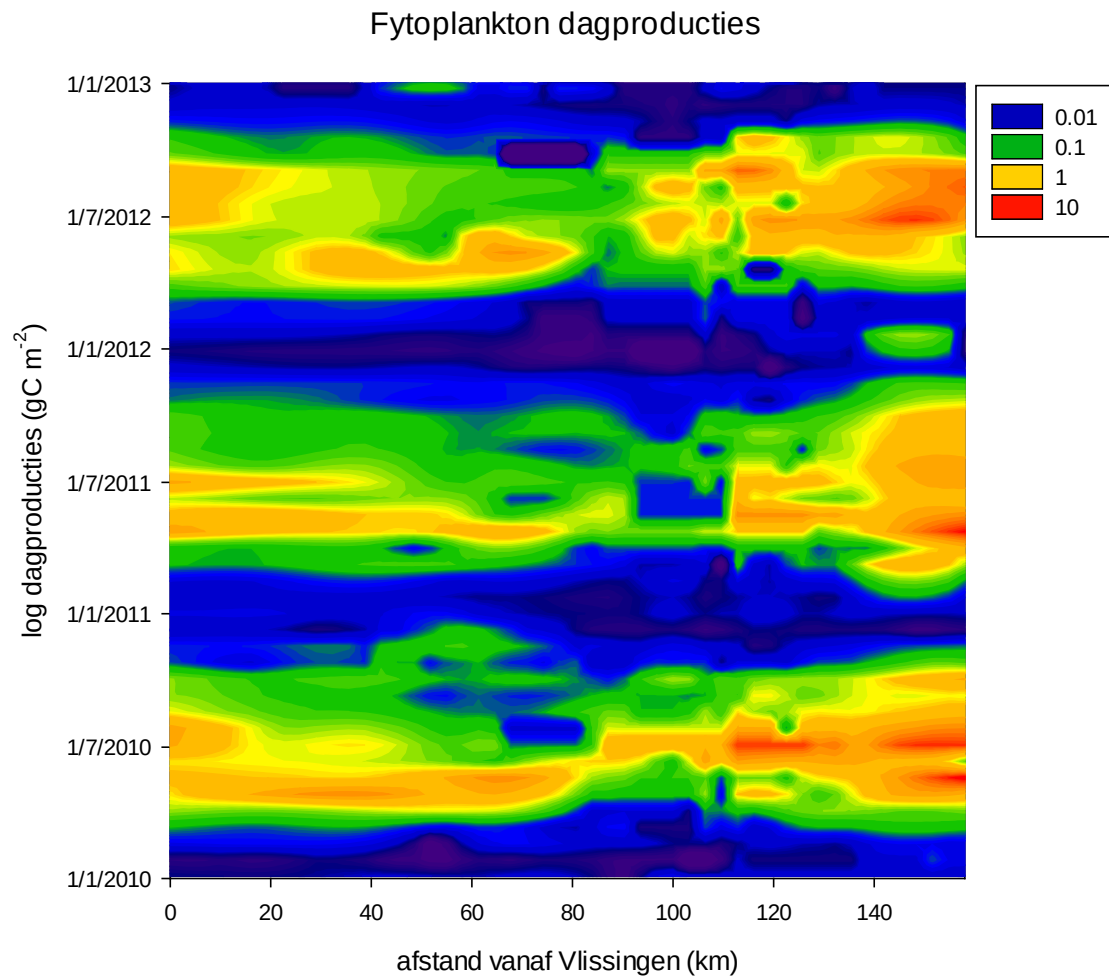
nemen weer af om na Temse weer toe te nemen in de Schelde (Fig. 17). Ook hier vertoont de dagproductie een zeer grillig patroon van jaar tot jaar, wat ongetwijfeld voor een deel zal samenhangen met variaties in de dagelijkse instraling.



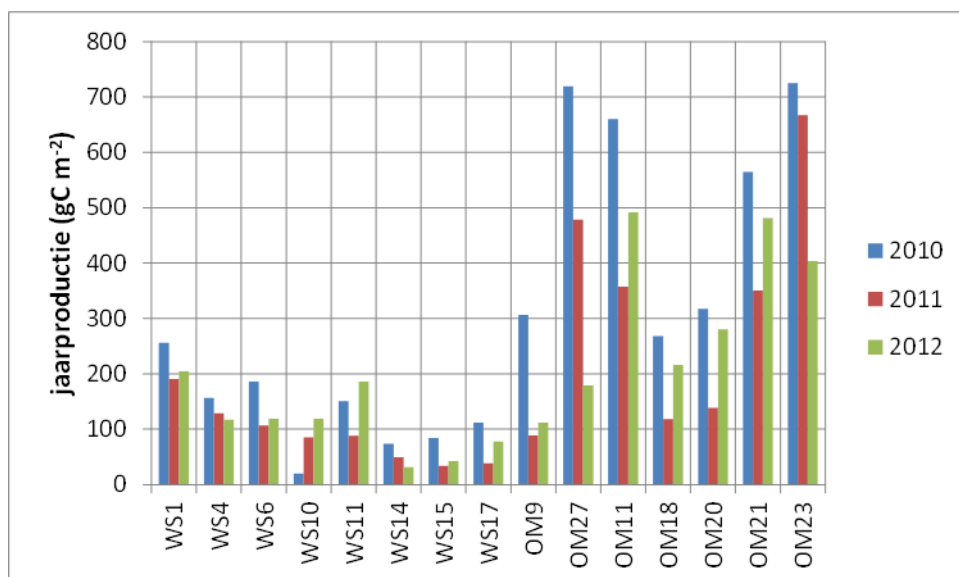
Figuur 6.20: Verloop dagproducties drie verschillende stations in de Schelde.NB: de y-as schaal verschilt aanzienlijk van die van [Figuur 6.18](#) en [Figuur 6.19](#).

Alle dagproducties zijn samengevat in Fig. 18, waar de log van de dagproducties zijn geplot in een contourplot. Het betreft hier alleen data van de Westerschelde, Zeeschelde en Schelde. Data van de zijrivieren zijn weggelaten. Duidelijk is dat dat het gebied tussen 80 en 100 km (ongeveer Antwerpen en Lippenbroek) een gebied is met lage producties, een gevolg van de hoge turbiditeit en de overgang van zoet naar zoutwater. In de monding is vaak nog sprake van een voorjaar en zomerbloei, maar een paar km stroomopwaarts van Vlissingen is dit patroon al vaak niet meer zichtbaar, en varieert het sterk van jaar tot jaar. De voorjaarsbloei ontbrak tussen 5 en 30 km in 2012, terwijl de zomerbloei in 2011 zich tot Terneuzen uitstreckte maar zich beperkte tot het mondingsgebied in 2010 en 2012. Vanaf Dendermonde en stroomopwaarts verbreedt de duur van de bloei sterk, en worden de hoogste waarden bereikt.

De jaarproducties zijn te zien in [Figuur 6.21](#) en in [Tabel 6.4](#). Hierin is duidelijk te zien dat de jaarlijkse primaire productie in 2011 lager voor de meeste stations is in 2011 dan 2010 of 2012. Dit geldt echter niet voor WS14 (Antwerpen), OM27 (Dijle) en OM23 (Melle): in deze gevallen werd de laagste productie waargenomen in 2012. Dat de laagste waarden in het algemeen in 2011 werden waargenomen is deels te danken aan de wat hogere K_d waarden en lagere $chl a$ concentraties in 2011.



Figuur 6.21: Contourplot dagelijkse primaire productie(log getransformeerd) in de period 2010-2012



Figuur 6.22: Jaarproducties verschillende stations in 2010 en 2011

Tabel 6.4: Jaarproducties (gC m⁻²) van het fytoplankton in de jaren 2010, 2011 en 2012

Station	stationsnaam	km	2010	2011	2012
WS1	Breskens	0	256	191	205
WS4	Terneuzen	20	157	129	117
WS6	Hansweert	38	186	107	119
WS10	Bath	58	20	85	119
WS11	Zandvliet	63	151	88	186
WS14	Antwerpen	84	73	50	32
WS15	Hoboken	92	84	34	43
WS17	Temse	104	113	39	78
OM9	Boom	105	306	88	112
OM27	Dijle	111	719	478	179
OM11	Nete	113	660	358	492
OM18	Dendermonde	128	268	118	216
OM20	Appels	135	317	139	280
OM21	Uitbergen	144	564	351	481
OM23	Melle	158	725	667	403

Een mogelijke wijze om te kijken of de oorzaak van de verschillen in dagelijkse primaire productie aan abiotische of biologische factoren zijn toe te wijzen, is te verkrijgen door te onderzoeken of andere factoren dan troebelheid of instraling een rol spelen. Om dit te doen is de primaire productie berekend als functie van de chl_a concentratie, de som van de dagelijkse instraling (E_o) en de fotsche diepte, berekend als $4.6/K_d$ (Cole and Cloern 1984, Kromkamp and Peene 2005):

$$GPP = [chl_a] \cdot E_o \cdot 4.6/K_d.$$

Vervolgens zijn de data voor alle stations uit 2010, 2011 en 2012 op deze manier berekend en tegen elkaar uitgezet (Fig. 20). Hierbij is de dataset gesplitst in de volgende zones:

- Polyhaliene zone: stations WS1 en WS4
- Mesohaliene zone: stations WS6 t/m WS11
- Oligohaliene zone: station WS14 en WS15
- Zoete zone: alle overige stations.

De data in [Figuur 6.23](#) laten een duidelijk lineair verband zien, waarbij het op het oog lijkt alsof er geen significant verschil is tussen de verschillende regio's. Om dit nader te testen zijn 3 verschillende lineaire modellen getest:

M1: $GPP \sim CC$, waarbij CC het product is $[Chl_a] \times E_o \times Z_p$ (Fig. 20).

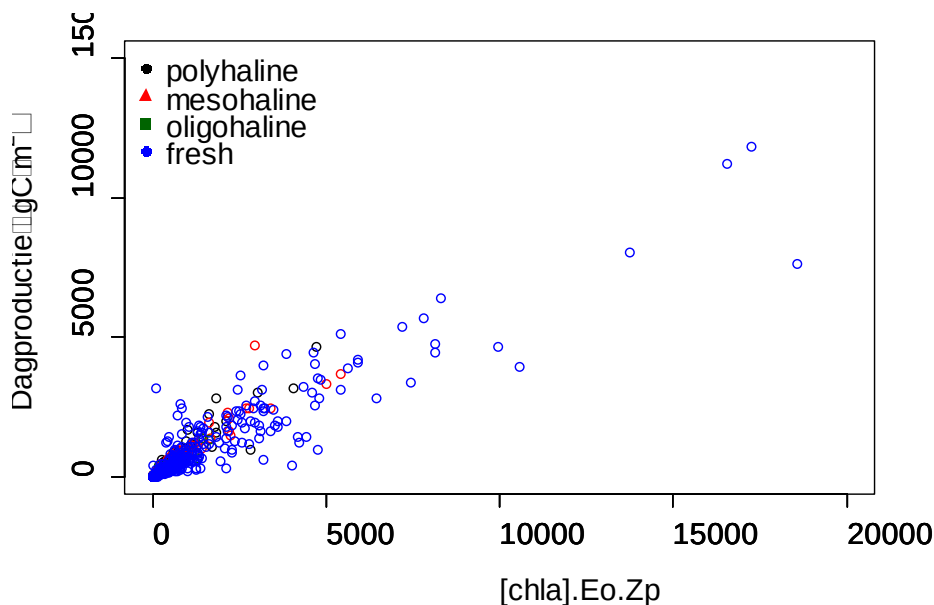
M2: $GPP \sim CC + \text{factor}(\text{zone})$

M3: $GPP \sim CC + \text{factor}(\text{year})$

M4: $GPP \sim CC + \text{factor}(\text{Year}) + \text{factor}(\text{zone})$

Duidelijk is dat de modellen onderling weinig verschillen, en de fit (adjusted r^2) van alle 4 modellen is vrijwel gelijk. Ook het Aikake Information Criterium (AIC) is vrijwel hetzelfde zodat het moeilijk kiezen is uit de modellen. De laagste AIC waarde wordt gevonden voor model M2, hetgeen suggereert dat dit model de beste beschrijving voorspelling levert, maar de verschillen in de slope van de regressie zijn uitermate gering, terwijl de verschillen in de intercepts wat groter zijn. Alle modellen zijn zeer significant. Model M2 beschrijft de productie als functie van de zone, en volgens

de regressieanalyse wijkt alleen de oligohaline zone significant af, maar de p-waarde is vrij hoog ($p=0.015$). Volgens model M3 zou het jaar 2011 afwijken, maar ook hier is de p-waarde maar nauwelijks significant ($p=0.047$). M4 is een combinatie van 2 en M3, en bevestigt dat 2011 en de oligohaline zone iets afwijkt. Het feit dat de Cole & Cloern parameter zo een goede voorspelling lijkt te geven voor de primaire productie zou betekenen dat het monitoren van de primaire productie niet nodig zou zijn. Helaas is dit niet waar: de parameter waarden (vooral de slope) voor de jaren 1991 en 2006 waren aanzienlijk hoger (Kromkamp, 2005), en die van 2006 was ongeveer de helft van de waarden in deze kolom (Kromkamp, unpublished). Dit betekent dat de primaire productiemonitoring dient te worden voortgezet en dat het is aan te bevelen te onderzoeken wat de redenen zijn waarom de parameterwaarden in de Cole & Cloern benadering zo variëren en of dat voorspelbaar is uit de monitoringsgegevens.



Figuur 6.23: GPP geschat uit chl a concentratie, de dagelijkse instraling (E_o) and de fotische diepte ($4.6/K_d$). de diepte tot waar 1% van het licht doordringt en die een proxy is voor het diepte interval vanaf het wateroppervlak waarin fotosynthese mogelijk is).

Tabel 6.5: resultaten regressiemodellen Cole & Cloern parameters. De factoren jaar en zone zijn correctiefactoren op het algemene model.

model		Waarde slope	Standard error	p-waarde	r^2 -fit	AIC
M1	intercept	123.7	17.45	<0.0001	0.85	11638.2
	slope	0.605	0.009	<0.0001		
M2	intercept	164.9	35.9	<0.0001	0.85	11630.2
	slope	0.606	0.009	<0.0001	0.85	
	oligohaline	-136.4	56.2	0.0153		
	polyhaline	73.7	56.3	0.191		
	zoet	-62.0	42.0	0.141		

M3	intercept	90.6	30.3	0.00288	0.85	11639.0
	slope	0.607	0.009	<0.0001		
	2011	77.5	38.9	0.047		
	2012	11.6	40.1	0.77		
M4	intercept	132.6	43.6	0.0024	0.85	11630.7
	slope	0.609	0.009	<0.0001		
	oligohaline	-135.7	56.0	0.016		
	polyhaline	74.8	56.2	0.183		
	zoet	-63.2	38.6	0.133		
	2011	76.5	38.6	0.048		
	2012	12.4	4.0	0.756		

6.4. Microfytobenthos (in samenwerking met Jeroen van Wichelen, Universiteit Gent)

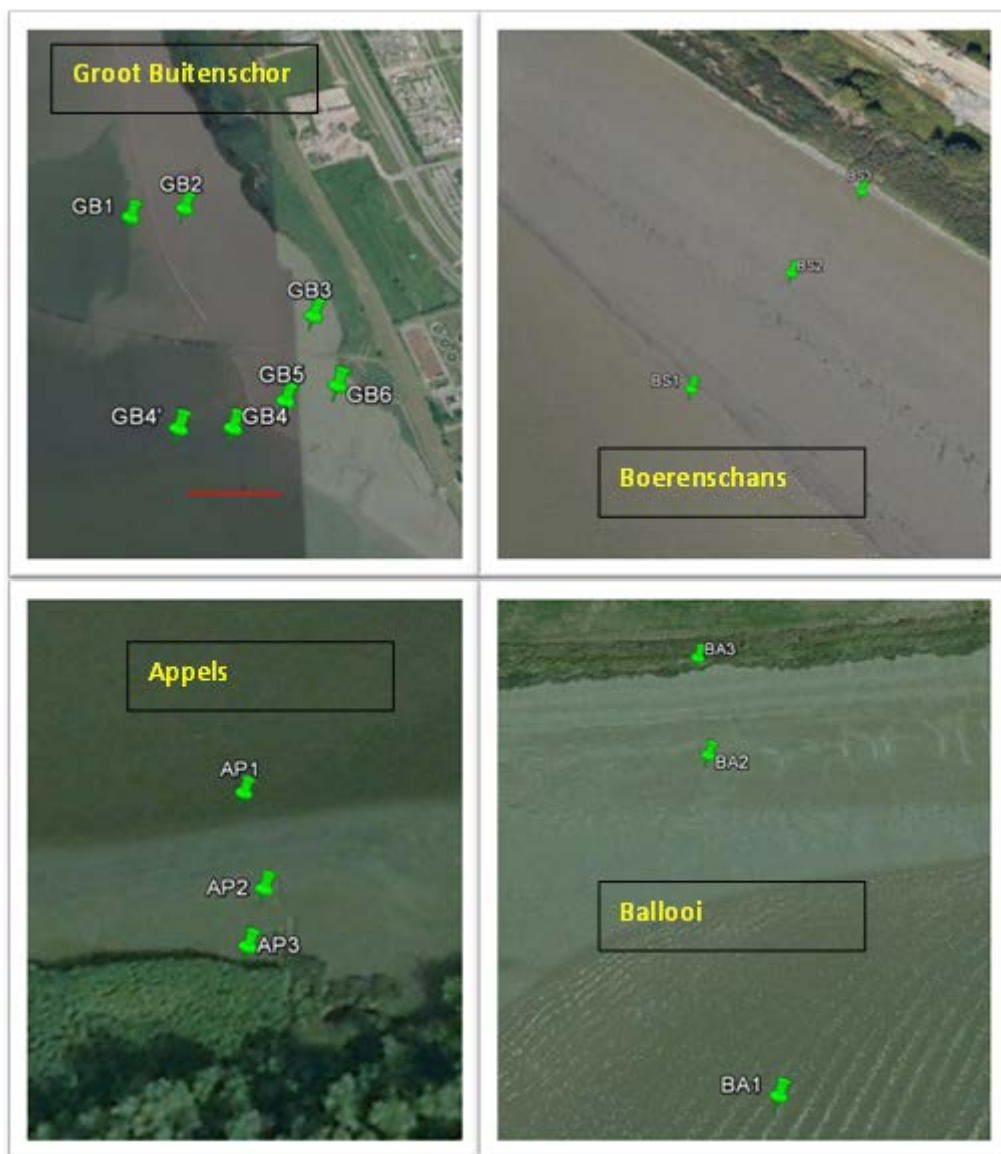
6.4.1. Monsterlocaties en methoden.

Het bemonsteren van de 4 verschillende locaties langs de Zeeschelde en Schelde neemt een volle dag in beslag. Bij iedere locatie wordt ook een fles water uit de Schelde bemonsterd. Direct na aankomst in het lab wordt het water uit deze fles gefilterd over een Whatmann GF6 glasvezelfilter en dit gefilterde water wordt gebruikt bij het maken van de slurries.

Stalen voor microfytobenthos (MPB) pigmenten worden genomen m.b.v. de contact core methode door Jeroen van Wichelen van de Universiteit in Gent. Bij deze methode wordt de bovenste 2 mm van het sediment bevroren met stikstof. De monsters worden na extractie geanalyseerd m.b.v. de HPLC. De stalen voor de fotosynthese meting worden in het donker in een koelbox bewaard en bewaard in de koelkast tot de ochtend van de volgende morgen, waarna de fotosynthese metingen worden ingezet. Van ieder station wordt het oppervlak van 3 cores gecombineerd, waarvan een deel wordt gebruikt. Voor aanvang van de fotosynthese metingen worden de monsters verdund met het gefilterde zeewater (75 ml) en van deze slurries wordt 2 ml gepipetteerd in 20 ml glazen scintillatie potjes. De monsters worden geïncubeerd voor 30 minuten bij 10 verschillende lichtintensiteiten, waarna de reactie wordt gestopt door aanzuren met geconcentreerd HCl. Na minimaal 12 uur uitdampen in een zuurkast wordt 18 ml Ultima Gold MV (Perkin Elmer) scintillatievloeistof toegevoegd en wordt de radioactiviteit bepaald m.b.v. een scintillatieteller. Verder wordt dezelfde werkwijze gevolgd als die gebruikt wordt voor het fytoplankton.

Omdat er geen fotoinhibitie is waargenomen en de Eilers&Peeters fitmethode daarom soms geen oplossing kon vinden is gekozen om de data te fitten met het model van (Webb, 1974):

$$P^B = P_{\max}^B (1 - \exp(-\alpha^B \cdot E / P_{\max}^B))$$



Figuur 6.24: Overzicht monsterlocaties voor microfytobenthos staalname. In het algemeen zijn de afstanden tussen de stations variabel. Op Appels en Ballooi is het intergetijdengebied smal en bedraagt de afstand enkele 10-tallen meters. Bij Boerenschans is dat ongeveer 50 m, en bij Groot Buitenschor is dat tussen de meeste stations ongeveer 120-150m, m.u.v. de afstand tussen GB2 en GB3, die 400 m uit elkaar liggen.

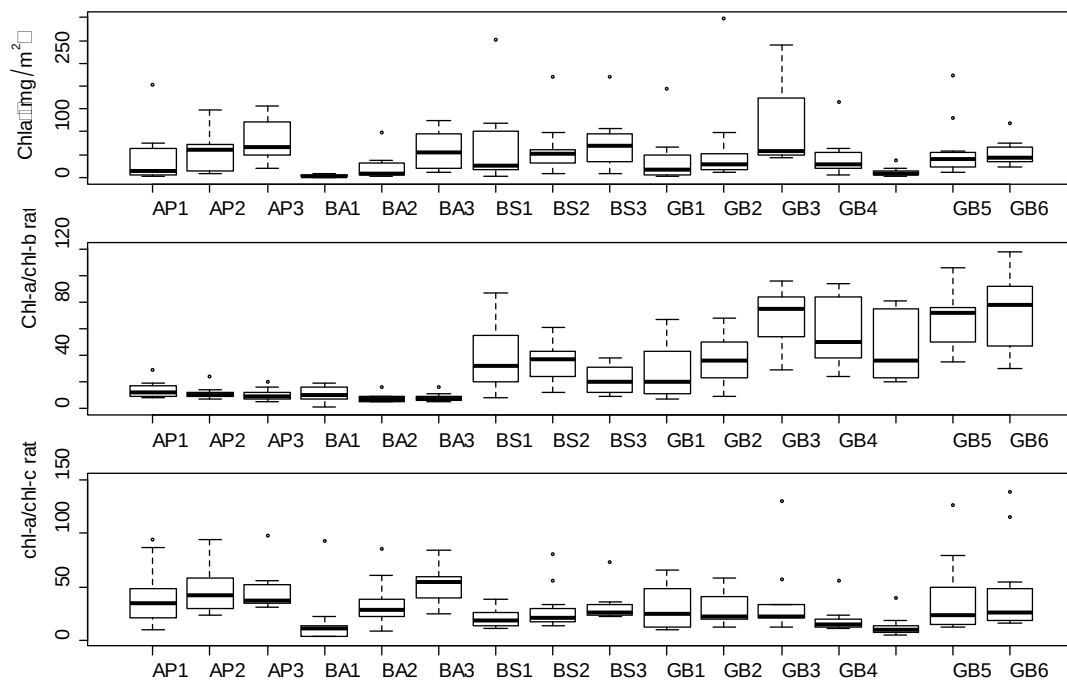
6.4.2. Resultaten MPB biomassa

In [Figuur 6.25](#) is een overzicht gegeven van de variatie in het Chla gehalte en van de Chla:Chlb en Chla:Chlc ratio als proxies voor de biomassa (mg Chla m^{-2}), en de veranderingen in de bijdrage van groenalgen en diatomeeën respectievelijk.

Er zijn grote variaties tussen de stations in op dezelfde locatie. In het algemeen is de biomassa van de hoog in het intertidaal gelegen station (AP3, BA3, BS3, GB3 en GB6) hoger dan de lager gelegen stations. Vooral in de locaties Appels (AP), Ballooi (BA) en Boerenschans (BS) is dit duidelijk te zien. Dit patroon lijkt niet op te gaan voor de laag in het intertidaal gelegen station GB1. Op het Groot Buitenschor worden 2 transecten bemonsterd, aan weerszijde van de strekdam (zie figuur 21).

Station GB4 is wel weer duidelijk lager dan de hoger gelegen stations GB5 en GB6. Een hogere biomassa hoger in het intertidaal is te verwachten aangezien deze plekken langer drooggevalen.

Gezien de grote troebelheid van het Scheldewater is er alleen fotosynthese en dus groei mogelijk bij laag water, en de duur van het droogvallen zal hierdoor dus een grote invloed hebben op de te ontwikkelen biomassa.



Figuur 6.25: Variaties in chla (top), chl-a/b (midden) en chl-a/c ratio's van MPB in 2012. De data zijn gebaseerd op maandelijkse staalname (Jan-Dec) en zijn verkregen via Jeroen van Wichelen van de Universiteit Gent. Het station GB4' (geen label) is slechts enkele malen bemonsterd omdat het meestal onder water lag en zal hier verder buiten beschouwing worden gelaten.

De meer bovenstrooms gelegen stations Appels en Ballooi hebben een veel lagere Chla:Chlb-ratio dan de in de Zeeschelde gelegen stations Boerenschans en Groot Buitenschor, hetgeen suggereert dat er een veel grotere bijdrage is aan groenalgen op deze stations. Dit komt overeen met onze visuele waarnemingen: vooral op de station AP3 en BA3 werd het oppervlak van het slik groen gekleurd door *Euglena* sp. (Figuur 6.26) Op de lager gelegen stations (AP1 en BA1) was deze dominantie van *Euglena* op het oog niet duidelijk, waarschijnlijk omdat de biomassa geringer was.

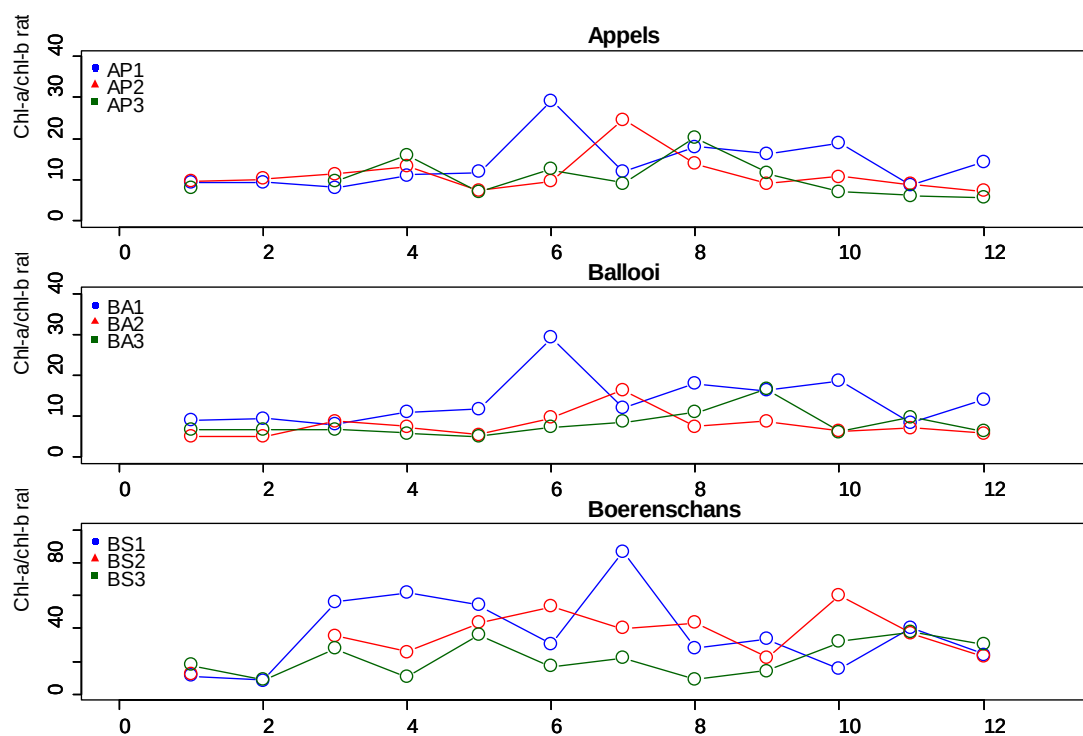
De mediane Chla:Chlc ratio is lager op de locaties Boerenschans en Groot Buitenschor, maar ook station BA1 vertoont een relatief lage waarde, hetgeen wijst op de dominantie van bentische diatomeeën op het intertidaal. Dit komt ook overeen met de visuele observaties.

Het verloop in de seizoenen variatie in Chla:Chlb-ratio voor de stations Appels, Ballooi en Boerenschans is weergegeven in Figuur 6.27. Een duidelijk seizoenpatroon lijkt te ontbreken alhoewel in AP1 en AP2 en BA1 de hoogste ratio (dus de laagste bijdrage aan groenalgen) in juni-juli lijkt op te treden. In het algemeen zijn de Chla:Chlb-ratios hoger op de laag in het intertidaal gelegen stations, en dit is vooral duidelijk in Boerenschans.

In het rapport van de universiteit van Gent zal meer informatie worden gegeven over soortensamenstelling en de pigmentconcentraties.



Figuur 6.26: *Euglena* domineert het MPB op station AP3. Hier wordt een rapid light curve gemeten m.b.v. een waterPAM met EDF fiberoptic detector unit.

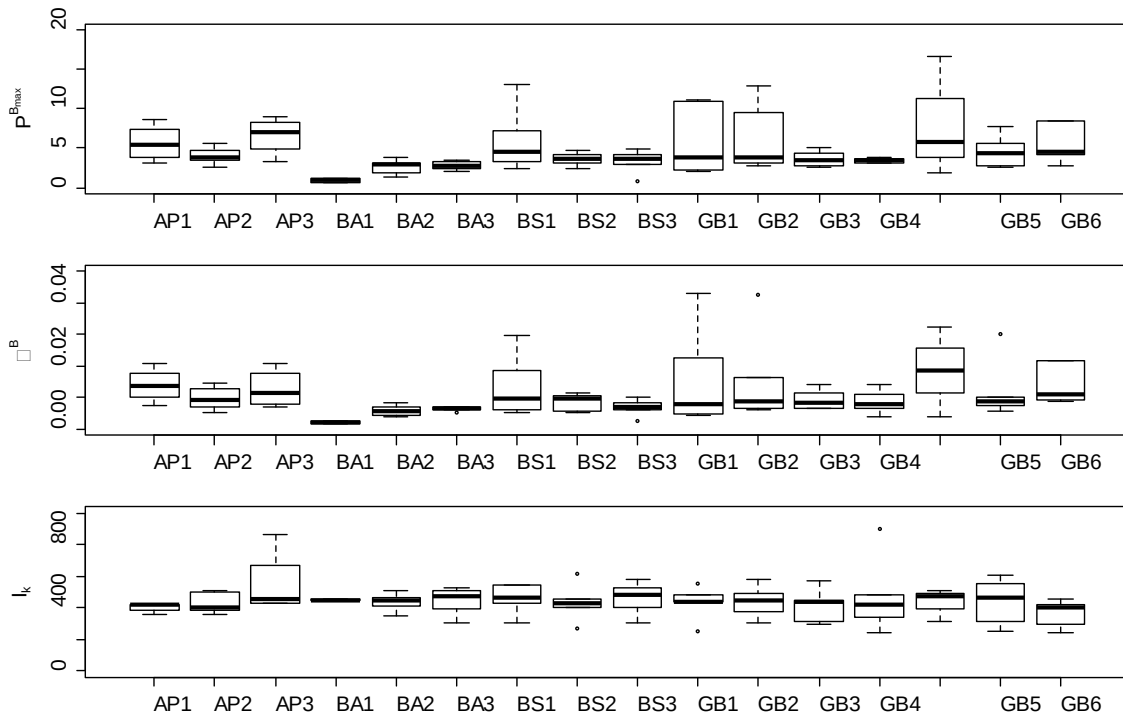


Figuur 6.27: Chl-a:Chl-b-ratio gedurende het seizoen op de verschillende stations op locaties Appels, Ballooi en Boerenschans. NB: let op de schaalverandering in de Y-as bij Boerenschans.

6.4.3. Resultaten MPB fotosynthese parameters

De variatie in de PI-parameters voor de verschillende stations in 2012 staat weergegeven in [Figuur 6.28](#). Wat opvalt is dat voor sommige stations er een flinke spreiding is tussen de 25 en 75 percentiel waarden (een gevolg van seizoensvariatie?) maar dat dat voor andere stations (bijv. BS2 en BS3) niet

het geval is. De mediane waarden lijken niet afhankelijk van de hoogteligging in het intertidaal, alhoewel de spreiding bij BS1 en GB1 groter is dan bij het station dicht tegen de kant (resp. BS3 en GB3). Alleen het patroon in Ballooi is duidelijk anders dan dat van de andere stations: in alle gevallen is de spreiding in de $P_{\max}^B$ waarden gering en zijn de waarden duidelijk lager dan die van de andere stations. In dit station is $P_{\max}^B$ van het laag in het intertidaal gelegen station (BA1) ook duidelijk lager dan die van het hoger in het intertidaal gelegen station.



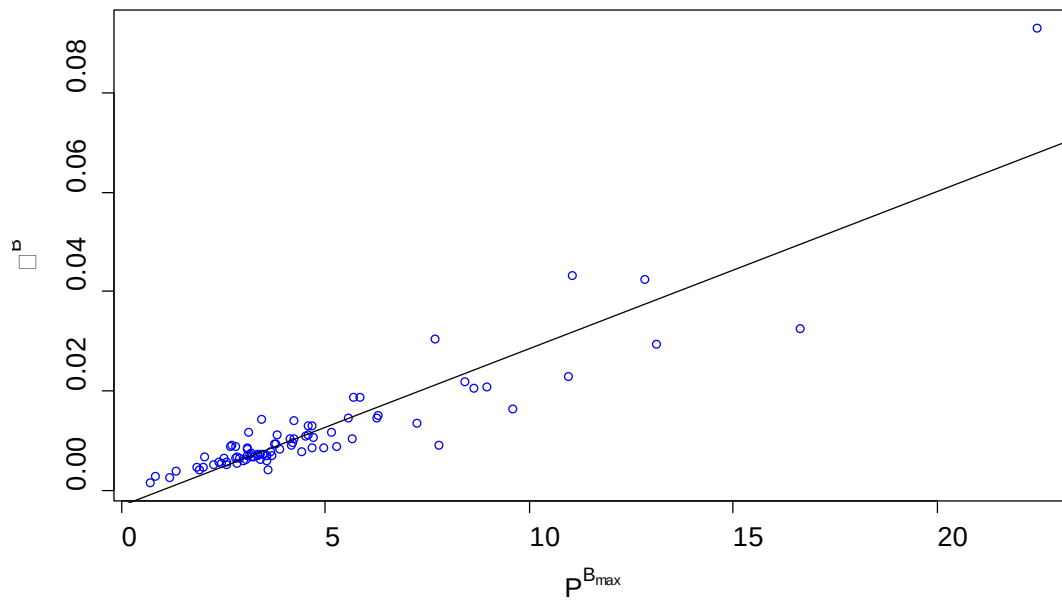
Figuur 6.28: Boxplots van fotosynthese parameters van de verschillende stations. Het station zonder label is GB4' en dit station is slechts een enkele maal bemonsterd omdat het vaak onder water lag.

De initiële helling van de fotosynthese lichtcurve, α^B , vertoont hetzelfde patroon als $P_{\max}^B$ met als gevolg dat de I_k waarden redelijk constant zijn. Alleen die van GB6 heeft een duidelijk lagere mediane waarde.

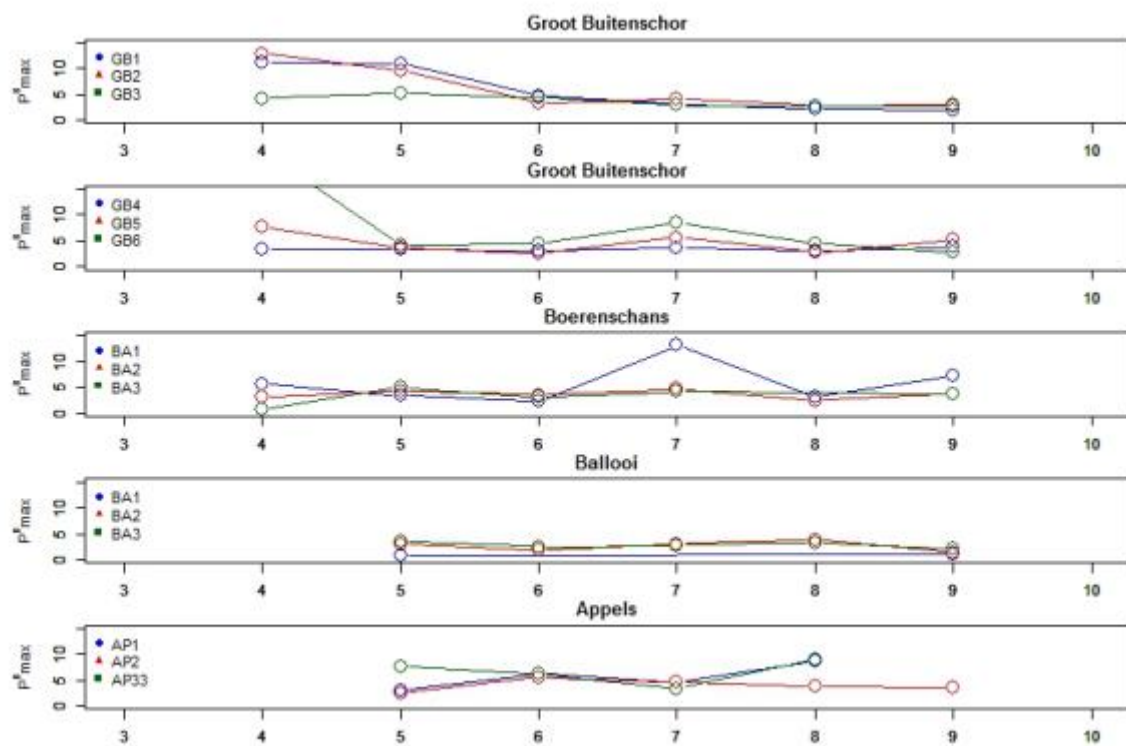
Zoals uit het verloop in α^B en $P_{\max}^B$ verwacht kan worden zijn deze parameters rechtstreeks aan elkaar gerelateerd (Figuur 6.29), en dit type relatie wordt I_k onafhankelijke variabiliteit genoemd door (Behrenfeld, 2004), die speculeert dat dit het gevolg is van veranderingen in het gebruik van reductie-equivalenten en niet noodzakelijkerwijs samenhangt met acclimatie in de fotosystemen.

Figuur 6.30 geeft de variatie in $P_{\max}^B$ ($\text{mg C (mg chl)}^{-1}\text{h}^{-1}$) weer voor de verschillende stations en de verschillende locaties. Helaas is door logische problemen in april Ballooi en Appels niet bemonsterd en stond AP1 onder water in september. Vanaf mei of juni (Groot Buitenschor) is er erg weinig verschil tussen de verschillende stations per locatie, en lijkt de positie in het intergetijdengebied dus geen rol te spelen. In april zijn de verschillen tussen de verschillende stations op dezelfde locatie groter.

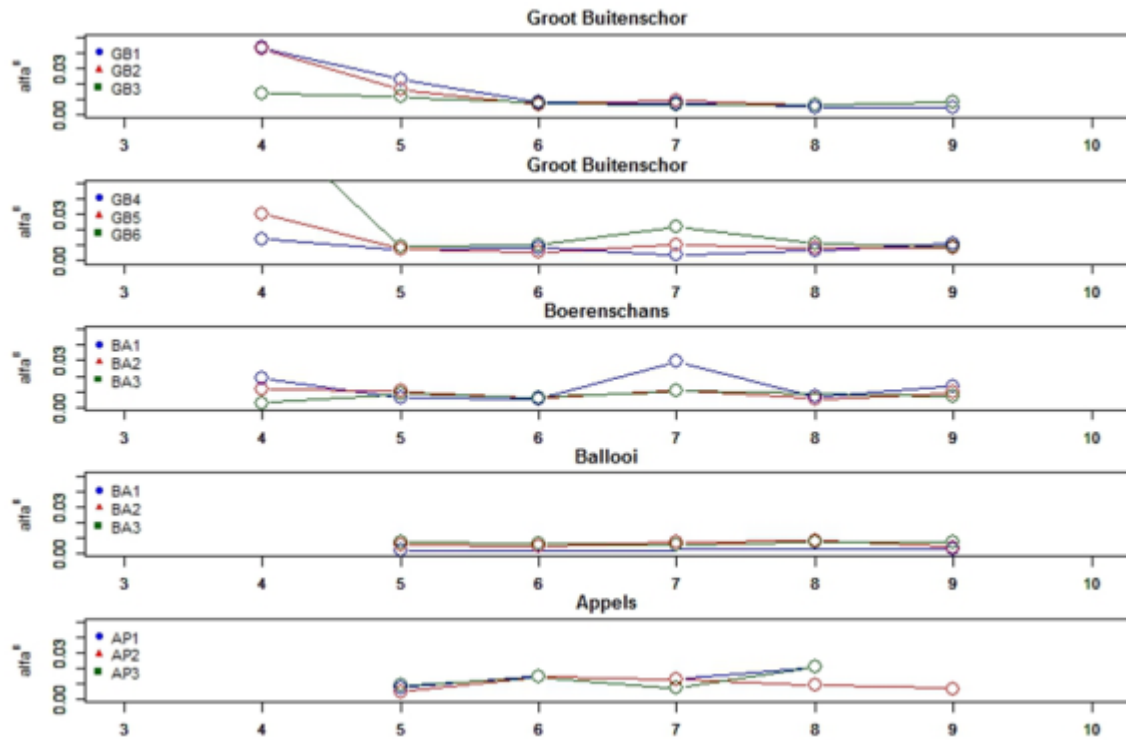
Omdat α^B en $P_{\max}^B$ aan elkaar gerelateerd zijn (Fig. 26) vertoont α^B hetzelfde patroon als $P_{\max}^B$ (Figuur 6.31). In contrast to values for α^B and $P_{\max}^B$, I_k values seemed lower in April than during the remainder of the year (Figuur 6.32). As $I_k = P_{\max}^B / \alpha^B$, the relative difference between α^B in April and May was apparently higher than for $P_{\max}^B$.



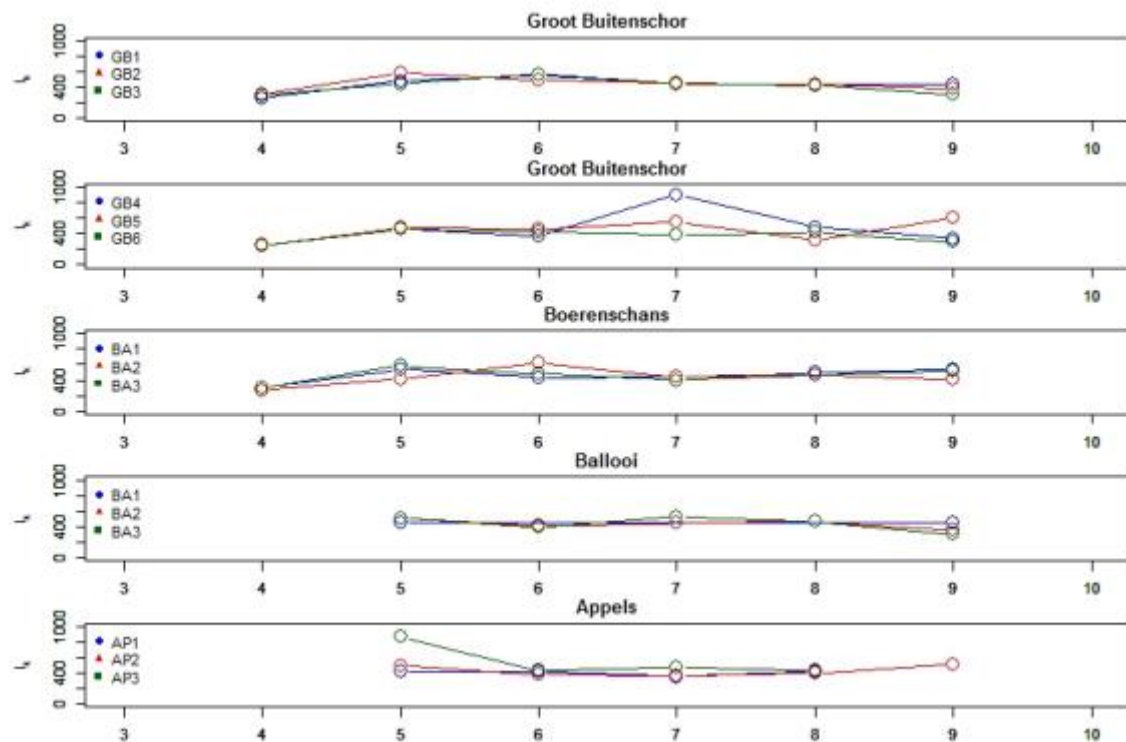
Figuur 6.29: relatie tussen PBmax en αB .



Figuur 6.30: PBmax gedurende het seizoen op de verschillende stations en locaties.



Figuur 6.31: α^B gedurende het seizoen op de verschillende stations en locaties



Figuur 6.32: I_k gedurende het seizoen op de verschillende stations en locaties.

Op het eerste gezicht lijken de PI-parameters van het fytoplankton en MPB sterk op elkaar. Omdat alle PI parameters zijn niet normaal verdeeld, ook niet na log-transformatie, zijn de verschillen getest m.b.v. een Kruskal-Wallis One Way ANOVA on Ranks. Voor het fytoplankton zijn de PI-parameters uit 2012 gebruikt vanaf de grens stroomopwaarts. Deze test toont aan dat $P_{\max}^B$ tussen 6.31

de verschillende groepen algen inderdaad niet significant van elkaar verschilt ($p=0.236$). De mediane α^B waarde van het fytoplankton is 0.012 en die van het MPB 0.00758 $\text{mgC}(\text{mg chl}a)^{-1} \text{h}^{-1}(\mu\text{mol photons m}^{-2}\text{s}^{-1})^{-1}$. Deze verschillen zijn wel significant verschillen ($p<0.001$). Ook de verschillen voor I_k zijn significant verschillend ($p<0.001$), waarbij de mediane I_k waarden voor het fytoplankton kleiner zijn dan die van het microfytobenthos (resp. 231 en 443 $\mu\text{mol photons m}^{-2}\text{s}^{-1}$), hetgeen erop wijst dat het fytoplankton zich lijkt aan te passen aan gemiddeld lagere lichtintensiteiten dan het MPB, ondanks het feit dat deze laatste groep algen minder uren per dag aan het licht worden blootgesteld.

6.4.4. Microfytobenthos primaire productie

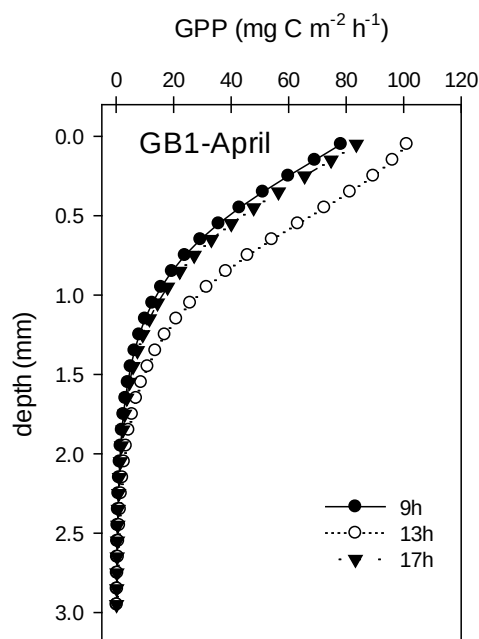
Bepaling van microfytobenthos primaire productie is niet eenvoudig. Het vereist kennis van de verdeling van de biomassa in de fotische zone, en kennis van de fotische zone zelf. En als de algen nog vertical migratie vertonen, dan wordt het nog complexer. Daarnaast moet de droogvalduur bekend zijn en die is afhankelijk van de ligging in het intergetijdengebied. Kortom, berekening van de primaire productie van het microfytobenthos is complex en bevat een aantal onzekerheden

Om toch een indruk te krijgen van de primaire productie van het microfytobenthos is voor een aantal stations een schatting gemaakt. Om de berekeningen te vereenvoudigen is per maand voor ieder uur van de dag het gemiddelde berekend, zodat een gemiddelde productie per maand kan worden berekend. Ook is aangenomen dat de gemeten PI-parameters gemeten voor die maand een constante zijn. De berekende dagproducties zouden dan voor iedere dag van de maand hetzelfde zijn in afwezigheid van een variërend tij.

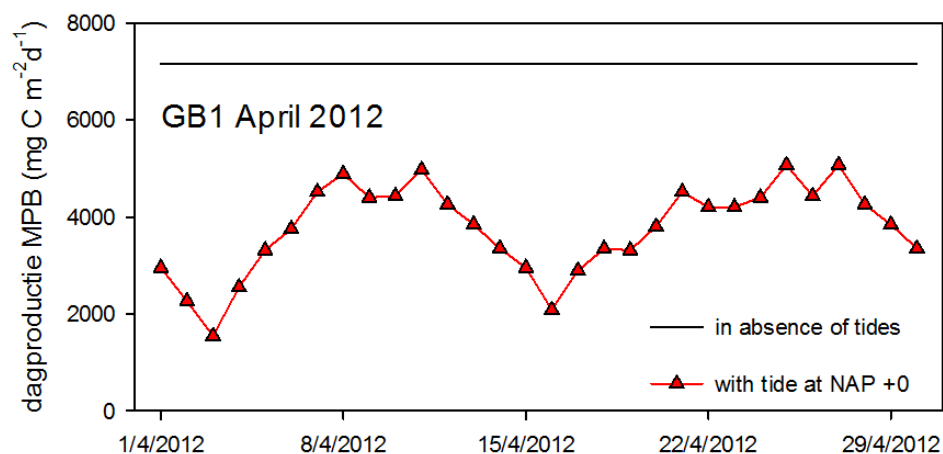
Voor berekening van lichtverzwakking in het sediment wordt aangenomen dat K_d 2.35 mm^{-1} bedraagt. Dit is het gemiddelde van 84 metingen in een slibrijk sediment in de Eden estuary uitgevoerd met (Kromkamp, unpublished). Verder wordt aangenomen dat verticale migratie geen rol speelt en dat het MPB homogeen is verdeeld over de bovenste 2mm van het sediment (de diepte waarover bemonsterd is).

Figuur 6.33 geeft een voorbeeld van een aantal diepteprofielen op 3 verschillende tijdstippen van de (gemiddelde) dag in April voor station GB1. Duidelijk is dat de productie zich beperkt tot de bovenste 2 mm van het sediment en 90% van de primaire productie vindt plaats in de 1 mm.

De primaire productie is behalve afhankelijk van de PI parameters, de MPB biomassa en de lichtverzwakkingscoëfficiënt in het sediment ook afhankelijk van de hoogteligging in het intertidaal en het verloop van het getij. Om deze redenen zijn berekeningen van de microfytobenthosproductie eigenlijk onmogelijk zonder een goed model dat deze variatie modelleert. Om toch een indruk te krijgen van de primaire productie is voor Groot Buitenschor een aantal berekeningen uitgevoerd. In eerste instantie zijn de uurproducties berekend die zou plaatsvinden als het continue laagwater zou zijn. Dit is de maximale productie die zou plaats kunnen vinden als gedurende de lichtperiode het station continue droog zou staan. Dit zijn dus de potentiële maximale producties. In werkelijkheid is dit natuurlijk niet het geval. Er is aangenomen dat als het station onder water is, de productie nul is vanwege de troebelheid van het water. Omdat de dieptegegevens voor de stations ontbreken is voor Groot Buitenschor aangenomen dat GB1 = NAP + 0 cm, GB2 is NAP+50 cm en GB3 is NAP+100 cm. Vervolgens zijn de getijdgegevens gedownload voor station Bath in 2012 omdat die niet veel verschillen met die van Groot Buitenschor. Als volgens de getijdetabel het station droogvalt is de productie gelijk aan de potentiële productie. Zo is per dag de gesimuleerde MPB primaire productie dus berekend uit die tijden van de dag dat het station droog viel. De situatie voor de maand april voor station GB1 is weergegeven in **Figuur 6.34**.

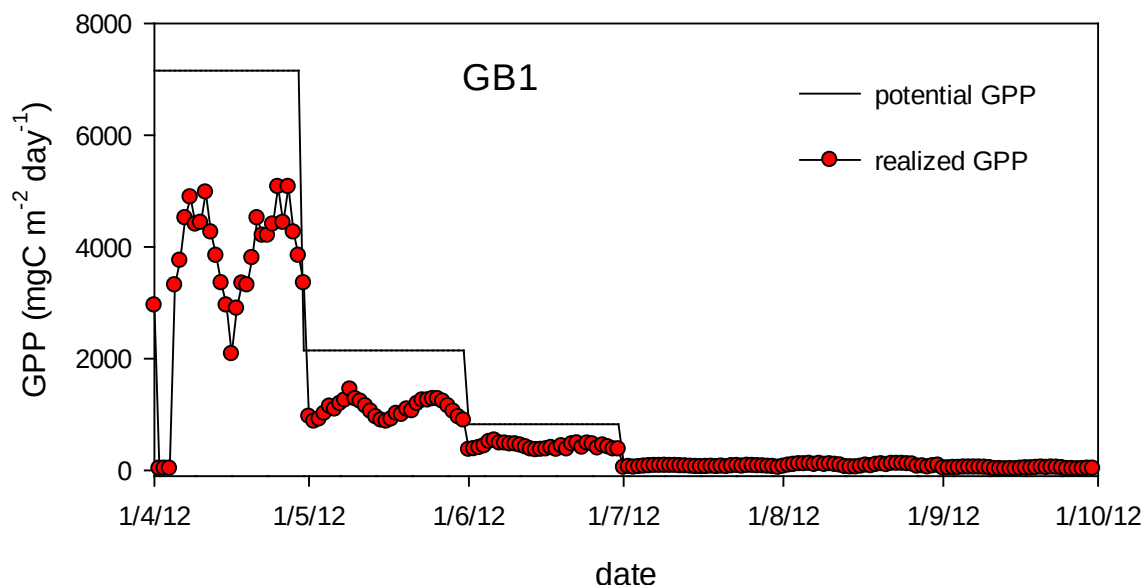


Figuur 6.33: Voorbeeld primaire productie diepte profielen van MPB voor station GB1 in April 2012. De productie is berekend per 0.1 mm interval over een totale diepte van 2 mm. Voor de berekening is het chla gehalte (mg m^{-2}) gedeeld door 20 zodat ieder diepte interval 1/20 van de totale chla-concentratie bevat. In dit voorbeeld is de berekening uitgevoerd voor 3 verschillende tijdstippen van de dag.



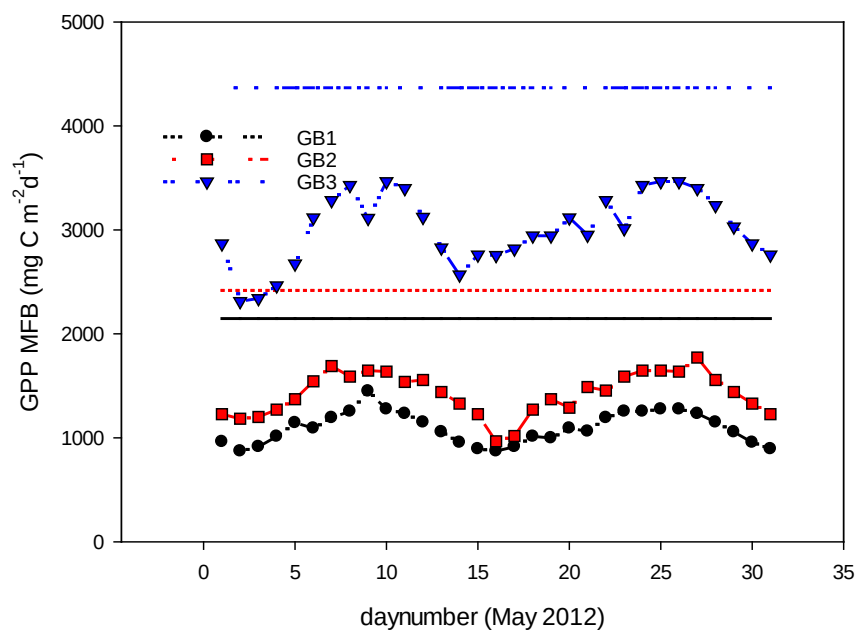
Figuur 6.34: Maximale potentiële primaire productie van het MPB (zwarte horizontale lijn) en gerealiseerde primaire productie in aanwezigheid van getij.

Duidelijk is de invloed van het getij zichtbaar in Fig. 31: omdat voor april gerekend is met een gemiddelde instraling per uur en voor de hele maand de PI-parameters voor de maand april zijn gebruikt is de potentiële primaire productie op iedere dag gelijk (zwarte lijn). In het begin van de maand is het hoogwater overdag, dus kan er alleen productie plaatsvinden aan de “randen” van de dag wanneer het laagwater vroeg in de ochtend is of laat in de middag. Echter rond 8-10 april is het laagwater overdag, met als gevolg dat de primaire productie nu groter is. Duidelijk is de doortij-springtij cyclus aanwezig, want 2 weken later herhaalt het patroon zich in de 2e helft van april.



Figuur 6.35: GPP MPB in 2012 voor station GB1

In [Figuur 6.35](#) is de productie uitgezet in de periode april t/m september 2012, berekend op de manier zoals hierboven beschreven. Duidelijk is dat de primaire productie (GPP) van het MPB vooral in het voorjaar plaatsvindt. In April is de gemiddelde GPP van het microfytobenthos groter ($3.8 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) dan die van het fytoplankton ($1.1 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), terwijl dat in mei omgekeerd is (resp. 1.1 en $3.0 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).



Figuur 6.36: Potentiele (lijnen) en gerealiseerde (symbolen) primaire productie (GPP) MPB in mei 2012 voor de stations GB1, GB2 en GB3. GB1 is laag in het intertidaal gelegen en GB3 hoog.

Voor de maand mei is eenzelfde analyse uitgevoerd voor stations GB1, GB2 en GB3 om de invloed van de hoogteligging in het intertidaal te kwantificeren. De berekende en potentiele productie (in afwezigheid van het getij) is veel hoger in GB3, het gevolg van het feit dat de slikken langer droogvallen en doordat de MPB biomassa hoger is (hetgeen ook een gevolg is van de langere

droogvaltijd): het Chl a gehalte voor GB1 is 66.5 mg m⁻², voor GB2 98.0 mg m⁻², en voor GB3 is 290 mg m⁻². De productie in GB3 had nog hoger kunnen zijn als de PI-parameters, vooral $P_{\max}^B$ van het MPB van GB3 in mei niet lager was geweest dan dat van de andere 2 stations (zie [Figuur 6.30](#)). GB1, GB2 en GB3 realiseren respectievelijk 51, 59 en 67% van de potentiële primaire productie en dit verband is lineair ($GPP\% = 0.157 \times \text{diepte} + 0.51$, $r^2 = 1$), waarbij diepte de diepte t.o.v. NAP is.

De analyse van het primaire productie van het MPB laat dus duidelijk zien dat het een significante bijdrage kan leveren aan de totale primaire productie in het Schelde estuarium. De analyse is niet voor alle stations gedaan omdat het buiten het bestek van de opdracht viel en veel werk is. Daarnaast dient het aanbeveling eerst de hoogteligging in het intertidaal van de stations te bepalen voordat de MPB GPP wordt berekend.

6.5. Conclusies

- Er zijn grote jaar tot jaar variaties in de fotosynthese parameters en de primaire productie, en de primaire productie is hoger in de Schelde dan in de Westerschelde. Dit ligt voor een groot deel aan de geringere diepte en dus de gunstiger verhouding fotische diepte : mengdiepte.
- Behalve variaties in de grootte van de jaarproducties is er ook jaarlijkse variatie in de timing van de primaire productie.
- De troebelheid van het water is het hoogst in de Zeeschelde.
- Opvallend is een sterke toename van de fytoplanktonbloei in de grensstreek, die voor het eerst optrad in 2008. Ook de turbiditeit is hier toegenomen, hetgeen er op lijkt te wijzen of dat het zeewater sneller en verder de Schelde opkomt, met mogelijk zeer negatieve gevolgen (omslag naar een zeer turbide systeem zoals de Eems). Hierover zal het NIOZ een apart document produceren.
- 13-uurs metingen in de Schelde laten zien dat er weinig dagelijkse ritmiek is in de fotosynthese parameters, dus fouten in de dagproducties zullen vooral worden veroorzaakt doordat in de berekening geen rekening wordt gehouden met de veranderingen in K_d als gevolg van de wisselende getijstrooming.
- De primaire productie lijkt goed te schatten uit het product van de chl a -concentratie, de dagelijkse instraling en de fotische diepte, echter de parameter waarden vertonen jaarlijkse fluctuatie en zijn op dit moment slecht te voorspellen.
- Primaire productie door microfytobenthos levert een belangrijke bijdrage aan de totale productie van de microalgen de Schelde en haar estuarium en de primaire productie per m² van het MPB kan die van het fytoplankton overtreffen, maar de totale bijdrage van MPB primaire productie is natuurlijk ook afhankelijk van het oppervlak aan intergetijdengebied in de verschillende compartimenten.
- Er lijkt minder seizoensvariatie in de MPB PI-parameters te zijn dan in die van het fytoplankton.
- $P_{\max}^B$ waarden van het fytoplankton en MPB zijn niet significant verschillend, maar α^B van het MPB is significant lager dan die van het fytoplankton.
- Het dient aanbeveling de hoogteligging van de verschillende stations waarop het MPB wordt bemonsterd te meten. Dit is noodzakelijk voor een goede schatting van de primaire productie van het MPB.

6.6. Referenties

Eilers PHC, Peeters JCH. 1988. A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton. *Ecological Modelling*. 42: 199-215.

Kromkamp J, Peene J. 1995. possibility of net phytoplankton primary production in the turbid Schelde Estuary (SW Netherlands). *Marine Ecology-Progress Series* 121: 249-259.

Cole, B. E., and J. E. Cloern. 1984. Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series* **17**: 15-24.

Cole BE, Cloern JE. 1984. Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series* 17: 15-24.

Kromkamp JC, Peene J. 2005. Changes in phytoplankton biomass and primary production between 1991 and 2001 in The Westerschelde Estuary (Belgium/The Netherlands). *Hydrobiologia* 540: 117-126.

Hoofdstuk 7. Micro- en mesozoöplankton

M. Tackx

C. Sossou

S. Chambord

S. Gasmi

F Azémar

Eindverslag voor deelstudie 7, periode 2012

EcoLab – Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement – UMR 5245 (CNRS-UPS-INPT) Bât. 4R1 31062 Toulouse cedex 9 (France)

Email : tackx@cict.fr

7.1. Summary

Monthly samplings for micro- and mesozooplankton have been continued in 2010-2011, including bi-weekly samplings from April till September.

The extension of the long-term observation series (1996-2012) for crustaceans (copepods and cladocerans) shows that the zooplankton community in the Scheldt has changed substantially in the course of the OMES observation period. With time, calanoid copepods have increased in abundance in the fresh water zone, while no trend in abundance was observed at the brackish water zone. For copepods, this increase mainly concerns the calanoid *Eurytemora affinis*. After a spectacular increase of the abundance of *E. affinis* in the freshwater area observed in 2007-2008, the abundance of this species decreased during 2009-2010, but increased again in 2011-2012. It now seems to be 'installed' in the upstream Zeeschelde. *E. affinis* now also occurs throughout the year, while it was before occurring as a typical spring species.

Abundance of cyclopoid copepods has systematically decreased since 2007 in the freshwater zone. Harpacticids were systematically observed in low abundance, mainly in the freshwater zone. Cladocerans showed a variable abundance pattern throughout the study period, increasing in abundance between 2002-2007, and decreasing since 2008. Cladocerans remain essentially restricted to the freshwater zone, with occasional occurrences more downstream.

As a consequence of the development of *E. affinis* in the freshwater zone the mesozooplankton community composition has substantially changed. *E. affinis* maximally contributed for 12 % to copepod abundance before 2006, while since then its contribution varies between 44 and 89 %. Its percentage contribution to the total crustacean community (copepods and cladocerans), was in between 37 and 90 % in the brackish water stretch, without a clear trend in time. In the freshwater zone, *E. affinis* contributed < 20 % during 1996-2007, while since 2008 its contribution varies between 22 and 71 %.

As important abundance of *E. affinis* were also observed during 2007-2009 in the Durme and the Rupel, the question arose whether the recently developing upstream *E. affinis* population arose from the downstream one in the estuary or from the tributaries. This question is relevant in relation to management of the Scheldt. Mialet et al. (2011) have shown that *E. affinis* can only be present upstream when the oxygen concentration in this area is sufficient ($>4 \text{ mg L}^{-1}$) and when oxygen concentration in the middle part of the estuary, where low oxygen concentrations still sporadically occur, is above a certain threshold ($1,3 \text{ mg L}^{-1}$)

As the *E. affinis* complex is composed of morphologically undistinguishable sub species, genetic characterisation was necessary, to answer this question. Samples for zooplankton genetics were collected during the monthly OMES monitoring campaign of October 2012 at 3 estuarine stations Grens ('DOWN'), Antwerp ('MID') Uitbergen ('UP') and 2 on tributaries: Rupel ('TRIB1') and Durme ('TRIB2'). We sampled *E. affinis* from the Gironde estuary (SW France) on 22 February 2013, at Pauillac using the same procedure as for the Scheldt estuary ([Tabel 7.1](#)).

Using Inter Simple Sequence Repeat (ISSR) technique, we explored genetic pools of the *E. affinis* complex in three Scheldt localities (downstream, middle-estuary and upstream) and two of its tributaries. Four ISSR primers produced 75 scorable polymorphic loci. Bayesian and hierarchical analysis revealed different but close genetic entities in both down- and upstream localities. The middle-estuary individuals were genetically a composite mix of downstream and upstream populations (84% 'DOWN'/16% 'UP'). A distinctive separation of the tributaries and the main Scheldt stream populations suggests that two fully independent genetic pools are present. Strikingly, tributaries showed a lack of genetic subdivision. This study confirms that upstream and downstream populations are closely related, and that the downstream population is most likely at the origin of the upstream one. A management strategy favouring sufficient oxygen concentration over the entire estuary, including the middle zone, is as such necessary to ensure a substantial *E. affinis* population upstream and possibly over the entire estuary.

This confirms the theory that *E. affinis* in the Scheldt was 'displaced' in relation to its salinity optimum during the 1970-90 period. The fact that *E. affinis* at present develops mainly in the freshwater zone, confirms its potential as indicator species, but on the other hand raises questions as to its impact on the diversity of the zooplankton community. The decrease in abundance of cyclopoid copepods and cladocerans has substantially decreased the zooplankton diversity in the freshwater zone. How far the development of *E. affinis* in the freshwater zone is the cause of the decrease in cyclopoid and cladoceran abundance is not clear. The increase in fish abundance should also be considered in this context.

Compilation of 2011 zooplankton abundance data in the Westerschelde and the Zeeschelde show a higher abundance of calanoid and cyclopoid copepods in the Zeeschelde than in the Westerschelde, and a reverse pattern for harpacticoids.

In relation the zooplankton's trophic role in the estuary, the question arises if the zooplankton community will be able to control the phytoplankton growth in the Zeeschelde. Considering the dominance of *E. affinis*, a first series of feeding experiments was carried out with this species, using natural Scheldt water. Two techniques were applied to quantify the feeding pressure exerted on the different phytoplankton taxa: incubation combined with microscopic counting, and marker pigment copepod gut content analysis, using HPLC. Analysis of the collected samples is in progress.

7.2. Introduction

The research carried out on micro- and mesozooplankton in the frame of the OMES/ MONEOS project aims at following the evolution of the zooplankton composition and its spatio-temporal

distribution in the Scheldt estuary. Because of its central position, as a link between primary production and higher food levels, zooplankton is an essential component in the functioning of any aquatic ecosystem. Its drifting with the currents makes it also a good indicator of spatio-temporal variation in hydrological and concurrent water quality conditions.

The present report continues the long-term trends (1996-2012) in abundance of the main groups (calanoid and cyclopoid copepods, cladocerans and rotifers) in the estuary and in the tributaries (Bovenschede, Dender, Durme, Rupel). It also looks into the origin of the population of the copepod *Eurytemora affinis*, which has recently been developing upstream the Scheldt estuary.

In the MONEOS framework, mesozooplankton monitoring in the Westerschelde has started since June 2011. We include a preliminary comparison of the mesozooplankton communities over the entire salinity range in the Scheldt.

7.3. Material and Methods

7.3.1. Sampling microzooplankton

Samples are taken by the ECOBE laboratory of the University of Antwerp (UA). Transport to the 'Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement' (EcoLab) of the University of Toulouse III is done by carrier or by EcoLab personnel.

15 OMES monitoring stations were sampled monthly: Grens (Boei 87, km 57), Antwerpen, (km 78,5), Kruibeke (km 88), Temse (km 97,5) Lippenbroek (km 11), Dendermonde (km 121,5), Uitbergen (km 140), Melle (km 155), 3 stations in the Rupel catchment Rupel (Boom), Beneden Nete and Dijle (estuarien) and four boundaries: Bovenschede, Dender, Durme and Haven (Zandvlietsluis). During the growth season, samplings were carried out bi-weekly.

7.3.2. Analysis microzooplankton

Microzooplankton is only analysed one every three years. Determination is carried out at species level as far as possible. The analysis of the microzooplankton fraction is limited to Rotifera. The main references used are: Ruttner-Kolisko, 1972; Pontin, 1978; Koste, 1978; Pourriot et al., 1986; Segers, 1995. Abundance is counted under binocular (90x), and converted to number of organisms per m⁻³. Details of the procedure are given in Tackx et al., 2004.

7.3.3. Sampling and analysis mesozooplankton

Sampling stations for mesozooplankton are the same as those for microzooplankton. 50 litres water is taken with a bucket at surface and filtered through a 50 µm net. The collected mesozooplankton is processed in the same way as described above for the microzooplankton samples.

Determination is carried out at species level when possible. For copepods this is possible from Copepodits V onwards. Most important references used are: Dussart, 1967; Dussart, 1969; Kiefer, 1978; Amoros, 1984; Margaritora, 1985, Einsle, 1996, Karaytug, 1999, Ueda, 2003.

7.3.4. Comparison with the Westerschelde zooplankton

Since June 2011, samples for meso-zooplankton are taken monthly in the Westerschelde at stations Breskens, Terneuzen, Hansweert and Bath. The sampling and analysis methodology for mesozooplankton are identical to the one used in the OMES transect.

7.3.5. Genetic characterization of *Eurytemora affinis*

In order to find out if the recently occurring upstream population of the species complex *E. affinis* has issued from the downstream population or from the ones in the tributaries, genetic characterisation was necessary, as the *E. affinis* complex is composed of morphologically undistinguishable sub species.

Samples for zooplankton genetics were collected during the monthly OMES monitoring campaign of October 2012 at 3 estuarine stations Grens ('DOWN'), Antwerp ('MID') Uitbergen ('UP') and 2 on tributaries: Rupel ('TRIB1') and Durme ('TRIB2'). We sampled *E. affinis* from the Gironde estuary (SW France) on 22 February 2013, at Pauillac using the same procedure as for the Scheldt estuary (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**).

Several hundred liters of water were filtered through a plankton net (300 µm mesh size). The collected zooplankton was conserved in ethanol and frozen at -20°C until analysis. *E. affinis* was identified under binocular, 30 individuals were taken from each sample. DNA was extracted individually from the entire body using the QIAGEN® DNeasy Tissue kit (QIAGEN) according to the manufacturer's protocol. Some modifications to the manufacturer's protocol were made according to Eberl et al. (2007) to obtain better performance of DNA extraction. DNA concentration was determined by spectrophotometry (NanoDrop ND-1000) at 260 nm. Overall, 170 individuals were analyzed.

Using 4 primers selected out of 9 tested, PCR amplifications were performed in a 25 mL reaction volume containing, 30 ng of template DNA, 1 µL of primer (50 µM; Invitrogen), 1µL of dNTP (10 mM; Promega), 2.5 µL of 5x PCR Green Buffer (Promega), 3 µL of MgCl₂ (25 mM; Promega) and 2.5 units of Taq polymerase (M830A, Promega). All amplifications were carried out using a T3 Thermocycler (Biometra). The cycling conditions were as follows: initial denaturation step at 94°C for 4 min, 39 cycles of denaturation at 94°C for 45 s, primer annealing at 56°C for 45 s, and extension at 72°C for 2 min, followed by a final extension at 72°C for 10 min.

Electrophoresis was performed with 7 µL of amplified products on a 2% agarose gel for 2 hours at 120V. The bands were detected thanks to Ethidium bromide under UV light and digitized (VWR® GenoSmart).

Tabel 7.1: Geographical coordinates of sampled locations

Sampling location	Km from river mouth	Latitude	Longitude	Abbreviation
The Scheldt				
Grens	57,5 Km	51°20'48N	4°15'06E	DOWN
Antwerp	78,5 Km	51°13'39N	4°23'39E	MID
Uitbergen	140 Km	51°00'49N	3°57'33E	UP
Tributaries				
Durme	114.2	51°06'53N	4°10'28E	TRIB1
Rupel	98	51°05'40N	4°20'03	TRIB2
Gironde				
Pauillac	48 Km	45°11'50N	0°44'32	GI

7.3.6. Data analysis and presentation

All graphic presentations were made in excel 2007. Non parametrical tests and boxplot graphs were performed with Statistica 6 (version 6.0; Statsoft Inc., Tulsa, USA). Tendencies reported are tested for significance using a Spearman rank test at $p < 0.05$. Differences between series of observation reported are significant at $p < 0.05$ following Mann Whitney test.

For the genetic characterisation of *E. affinis*, after ISSRs gel migration, for each individual, the presence (1) or absence (0) of bands was scored for each primer and the binary matrix generated was used for analysis. These matrices were analyzed by several statistical methods, of which we report only two in this report. The reader is referred to Gasmi (2013) for more details on the methodology of the genetic characterisation.

Classification method. The distance analysis method was used to treat the binary matrix. A heuristic search for an optimal tree was carried out by TBR (Tree-bisection-reconnection) branch swapping. Distance was measured as the mean character differences, performed with PAUP software version 4.0b10 (Swofford, 2001). The tree was visualized using TreeView software version.

Bayesian method. A model-based method developed by Pritchard et al. (2000) and implemented in the software STRUCTURE 2.3.3 allows the identification of genetically homogenous groups of individuals among populations. This tool attempts to detect the number of clusters by identifying the K populations among samples and to assign each individual to one or more populations with a probability (q_i). Six values of K were fixed, from 1 to the number of sampled populations of *E. affinis* in this study ($K=6$). Parameters were set at 105 burn-in period steps and 106 run-time steps. We used the admixture model with the correlated allele frequencies model. To estimate the more likely number of populations units K, we graphed the tested K (referred to as $L_{np}(D)$ in software output). A plateau was reached at $K=4$. Individuals were assigned to the same cluster if their proportion of membership (q_i) was equal or higher than 0.80. If this was not the case, they were considered as admixture individuals and assigned to different populations.

7.4. Results

7.4.1. Long term trends in yearly mean abundance of zooplankton groups.

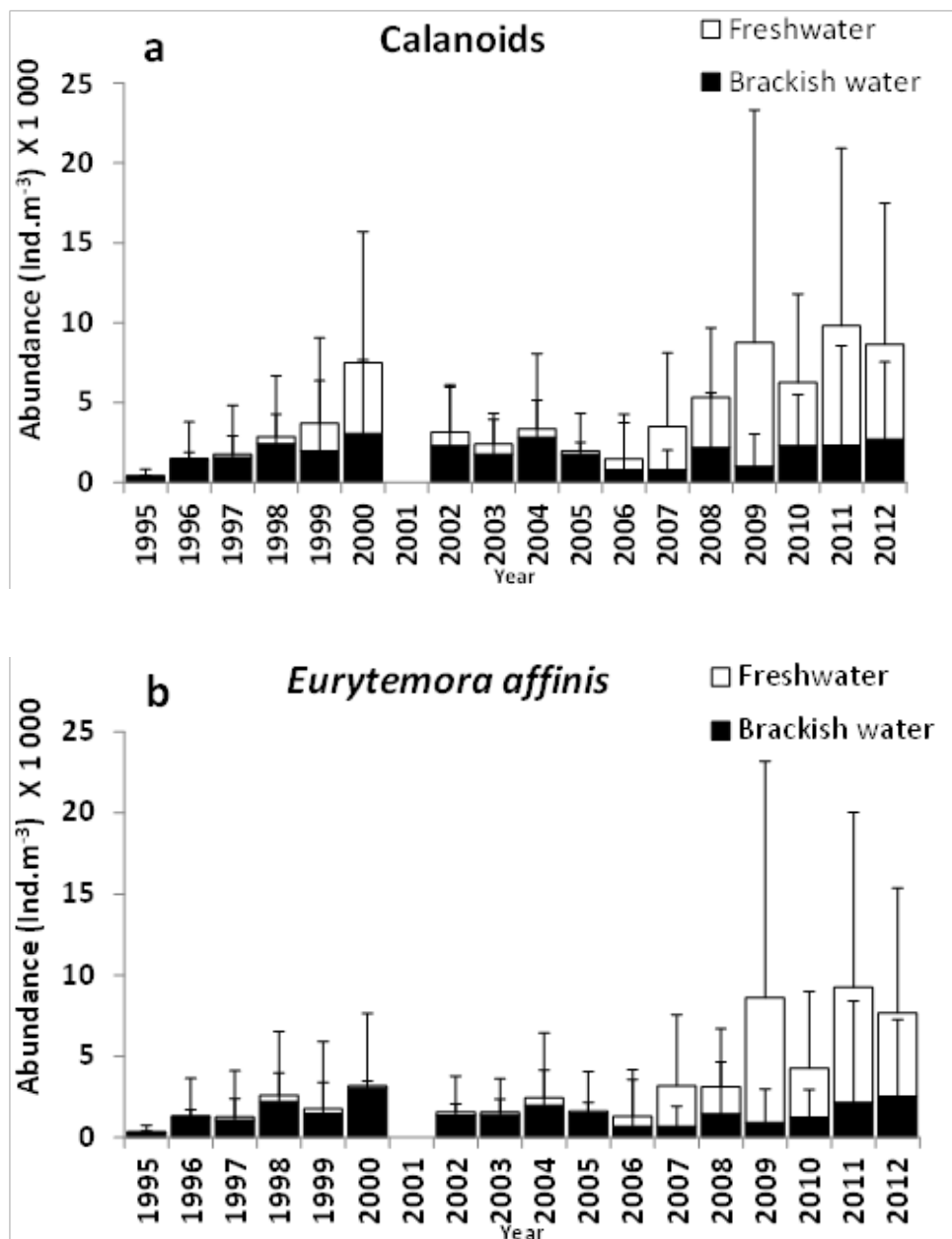
The abundance of different calanoids, cyclopids, *E. affinis* and cladocerans are shown in [Figuur 7.1](#) a-d.

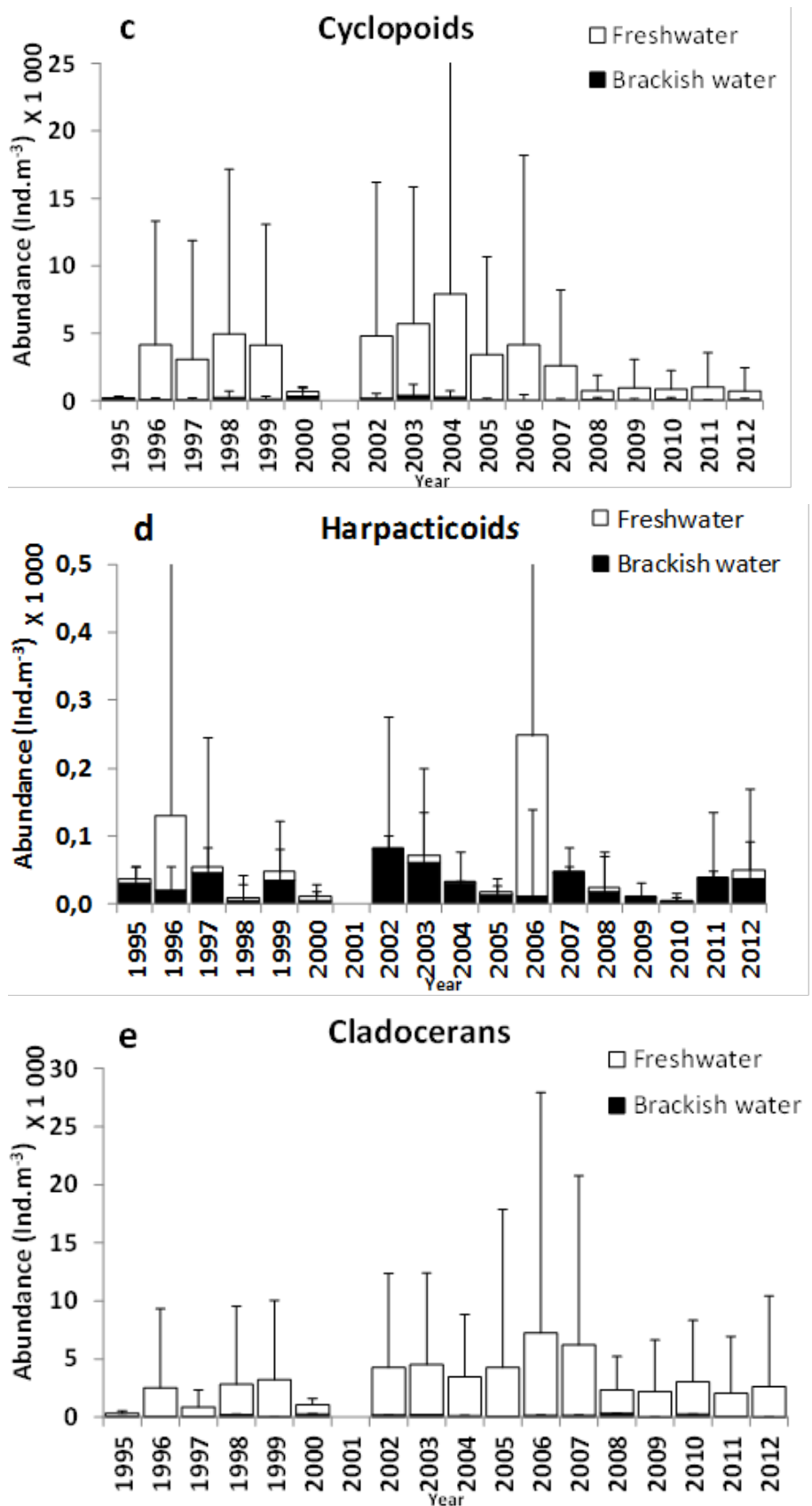
In the brackish water zone, calanoid copepods show no significant change in abundance with time ([Figuur 7.1a](#)). In the freshwater zone, until 2006, calanoid abundance was generally lower than in the brackish water zone. Since then, calanoid abundance is higher in the freshwater than in the brackish water zone. [Figuur 7.1b](#) shows that the calanoid pattern described above is essentially caused by *E. affinis*.

Cyclopoid abundance is generally low ($< 390 \text{ ind. m}^{-3}$) in the brackish water zone, showing somewhat elevated values between 1998 and 2004 ([Figuur 7.1c](#)). In the freshwater zone, their abundance is generally more important, reaching a maximum of 7638 ind. m^{-3} in 2004. However, since 2005, cyclopoid abundance has decreased and since 2008 it stays below 970 ind. m^{-3} .

Harpacticoids occur in low abundance, reaching maximally 80 ind. m^{-3} in the brackish water zone. They are quasi absent ($< 4 \text{ ind. m}^{-3}$) from the fresh water zone, except for a peak in 1996 and in 2006.

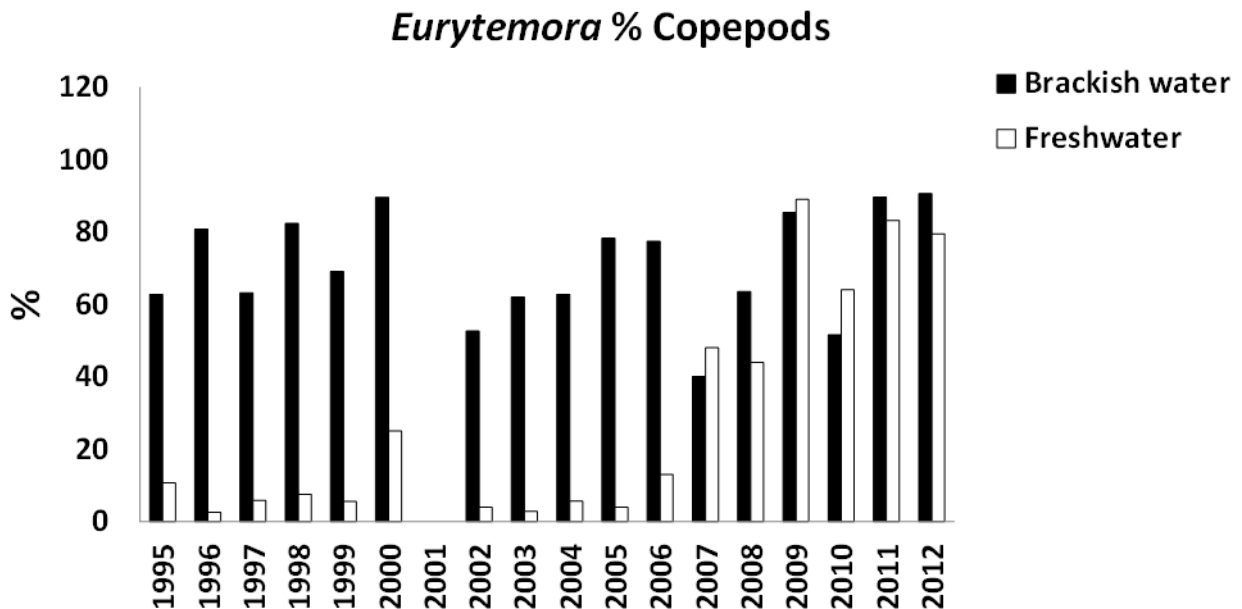
Cladocerans remain at very low abundance in the brackish water zone ($<320 \text{ ind.m}^{-3}$) and reach maximally 7092 ind.m^{-3} throughout the study period in the fresh water zone. No trend with time is observed in cladoceran abundance at either stretch during the study period, but abundance in the freshwater zone in recent years (2008-2012) is lower than during the 2000-2007 period.





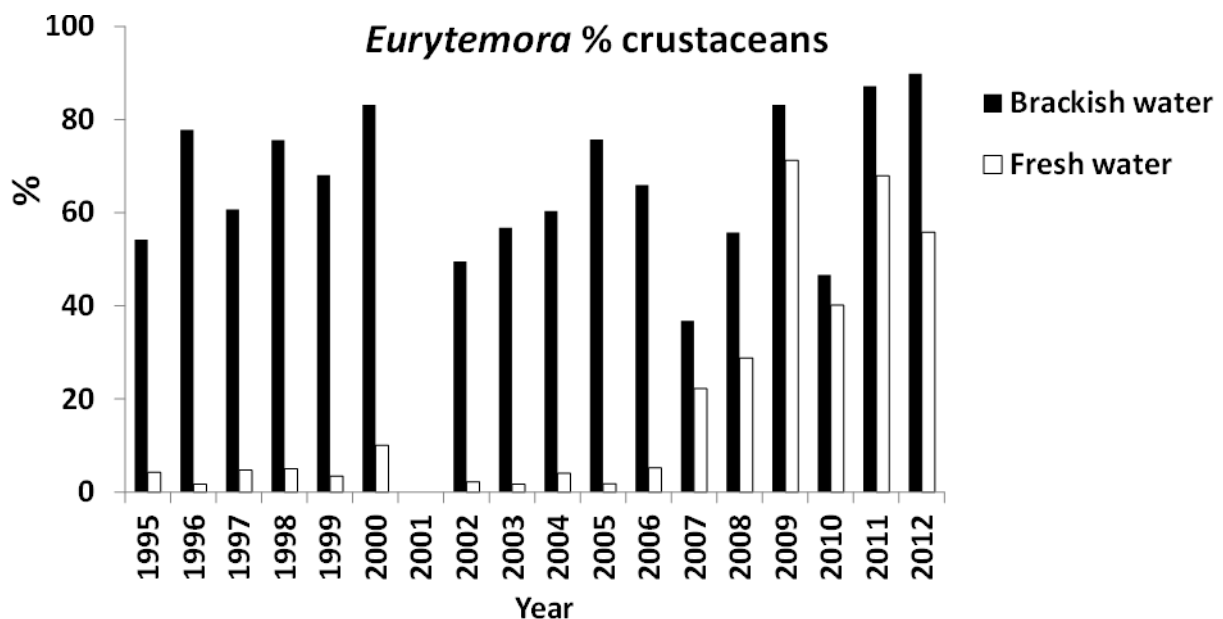
Figuur 7.1: Yearly mean abundance of CV and adult stages of: a) calanoid copepods; b) *Eurytemora affinis*; c) cyclopids; d) harpacticoids and e) cladocerans in the brackish water zone of the Scheldt.

The increase in abundance of *E. affinis* in the freshwater zone in recent years has led to an important change in its percentage contribution to the copepod population. *E. affinis* generally contributes in between 70 and 80 % of copepod abundance in the brackish water area during the study period (Figuur 7.2). Its percentage contribution in the fresh water zone was below 12 % until 2006, after which it has risen to in between 44 and 89 % of copepod abundance.



Figuur 7.2: Percentage of Calanoid copepods made out by *E. affinis* in the brackish and freshwater zone of the Scheldt during the study period.

Its percentage contribution to the total crustacean community (copepods and cladocerans, Figuur 7.3), was in between 37 and 90 % in the brackish water stretch, without a clear trend in time. In the freshwater zone, *E. affinis* contributed <20 % during 1996-2007, while since 2008 its contribution varies between 22 and 71 %.

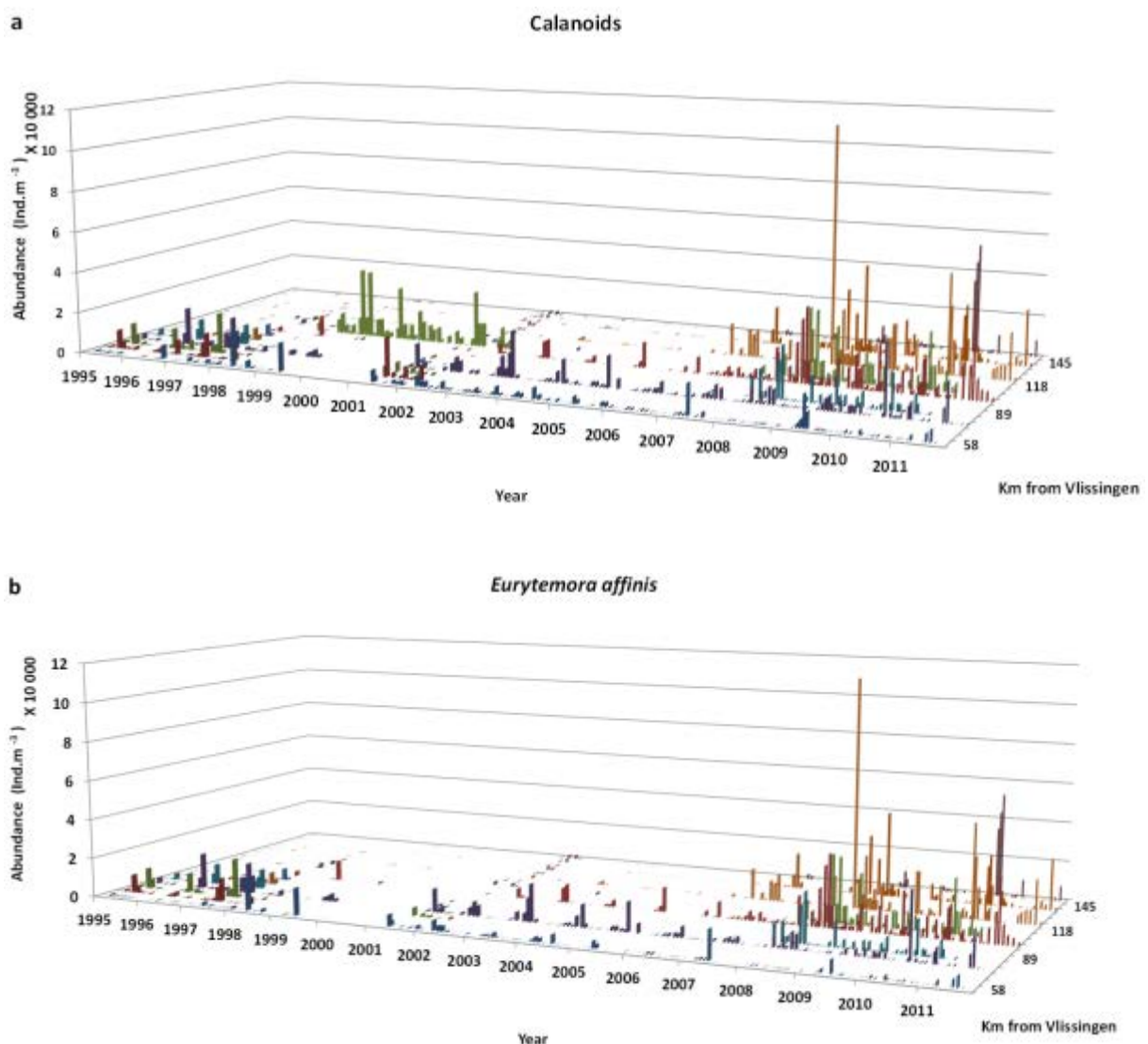


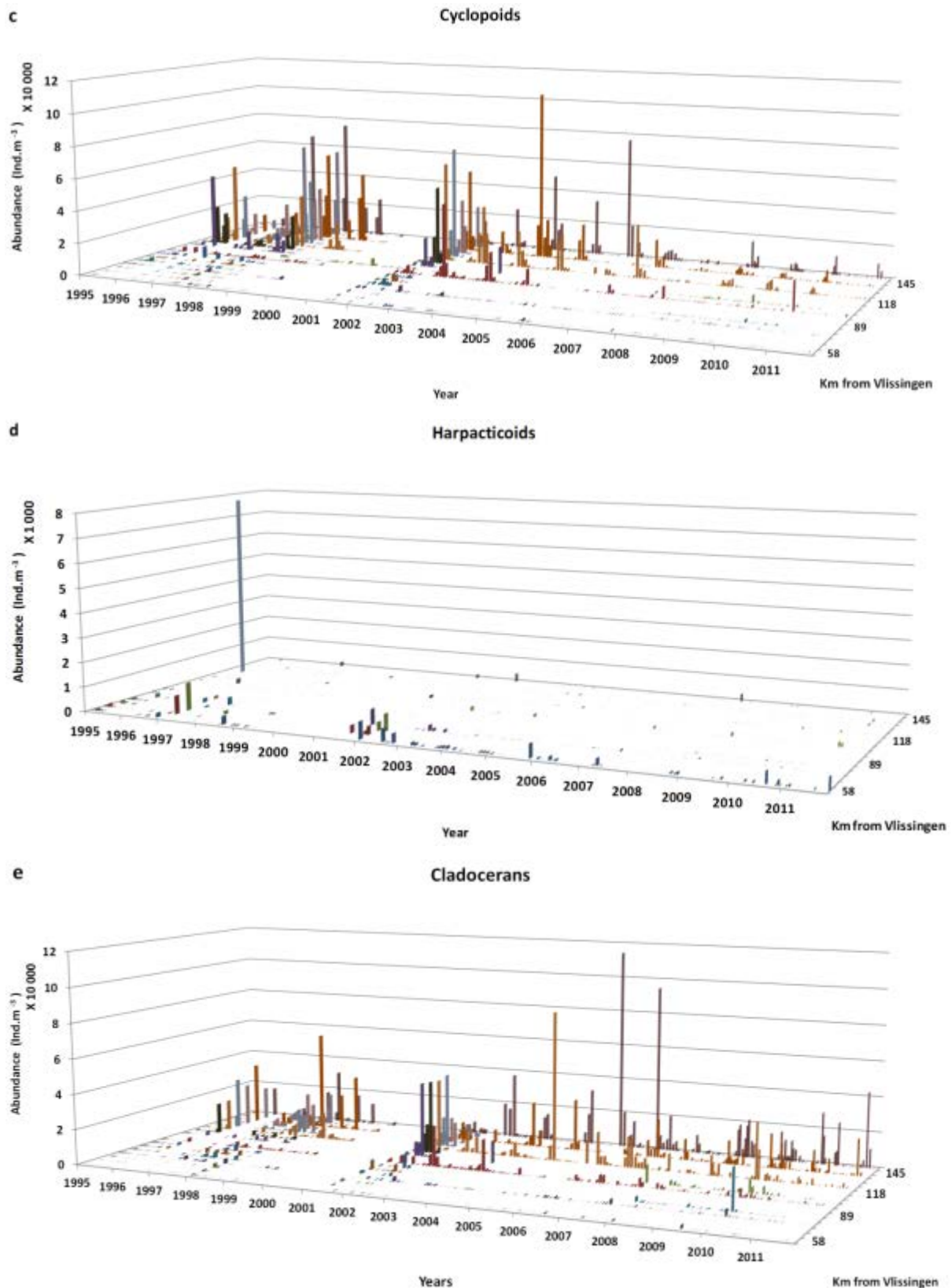
Figuur 7.3: Percentage of the crustacean mesozooplankton abundance made out by *E. affinis* in the brackish and freshwater zone of the Scheldt during the study period.

7.4.2. Spatio-temporal distribution of zooplankton groups.

The spatio-temporal distribution over the entire OMES sampling zone (brackish and freshwater) of the zooplankton groups is shown in [Figuur 7.4a-e](#).

[Figuur 7.4a](#) and b, illustrate the substantial shift which has taken place in the abundance of calanoid copepods (mainly represented by *E. affinis*) from the brackish water zone toward the freshwater zone. This shift manifested started in 2006 and itself clearly in 2007. In 2008, calanoids reached peak abundances in the freshwater zone. In 2009 however, calanoid (and *E. affinis*) abundance has decreased to levels comparable with the pre-2007 period, but abundance increased again during 2009-2012, with a maximum of 32400 ind.m⁻³ in Mai 2012. *E. affinis* is in recent years present over the entire estuary sampled, whereas before, it was found practically only in the brackish water zone. Moreover, *E. affinis*, which was a typical spring species before 2007, has been present during most of the year since 2007.





Figuur 7.4: Spatio-temporal distribution of a) Calanoid copepods, b) *E. affinis* and c) Cyclopoid copepods d) Harpacticoid copepods and e) Cladocerans in the Scheldt estuary. Brackish water stations are in blue colours, freshwater stations in red.

Cyclopids ([Figuur 7.4c](#)) remained essentially restricted to the freshwater zone, but have decreased substantially in abundance since 2007. The detailed graph shows that their abundance has continued to decrease in recent years ([Figuur 7.4c](#)).

Harpacticoid copepods are only occasionally found, and practically exclusively in the brackish water zone. [Figuur 7.4d](#) shows that the peak abundances reached in 1996 and 2006 are in fact due to single sampling peaks.

The detailed spatio-temporal distribution of cladocerans ([Figuur 7.4e](#)), shows that, while these organisms are essentially restricted in the freshwater zone (upstream of km 89; Bazel), they were observed more downstream during 1997-1998, 2000, 2008 and 2010.

7.4.3. Comparison with the Westerschelde zooplankton community

[Figuur 7.5a](#) situates the abundance of adult and CV calanoid copepods within the total Schelde 2011 spatio-temporal pattern. This illustrates a very low calanoid abundance in the Westerschelde stations (km 0-57) as compared to the upstream stations (km 78 onwards), which harbor higher abundances during the entire observation period.

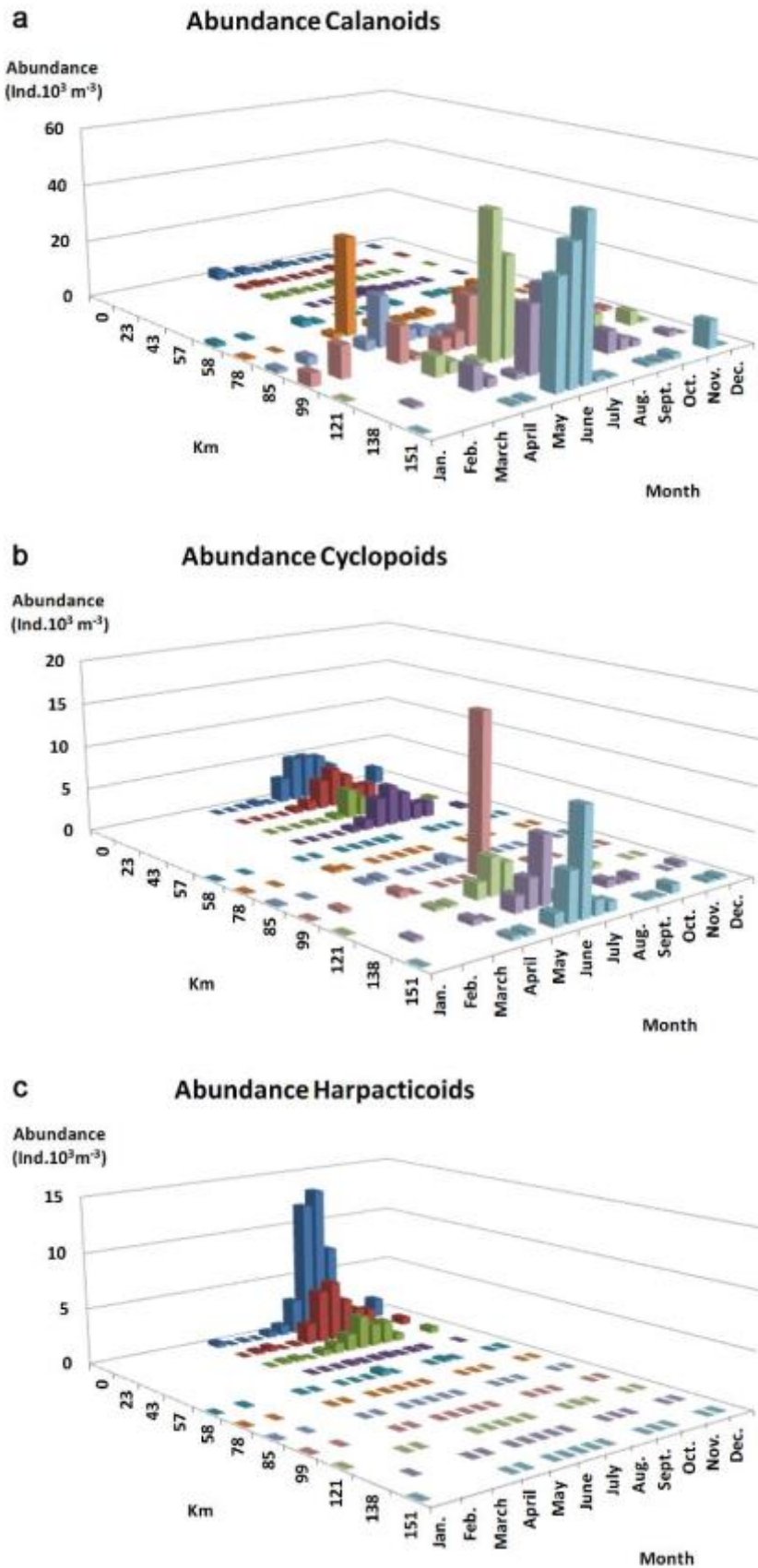
Abundance of cyclopoid adult and CV ([Figuur 7.5b.](#)) is more comparable in the Westerschelde and the Zeeschelde, except for high abundances peaks occurring in June in the Zeeschelde. The cyclopoid peaks occur rather in spring in the Zeeschelde and in summer in the Westerschelde, but it should be noted that early spring was not sampled in the Westerschelde.

Harpacticoid adult and CV ([Figuur 7.5c](#)) are clearly more abundant in the Westerschelde being quasi absent from the Zeeschelde.

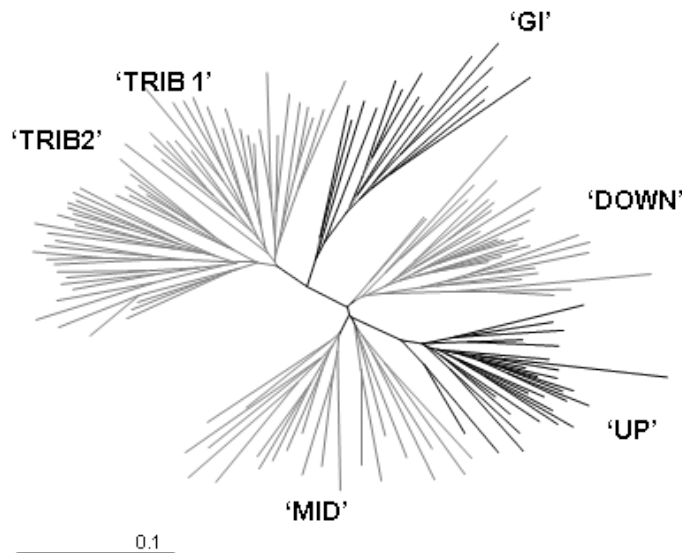
7.4.4. Genetic characterization of *E. affinis*

Classical distance analysis.

The unrooted tree obtained by distance analysis provided a clear discrimination of our four sampling sites ('DOWN'; 'MID'; 'UP'; 'GI') and a clearly separate cluster composed of a mixture of both tributaries' sampling ('TRIB1'; 'TRIB2') ([Figuur 7.6](#)). Individuals of all the distinct locations were well grouped in a same spindle-shape, except for one individual from 'GI' which was inserted in 'TRIB1/TRIB2' group and one individual from 'MID' which was inserted in 'DOWN' group. The geographic distant sampling ('GI') was well differentiated and inserted between tributaries and Scheldt clusters.



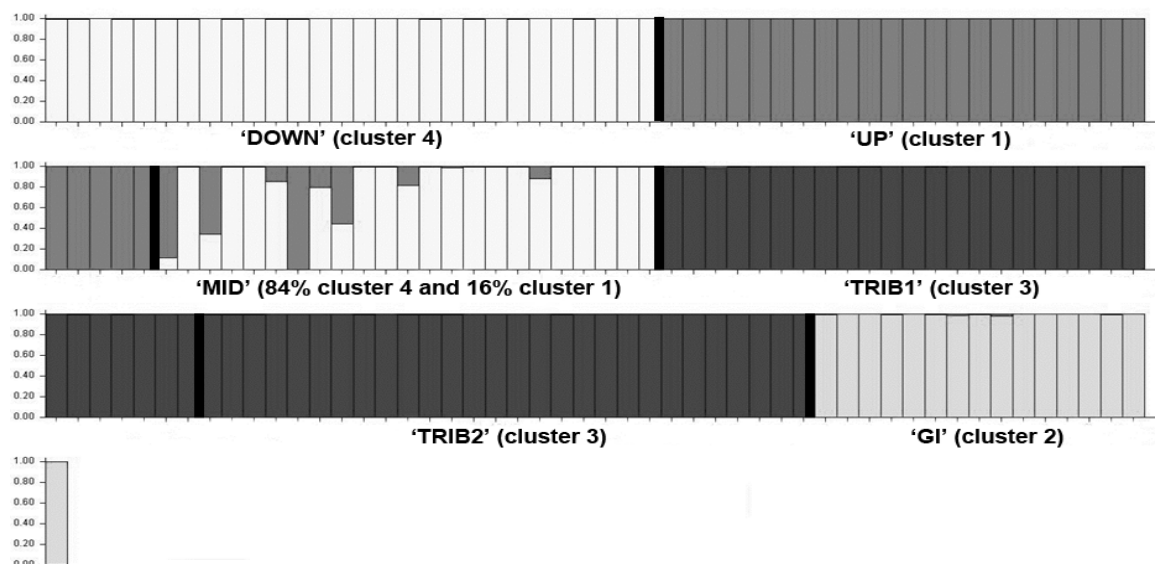
Figuur 7.5: Monthly mean abundance of CV and adult stages of a) calanoids, b) cyclopoids and c) harpacticoids in the total Schelde estuary, as compiled from 2011 Westerschelde and Zeeschelde MONEOS/ OMES data.



Figuur 7.6: Unrooted tree obtained by distance analyses of the 6 *E. affinis* populations.

Bayesian analysis

Individuals from the six sampled locations were arranged into four distinct genetic entities ($K=4$) in the basis of their membership probabilities (Q) given by STRUCTURE ([Tabel 7.2](#)). Gathering of initial sampled locations was evaluated through the Q values. Original groups were distributed into new clusters and with good affiliation probabilities ($Q>0.8$). Individuals from 'DOWN' (cluster 4), 'UP' (cluster 1) and 'GI' (cluster 2) presented distinct ISSRs patterns in their genomes. Individuals from 'MID', on the contrary presented a mixture of proportion from ISSRs profiles of 'DOWN' and 'UP' (cluster 4 and 1). 'TRIB1' and 'TRIB2' individuals were found together on the same genetic entity (cluster 3) with an indistinguishable genome ([Figuur 7.7](#)).



Figuur 7.7: Bayesian analysis of *E. affinis* performed by STRUCTURE 2.3.3 software with $K=4$. Each individual is represented by a single vertical line broken into K segments of length proportional to the estimated membership (probability q_i) in the K clusters.

Tabel 7.2: Probability (Q) of membership of individuals of the 6 initial populations of *E. affinis* to each of the 4 inferred clusters determined by STRUCTURE. The highest percentage of a sample assigned to one cluster, for K=4, is indicated in bold.

		Distinct genetic entities			
		1	2	3	4
Sites	‘DOWN’	0.001	0.000	0.000	0.999
	‘UP’	1.000	0.000	0.000	0.000
	‘MID’	0.164	0.000	0.000	0.836
	‘TRIB1’	0.001	0.000	0.999	0.000
	‘TRIB2’	0.001	0.000	0.999	0.000
	‘GI’	0.003	0.997	0.000	0.000

7.5. Discussion and perspectives

No clear trends in abundance of any of the zooplankton groups with time were observed in the brackish water zone. On the contrary, in the freshwater zone, calanoids (dominated by *E. affinis*) increases since 2007 while the other groups (cyclopids, cladocerans) showed lower abundances since 2007 than on average before.

While the spectacular increase of the dominant calanoid copepod *E. affinis* in the freshwater zone, observed in 2006-2008, did not persist in 2009-2010, the increase occurring 2011 and 2012 shows that the species is at present installed in the freshwater, upstream part of the Schelde. The species is now present over the entire OMES study zone and during most of the year.

Concomitantly with the increase in *E. affinis* abundance in the Zeeschelde, both cyclopoid copepods and cladocerans are severally decreasing in abundance in the freshwater stretch. The resulting strong dominance of *E. affinis* in the zooplankton community (44-89 % of copepods; 22-71 % of crustacean mesozooplankton) raises the question in how far water quality improvement has caused this decrease in mesozooplankton biodiversity. We have already suggested that apparently, cyclopoids — and to a lesser extent cladocerans— could only live in the upstream Schelde when water quality in this zone was too bad for *E. affinis* to live there (Tackx et al., 2010; Mialet et al., 2011). Observation of life zooplankton during the feeding experiments performed with Schelde water and zooplankton has also shown that *E. affinis* is less tolerant to being kept in water with high suspended matter concentration than cyclopoids.

The ‘move’ of *E. affinis* to the freshwater zone has been shown to be made possible by the increasing oxygen concentration (which can be considered as a proxy for water quality) in this area (Mialet et al., 2010). These authors have also shown that oxygen concentration needs to be sufficiently high in the middle zone of the estuary to allow *E. affinis* to occur upstream. This suggested that the downstream population and not the *E. affinis* population observed in the tributaries was at the origin of the upstream population. This hypothesis is now clearly confirmed by our genetic analysis, showing that the upstream and downstream *E. affinis* population are slightly genetically differentiated, but are the same species, as hybrids occur in the middle estuary.

The *E. affinis* population found in the main estuary is genetically different from the one in the tributaries. As no hybrids have been observed, there seem to be two distinct *E. affinis* species in the area. *E. affinis* in the Durme and in the Rupel are genetically quasi identical, which is surprising in view of the positioning of the two tributaries at opposite sides of the Scheldt. This means that the population of both tributaries are in contact through the Scheldt estuary, which they frequent without interbreeding with the estuarine population. This could be verified by sampling at several

stations in between the Durme and the Rupel mouth. Another possibility is trans-tributary transport of (resting) eggs by birds or vessels.

These findings imply that, to favor *E.affinis* abundance over the entire estuary, the oxygen concentration in the middle estuary should be kept above 1.6 mg L⁻¹ in order to ensure a continuum between the downstream and upstream populations. But do we really want *E. affinis* in the Zeeschelde, as it seems to cause a decrease in biodiversity?

The question now arises if the mesozooplankton biodiversity in the Zeeschelde (Tackx et al, 2004, Azémar, 2006, 2010), is 'the natural thing' or if it was an artifact created by pollution. Comparison with data from the late 1960ties and 1990ties (Tackx et al., 2005) showed a strong increase in abundance of rotifers, copepods and cladocerans in between 1967 and 2002 in the freshwater Schelde. In 2002, the copepod population in the freshwater Schelde was strongly dominated by cyclopids, and *E. affinis* was absent (Azémar, 2007). So during the first phase of water quality improvement (Van Damme et al, 2005), as long as *E. affinis* was quasi-absent from the upstream area of the Scheldt, the cyclopid community seems to have benefitted from it.

E. affinis is known as an important food source for sprat and herring in the Schelde (Maes et al., 2005). Diets (and selectivity) of fish species presently occurring on the Zeeschelde should be taken into account in order to evaluate the ecologic importance of the '*E. affinis* invasion' in the Zeeschelde. Another important trophic aspect is the fact that silica depletion might change algal composition and favor non-diatom phytoplankton blooms (Cox et al., 2009). The feeding selectivity of *E. affinis* for phytoplankton has been demonstrated, but mainly for diatoms (Gasparini & Castel, 1997, Tackx et al., 2003). However, the species is flexible in its feeding mode, being able to feed on detritus, or even being carnivorous (Nzigou, 2013). Will an *E. affinis* dominated mesozooplankton community be more or less performing in controlling algal blooms that a diversified community? The feeding experiments performed in spring 2013 will be repeated in 2014 to answer this question. We should however not underestimate the feeding potential of the microzooplankton community, which will be the subject of incubation experiments in fall 2013.

While the present combination with Westerschelde samples is only a first, incomplete analysis, it confirms the higher abundance of mesozooplankton in the Zeeschelde as compared to the Westerschelde (Azémar, 2006). It will be of interest to further study change in mesozooplankton community composition occurring at the brackish-freshwater boundary. The present data suggest (Figuur 7.4) that this change occurs rather abrupt, which is surprising in a continuously tide driven estuary. This aspect will be further studied using salinity zone rather than geographic zones to separate the freshwater and brackish water stretch.

Remarkable is also that, in the Westerschelde samples, no *E. affinis* was found, whereas it was abundant in the Westerschelde in the 1990ties (Soetaert & Van Rijswijk, 1993). This is probably due to the fact that sampling in the Westerschelde only started in June 2011, and will be clarified by combining the 2012-'13 data from the MONEOS sampling in Westerschelde and Zeeschelde.

7.6. Acknowledgements

This research was conducted within the framework of OMES (Onderzoek Milieu–Effecten Sigmaplan financed by Waterwegen en Zeekanaal NV and coordinated by ECOBE, University of Antwerpen. We are indebted to the crews of the vessels Veremans and Scaldis I for assistance during sampling.

7.7. References

- Amoros, C., 1984. Crustacés Cladocères. *Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*. 72-145.
- Azémar, F., 2007. Ecologie du zooplancton de l'estuaire de l'Escaut (Belgique/Pays bas). Doctorat de l'Université Paul Sabatier, Toulouse 3.
- Azémar F., T. Maris, B. Mialet, H. Segers, S. Van Damme, P. Meire & M. Tackx, 2010. Rotifers in the Schelde estuary (Belgium): a test of taxonomic relevance. *Journal of Plankton Research*, 32: 981-997.
- Cox, T. J. S., T. Maris, K. Soetaert, D. J. Conley, S. Van Damme, P. Meire, J. J. Middelburg, M. Vos & E. Struyf, 2009. A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication: the Schelde case study. *Biogeosciences*, 6, 2935–2948.
- Dussart, B., 1967, Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. 500 pp.
- Dussart, B., 1969, Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. 292 pp.
- Eberl, R., Cohen, S., Cipriano, F., Carpenter, E.J., 2007. *Aquatic Biology* 1, 33–43.
- Einsle, U., 1996, Copepoda: Cyclopoida - Genera *Cyclops*, *Megacyclops*, *Acanthocyclops* -. SPB Academic Publishing, 83 pp.
- Fernandez-Leborans, G., 2009. A review of recently described epibioses of ciliate protozoa on crustacea. *Crustaceana* 82: 167-189.
- Gasmi, S., 2013. Diversité génétique au sein du complexe d'espèces *Eurytemora affinis* dans l'Estuaire de l'Escaut et ses tributaires: méthode ISSR-PCR. Rapport DUFAS UPPA.
- Gasparini, S. & Castel, J., 1997. Autotrophic and heterotrophic nanoplankton in the diet of estuarine copepods *Eurytemora affinis* and *Acartia bifilosa*. *Journal of Plankton Research* 19, 877-890.
- Karaytug, S., 1999, Genera *Paracyclops*, *Ochridacyclops* and key to the Eucyclopinae. Backhuys Publishing, 217 pp.
- Kiefer, F., 1978, Das Zoöplankton Der Binnengewässer. 2 Teil. 343 pp.
- Koste, W., 1978, Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Lee, C. E. & M. A. Bell, 1999. Causes and consequences of recent freshwater invasions by saltwater animals, *TREE* 14.
- Lee, C. E., J. L. Remfert & G. W. Gelembiuk, 2003. Evolution of physiological tolerance and performance during freshwater invasions, *Integr. Com. Biol.* 43: 439-449.
- Maes, J., M. Tackx & K. Soetaert, 2005. The predation impact of juvenile herring and sprat on estuarine copepods. *Hydrobiologia*, 540: 225 -235.
- Mialet, B., F. Azémar, T. Maris, C. Sossou, P. Ruiz, M. Lionard, S. Van Damme, A. Lecerf, K. Muylaert, N. Toumi & M. Tackx, 2010. Spatial spring distribution of the copepod *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in a restoring estuary, the Scheldt (Belgium), *Est. Coast. Shelf Sci.* 88: 116-124.
- Mialet, B., J. Gouzou, F. Azémar, T. Maris, C. Sossou, N. Toumi, S. Van Damme, P. Meire, and M. Tackx. 2011. Response of zooplankton to improving water quality in the Scheldt estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93:47-57.
- Nzigou, R., 2013 Production primaire et fonctionnement écologique en milieu estuarien turbide. PhD thesis, Bordeaux University.
- Pontin, R. M., 1978, A key to British Freshwater Planktonic Rotifera. Freshwater Biological Association Scientific Publication, Kendal, 178 pp.
- Pourriot, R. & A.-J. Francez, 1986. Rotifères. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 148-176.
- Pritchard, J.K., Stephens, M., Donnelly, P., 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155, 945–959.
- Ruttner-Kolisko, A., 1972. Rotatoria. In Schweizerbart'sche, E. (ed.), Das Zooplankton der Binnengewässer. Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 118-131.

- Segers, H., 1995, Rotifera. Volume 2: The Lecanidae (Monogononta). SPB Academic Publishing, The Hague, 226 pp.
- Swofford, D.L., 2001. PAUP Phylogenetic analysis using parsimony. Sinauer, Sunderland, MA (Version 4.0b10).
- Tackx, M., N. De Pauw, R. Van Mieghem, F. Azémar, A. Hannouti, S. Van Damme, F. Fiers, N. Daro & P. Meire, 2004. Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands. Spatial and temporal patterns. *Journal of Plankton Res*, 26: 133-141. (1.707)
- Tackx, M., F. Azémar & S. Boulêtreau, 2004. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Perceel 6. Micro - en mesozoöplankton. Verslag 2002 - 2003. 19pp.
- Tackx, M., F. Azémar, S. Boulêtreau, N. De Pauw, K. Bakker, B. Sautour, S. Gasparini, K. Soetaert, S. Van Damme & P. Meire, 2005. Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and The Netherlands. Long term trends in spring populations. *Hydrobiologia*, 540: 275-278.
- Tackx, M. B. Mialet, F. Azémar, C. Sossou, J. Gouzou & N. Toumi, 2010. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Perceel 6. Micro - en mesozoöplankton. Verslag 2009 - 2010. 20pp.
- Ueda, H., 2003, Copepoda: Cyclopoida. Genera *Mesocyclops* and *Thermocyclops*. Backhuys Publishing, 317 pp.
- Van Damme S., E. Struyf, T. Maris, T. Ysebaert, F. Dehairs, M. Tackx & P. Meire, 2005. Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach. *Hydrobiologia*, 540: 29-45.

Hoofdstuk 8. Opwaardering van de OMES databank

Elien Dewitte

Annelies Goffin

Eindverslag voor deelstudie 8, periode 2012

Flanders Marine Institute/ Vlaams Instituut voor de Zee VLIZ
Marine & Coastal Research & Management in Flanders

Dir. Jan Mees

8.1. Inleiding

De OMES databank werd actueel gehouden door het toevoegen, kwaliteitscontroleren en integreren van de nieuw gegenereerde gegevens uit de lopende monitoring van 2011-2012. Partners leveren data aan in een dataformaat die een semi-automatische import van gegevens toelaat.

Aan de volgende activiteiten werd gedurende 2012 verder aandacht besteed:

- Databank
 - Toevoegen van gegevens
 - Archiveren van data in Marien Data Archief
 - Extractie db uit IMERS
 - Exports voor partners organiseren
- Rapportering OMES data in kader van Vlaams-Nederlandse samenwerking

8.2. Databank

8.2.1. Toevoegen van gegevens aan de databank

- opvragen en importeren van data in IMERS
- kwaliteitscontrole niveau 1 : doubles, missing data, irregularities
identificeren gaps in data+ requests bij partners (oa. 13uurs-metingen)

Aangeleverde data: import in IMERS

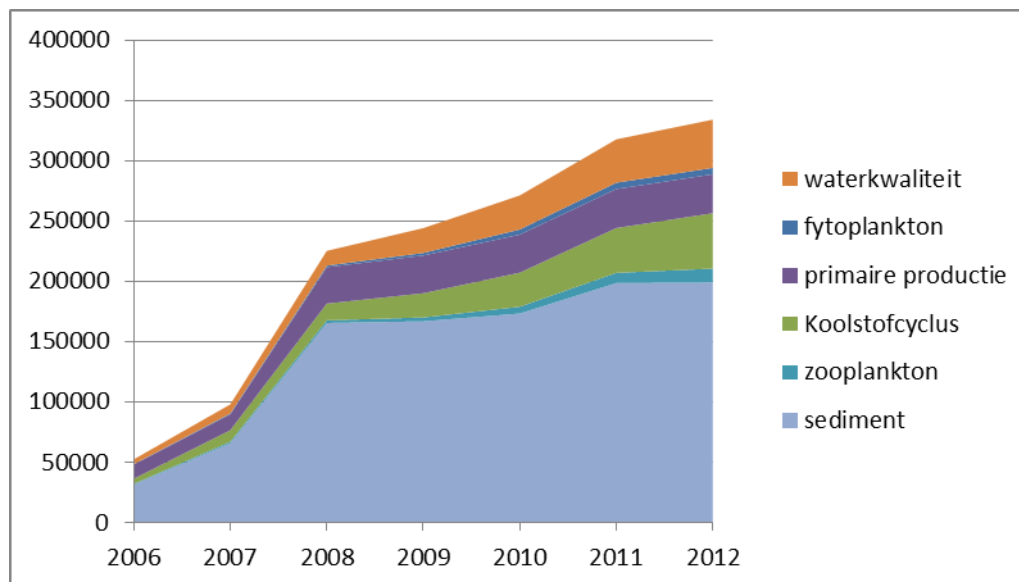
De OMES databank wordt continu verder aangevuld met nieuwe monitoringsgegevens via gestandaardiseerde dataformaten (sinds 2010).

In [Figuur 8.1](#) en [Tabel 8.1](#) wordt een overzicht van de invoer van data sinds 2006 gegeven. Dit is de data die we aangeleverd kregen per jaar, waarbij geen onderscheid gemaakt werd tussen 13uurs-data en de monitoring data.

Tabel 8.1: aantal records toegevoegd sinds 2006 per thema

* data wordt standaard later aangeleverd, omwille van de verwerking van de gegevens

thema	laatst campagnedata	aantal records	13uurs
fytoplankton	12-dec-12	40019	-
koolstofcyclus	12-dec-12	10049	1450
primaire productie	14-dec-11*	7231	25088
sedimentologie	23-nov-11*	36797	162256
waterkwaliteit	12-dec-12	45890	-
zooplankton	13-dec-11*	5276	-



Figuur 8.1: Cumulatief aantal toegevoegde records per jaar sinds 2006. 13uurs-metingen worden bij het thema gerekend.

kwaliteitscontrole

in 2012 werd een uitgebreide inhaalactie ondernomen om de 13-uursdata op te vragen en op te nemen. Deze data wordt niet altijd consequent doorgestuurd naar het VLIZ. Het aantal 13uursgegevens steeg met een 2500 tal records, maar nog steeds ontbreken wat gegevens. In 2012 werd een request gestuurd naar de partners om de data die nog niet aangeleverd was door te sturen.

Dataformaten en files die geïntegreerd werden in de OMESdatabank worden gearchiveerd eveneens in het online beveiligd Marien Data Archief binnen de context OMES. (<http://mda.vliz.be>)

8.2.2. Extractie db uit IMERS

Door het VLIZ werd een access -databank ontwikkeld waarmee op een gebruiksvriendelijke manier de volledige OMES-dataset te bevragen is. De inhoud van deze databank bestaat uit een extractie

van de OMES-gegevens uit het IMERS-datasysteem van het VLIZ. Hierbij worden sommige parameterwaarden geconverteerd om aan een standaardunit te voldoen (mg/l-mmol/l). Externe data tabellen kunnen gemakkelijk opgeladen en gelinkt worden aan de OMES data zodat deze mee beschikbaar worden voor analyse cfr VMM data.

De databank kan echter niet gebruikt worden om zelf nieuwe data in te voeren. Data invoer en beheer blijft één van de taken binnen het datamanagement van het OMES project en wordt dus door het VLIZ uitgevoerd. Op regelmatige basis of op aanvraag zal een update van de OMES-databank uitgevoerd worden.

8.2.3. Exports

Vliz voerde in 2012 een 7-tal exports uit voor de verschillende onderzoekers, om een analyse te doen van de resultaten. Deze data werd na de aanvraag zo snel mogelijk aangeleverd. Hierbij waren 4 aanvragen van partners, en 3 externe aanvragen.

Tabel 8.2: overzicht aanvragen van data in 2012

Datum	Instituut	Doel	Welke opvraging
Externe aanvraag			
1/03/2012	Yannick De Ponthière (promotor: Van Damme S.)	thesis UA	distributedgegevens Phytoplankton
6/06/2012	Paul Vanderkimpen (Vlaanderen-MOW)		Chloride, temp en geleidbaarheid
28/08/2012	Maarten Stevens	Distributie Zooplanton	zooplanktongegevens 2007-2011
Interne aanvraag			
1/02/2012	Micky Tacx	analyse omes	Waterkwaliteit +chlorofyl
21/05/2012	Jacco kromkamp	primaire productiviteiten berekenen	primaire productiviteit van ulb
19/07/2012	Micky Tacx	Aanvulling gegevens	BOD
16/10/2012	Evelyn Buyze	Aanvulling gegevens	Fysicochemische parameters
26/11/2012	Evelyn Buyze	Aanvulling gegevens	Chlorofyl

8.2.4. Rapportering OMES data in kader van Vlaams-Nederlandse samenwerking – T2009

Het nieuwe gezamenlijke onderzoeks -en monitoringsprogramma rond de langetermijnvisie Schelde-estuarium, gelanceerd in 2009, beoogt een sterkere samenwerking tussen de Vlaamse en Nederlandse overheid. Hiervoor werd een nieuwe werkingstructuur werkgroep Onderzoek en Monitoring (O&M) uitgewerkt. Het OMES-project valt binnen dit onderzoeks- en monitoringsprogramma en alle data verzameld binnen dit project wordt beschikbaar gesteld voor de rapportering en evaluatie langetermijnvisie Schelde-estuarium. VLIZ bouwde een dataportaal uit binnen het project Scheldemonitor (<http://www.scheldemonitor.org>) waar alle datasets die binnen het monitoringsprogramma verzameld worden alsook oudere datasets relevant voor de evaluatie en beschreven binnen de langetermijnvisie Schelde-estuarium samengebracht worden in een beveiligd

platform. Aangezien VLIZ verantwoordelijk is voor het beheer van de OMES-databank, neemt ze ook de transfer van de OMES gegevens naar dit dataportaal alsook de aanlevering naar de opdrachtgever en - nemer voor zijn rekening. Op 5 juni 2012 werd de OMES data samen met de data van andere providers aan het T2009 consortium dat de opdracht van de evaluatie binnenhaalde, aangeleverd.

Hoofdstuk 9. Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden

L. Oosterlee

T. Maris

S. Temmerman

P. Meire

Eindverslag voor deelstudie 9, periode 2012

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (ECOB), dep. Biologie, Universiteit Antwerpen
Campus Drie Eiken, Universiteitsplein 1, 2160 Wilrijk.

9.1. Inleiding

Onderzoek naar de effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden, en in het bijzonder op gecontroleerde overstromingsgebieden met een gecontroleerd gereduceerd getij, vormen de kerntaak van deeltaak 9.

Sinds 2006 is de klemtoon van het onderzoek van deeltaak 9 verschoven naar het pilootproject Lippenbroek. Het onderzoek in de mesocosmosopstelling te Wilrijk werd afgebouwd, en is sinds 2009 geen onderdeel meer van het OMES onderzoek.

De monitoring van de aantakking “Burchtse Weel” werd in 2010 toegevoegd aan het OMES programma. Deze aantakking werd als mitigerende maatregel in het kader van de Oosterweelverbinding door W&Z gebouwd in opdracht van BAM. Voor dit gebied werd een afzonderlijk monitoringsprogramma opgesteld. De resultaten zijn in een afzonderlijke studie uitgewerkt, welke in dit hoofdstuk werd opgenomen.

9.2. Burchtse Weel: Onderzoek naar knelpunten en potenties

9.2.1. Inleiding

In 2011 werd de Burchtse Weel via een sluizencomplex open gesteld aan het dagelijkse getij, als mitigerende maatregel voor mogelijke negatieve effecten van de bouw van een Scheldetunnel op de daar aanwezige watergebonden natuur. Dit project werd ontworpen en gefinancierd door BAM. Voor de bouw werd, omwille van de grote expertise met het realiseren van natuurontwikkelingsprojecten in het getijdengebied van de Schelde, beroep gedaan op W&Z.

Na realisatie van het gebied werd door BAM geen monitoring- of beheerprogramma opgesteld. Nochtans werd vrij snel duidelijk dat het gebied, door zeer sterke aanslibbing, niet voldoet aan de gestelde doelen. Omdat Burchtse Weel op termijn door BAM overgedragen zal worden aan W&Z, wenste W&Z een duidelijk beeld van de huidige situatie in het gebied, de te verwachten trends en

mogelijkheden voor toekomstig beheer. Daarom werd door de Universiteit Antwerpen een beperkt monitoringsprogramma opgestart, in het kader van het OMES project.

Deze studie, gebaseerd op de resultaten van die monitoring, beschrijft in een eerste luik de huidige problemen in het gebied. In een tweede luik worden verschillende beheeralternatieven voorgesteld.

9.2.2. Probleemstelling

Burchtse Weel werd in januari 2011 als aantakking onderhevig aan de dagelijkse invloed van het getij in de Schelde. Dagelijks stroomt Scheldewater in en uit. Met die dagelijkse waterbeweging wordt ook slib vanuit de Schelde het gebied in gebracht en hoogt het gebied te snel op, zodat momenteel de ecologische waarde(nog) beperkt is. De snelle aanslibbing kan ook de afwatering van de Laarbeek op termijn hinderen. Zonder bijkomende ingrepen is het weinig waarschijnlijk dat Burchtse Weel op korte tot middellange termijn het gewenste eindbeeld zal bereiken en geschikt is als mitigerende maatregel.

Oorspronkelijke doelstelling

De slikken en schorren van de Beneden Zeeschelde zijn beschermde habitats (Habitat Richtlijn). Werkzaamheden in de Zeeschelde mogen dus geen negatieve invloed hebben op deze beschermde habitats, zoniet zijn gepaste maatregelen noodzakelijk. De aanleg van Burchtse Weel kadert in die verplichtingen en heeft als doel het creëren van estuariene natuur (slikken en schorren), als mitigerende maatregel voor tijdelijke verliezen bij de aanleg van een tunnel onder de Schelde.

De term estuariene natuur is breed. Er is voor Burchtse weel geen duidelijke visie over welk type estuariene natuur wordt nagestreefd, met concrete doelstellingen. In het verzoek tot MER ontheffing¹ wordt door Van Doninck et al. (2006) vermeld:

“Er wordt voor geopteerd de waterplas in het noordoosten uit te breiden en deze bijkomende oppervlakte gradueel af te graven zodanig dat het hoogstgelegen afgegraven gebied ongeveer tweewekelijks overstroomt en dus aanleiding geeft tot het ontwikkelen van schorgebied. Het lager gelegen afgegraven gebied kan tweemaal per dag onder water staan en zo de ontwikkeling van slikken bevorderen.”

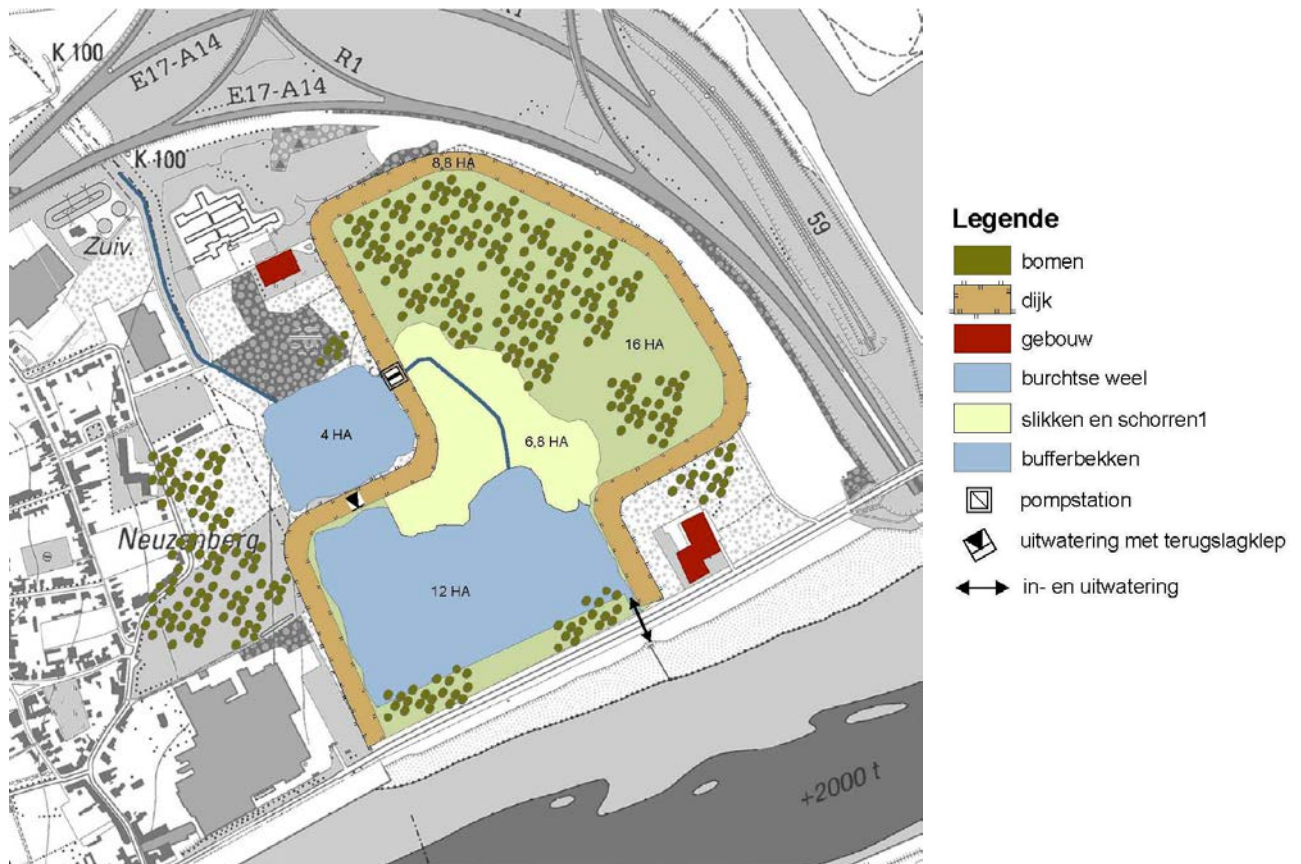
Een ontwerp schets ([Figuur 9.1](#)) toont het verwachte eindbeeld. In het noordoosten wordt een slik- en schorzone verwacht, terwijl het deel tegen de Schelde aan een grote plas blijft die wel de dagelijks met het Scheldepeil mee beweegt. Voor fauna en flora concluderen Van Doninck et al. (2006):

“Als gevolg van het project wordt de natuurwaarde van Burchtse Weel sterk opgewaardeerd. De vergrote waterplas zal een geschikte uitwijkplaats voor de watergebonden avifauna zijn, die momenteel verblijft in het gebied Blokkersdijk. Binnen het ecologische netwerk van gebieden wordt een stapsteen verhoogd in ecologische kwaliteit.”

Om de afwatering van de Laarbeek te verzekeren, wordt in het noorden van het plangebied een bufferbekken aangelegd in combinatie met een pompstation zodat de permanente afwatering van de Laarbeek verzekerd wordt. Om een zo economisch mogelijke dagdagelijkse werking van het pompstation te garanderen wordt tevens een gravitaire afwateringsmogelijkheid tussen wachtbekken en Burchtse Weel voorzien die in werking zal zijn tijdens laagwaterstanden van de

¹ Nicole Van Doninck, 2006. Project “Herinrichting Burchtse Weel” te Linkeroever Antwerpen in het kader van de aanleg van de Oosterweelverbinding. Verzoek tot ontheffing Milieueffectrapportage. TV SAM.

Schelde. De koppeling van bufferbekken en Burchtse Weel moet een optimale doorstroming van het water garanderen en zo excessieve sedimentatie in de weel tegen gaan.



Figuur 9.1: Ontwerpschets Burchtse Weel

Ontwerp van het getijdengebied

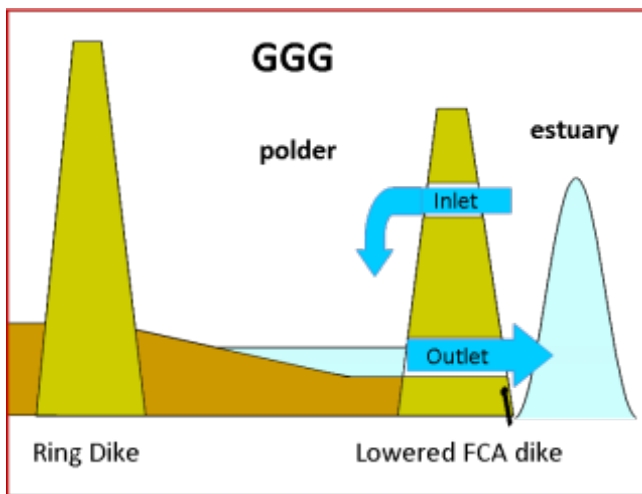
De weel werd via een sluizensysteem in open verbinding gesteld met de Schelde, waardoor getij kan spelen in het gebied en de Burchtse weel dus als estuarien kan bestempeld worden. Het betreft hier een **aantakking**, waarbij lage sluisen zonder kleppen instaan voor in- en uitstroom. Verkeerdelijk wordt soms de term **GGG** (gecontroleerd gereduceerd getij) gehanteerd als men over Burchtse Weel schrijft. Ook in toekomstbeelden voor het gebied werd de Burchtse Weel wel eens vergeleken met het GGG Lippenbroek. Echter, Burchtse Weel werkt in tegenstelling tot Lippenbroek en alle andere GGG's, met een ander sluisprincipe. Dit resulteert in belangrijke gevolgen voor het ecosysteem functioneren en leidt bovendien tot een aantal onzekerheden. Resultaten van Lippenbroek kunnen dus niet zomaar toepast worden op de Burchtse Weel.

Hieronder worden de belangrijkste verschillen opgelijst tussen een klassiek GGG zoals Lippenbroek en een aantakking zoals de Burchtse Weel.

GGG Lippenbroek

Lippenbroek is een GGG: gecontroleerd gereduceerd getij. Een GGG heeft een hoge inlaatsluis en een lage uitlaatsluis. Door middel van de sluisen wordt het getij drastisch gereduceerd. Dit betekent voor Lippenbroek een reductie van ca 3 meter voor de hoogwaters in de polder ten opzichte van de Schelde. Bij die reductie blijft echter het verschil in waterstand tussen springtij en doottij behouden. Bij doottij komt er nauwelijks water in een GGG, bij springtij veel. Het springtij-doottij verschil is een belangrijke eigenschap van natuurlijke slik-schorsystemen en van groot belang voor het ontwikkelen

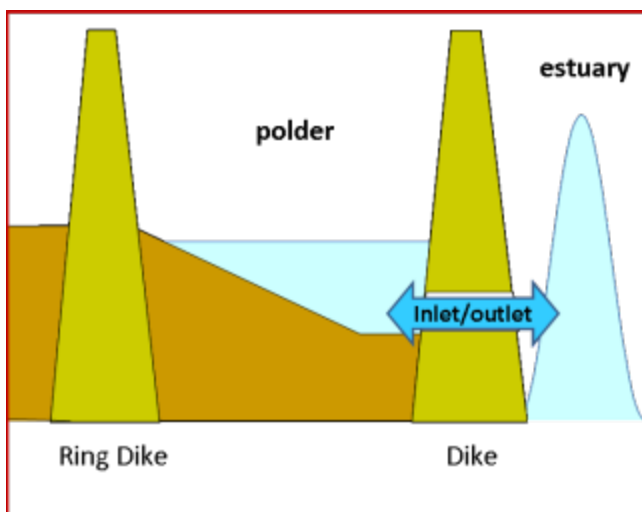
van een functioneel en divers schorrenlandschap. De springtij – doottij variatie zorgt immers voor een grote waaier aan overstromingsfrequenties en dus voor een grote diversiteit binnen het gebied.



Figuur 9.2: GGG Lippenbroek

Aantakking Burchtse Weel

Bij Burchtse Weel wordt in hoofdzaak maar 1 constructie gebruikt voor in- en uitlaat: een laag geplaatste sluis. In Burchtse Weel wordt hierdoor de tijhoogte en de tijamplitude amper gereduceerd. Verschil tussen springtij en doottij wordt een beetje gedempt. Burchtse Weel mag daarom geen GGG genoemd worden. Aantakking is daarom een betere term. Ook de Engelse term Regulated Tidal Exchange (RTE) is een gebruikte term voor gebieden waar op een gelijkaardige, gecontroleerde wijze getij wordt toegelaten.



Figuur 9.3: Aantakking Burchtse Weel

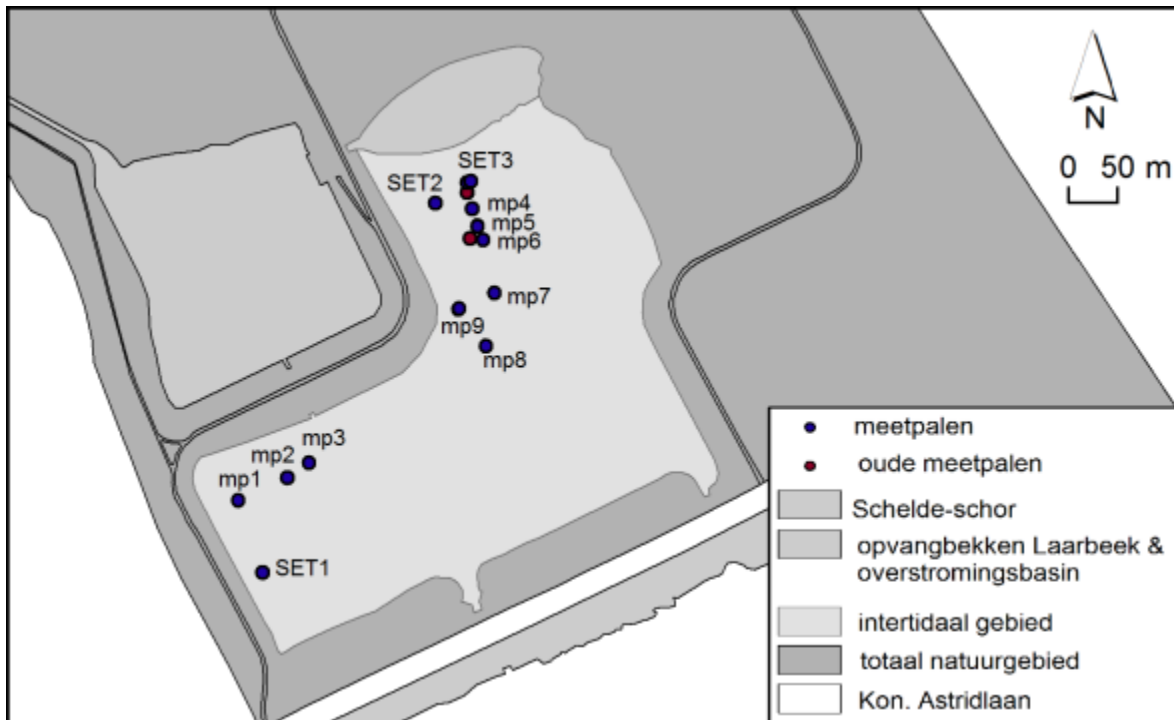
Dit afwijkende sluisconcept zorgt voor grote verschillen tussen Lippenbroek en Burchtse Weel. Voor een vergelijkbare overstroomde oppervlakte, wordt in Burchtse Weel ongeveer 10 maal meer water uitgewisseld. Overstromingshoogte, duur en frequentie verschilt sterk ten opzichte van Lippenbroek. Modellen en kennis over de evolutie van GGG's zijn daarom niet zomaar toepasbaar op Burchtse Weel. Andere overstromingsfrequenties zullen leiden tot andere vegetatiepatronen. Ook sedimentatie en erosiepatronen zijn anders. Als het tijvolume in Burchtse Weel 10 maal groter is, is de instroom van zwevende stoffen ook veel groter en zal de weel ook sneller opslibben. Bovendien ontvangt Lippenbroek de bovenste waterlagen. In Burcht is er instroom van waterlagen kort bij de bodem, waterlagen die een veel hogere vracht aan zwevende stof met zich meebrengen.

Huidige situatie Burchtse Weel

De nieuwe sluisen van Burchtse Weel naar de Schelde zijn op 21 januari 2011 opengezet. Wegens technische problemen met een oude sluis en het bovenliggende riool zijn op 15 juli 2011 de sluisen weer gesloten. Inmiddels zijn de technische problemen opgelost, en zijn de sluisen op 22 maart 2013 weer opengesteld. Het gebied staat dus dagelijks in contact met de Schelde.

Sedimentatie- en erosieprocessen

In het kader van OMES werd een beperkt monitoringsprogramma opgestart, in hoofdzaak om de snelle sedimentatieproblematiek op te volgen. Begin april 2011 heeft de UA meetinstallaties (SET; Surface Elevation Table) op 3 locaties in de voormalige weel geplaatst, gebaseerd op verschillende hoogteliggingen t.o.v. gemiddeld hoogwater. Met een SET opstelling kan zeer nauwkeurig de hoogteverandering van een plot opgemeten worden. In maart 2012 is er een extra SET geplaatst, omdat de oorspronkelijke SET2 niet meer bruikbaar was door hoge opslibbing: de opstelling was volledig verdwenen onder de sliblaag. **Figuur 9.4** is een plattegrond van het gebied, gebaseerd op luchtfoto's en exacte metingen met een dGPS, met daarin de locaties van de huidige 3 SET's weergegeven. MP9 is een markerpaal die op de locatie van de oorspronkelijke SET2 staat.



Figuur 9.4: overzicht van meetpunten in de Burchtse Weel. SET1 t/m 3 zijn SET-locaties waar hoogteveranderingen in detail worden gemeten, mp 1 t/m 9 zijn meetpalen waar hoogteveranderingen in minder detail worden gemeten.

De SET-methode is uiterst geschikt om hoogteveranderingen tot op 2 mm nauwkeurig te meten. Voor details van de SET-methode wordt verwezen naar OMES-rapport (Maris et al., 2008). Echter, door de hoge opslibbing is deze methode niet noodzakelijk te gebruiken, maar is gekozen voor een aanvullende, minder nauwkeurige methode van markerpalen. Markerpalen zijn kunststof palen met meetlint waarmee vanop de dijk, met behulp van een kijker, de aanslibbing kan opgevolgd worden. Op deze manier hoeft het gebied niet betreden te worden om toch de hoogteveranderingen van het sediment op die locatie te monitoren. In juni 2011 zijn verschillende markerpalen in het gebied geïnstalleerd. De eerste meting heeft plaatsgevonden op 14 juli, waardoor de palen vanaf dat moment enkel de compactie van het sediment op die locaties weergeeft. Vanaf maart 2013 wordt ook de verse aanslibbing gemeten op deze wijze.



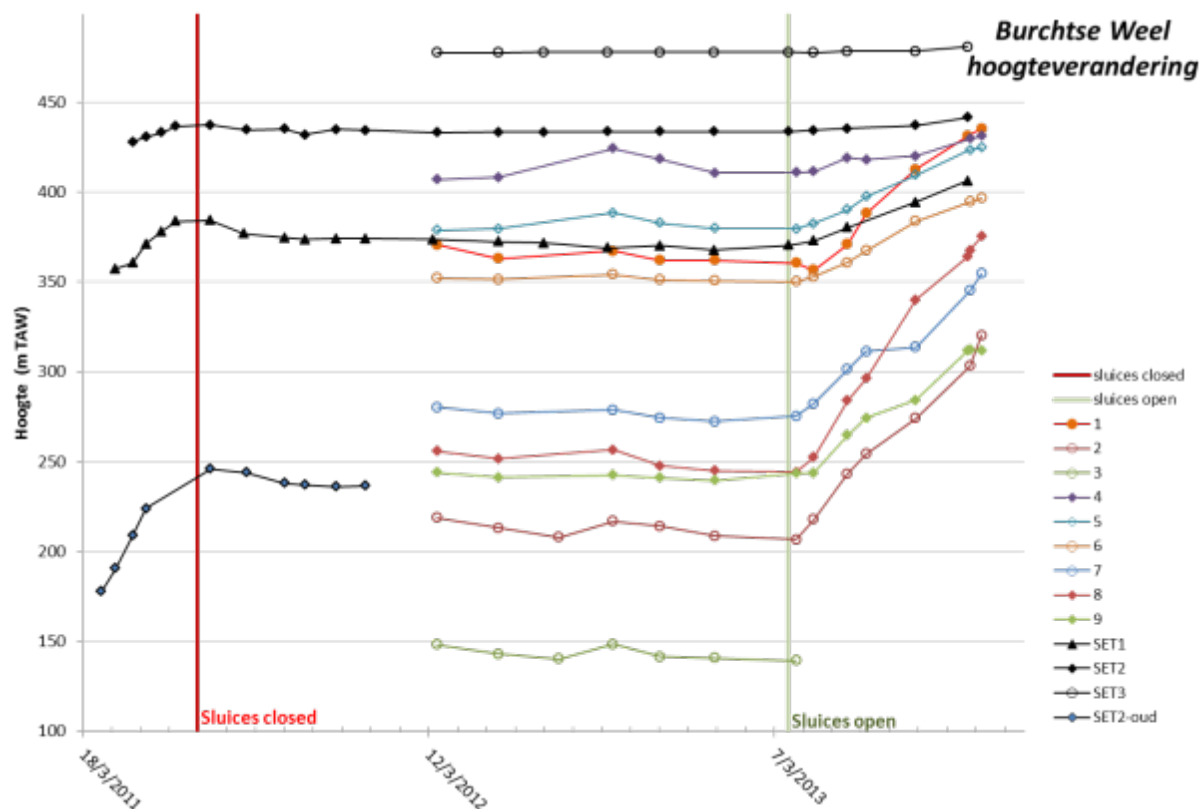
Figuur 9.5: SET meetopstelling

In maart 2013 zijn ook nieuwe markerpalen geplaatst. Het verschil met de oude palen is dat de nieuwe verankerd zijn aan een ijzeren staaf die minstens 4 meter in de grond is geslagen. Op deze manier kunnen de hoogtes van de meetpalen niet veranderen met inklinking en opzwellen van het sediment, wat tijdens de stillegging van het getij aan de orde was.

De resultaten van de SET en MP metingen tonen duidelijk een zeer snelle ophoging van het terrein aan ([Figuur 9.6](#)). In de eerste maanden na openstellen van het gebied was er op de lagere sites een aanslibbing van ca 1 cm/dag. Door de zeer snelle aanslibbing kreeg het slib niet de tijd om te ontwateren en te consolideren. Er ontstond een dikke laag vloeibare modder. Van kreekontwikkeling was geen sprake.

Na stilzetten van het getij van zomer 2011 tot voorjaar 2013 stopte uiteraard ook de aanslibbing. De markerpalen laten in deze periode een beperkte daling van het bodempeil zien op een aantal locaties. Daar waar een dikke verse sliblaag lag, is door ontwatering en inklinking de vloeibare slibmassa gecompecteerd, wat tot een beperkte daling van de hoogteligging leidde. Op de meeste plaatsen kon men het slib terug betreden zonder diep weg te zakken. In deze periode zijn ook tal van kleine maar diepe geultjes ontstaan in de moddervlakte.

Na heropenen van de sluizen zien we de aanslibbing terug even sterk door gaan. Er is wel een duidelijk patroon merkbaar: de laagst gelegen delen, die dus het meest overspoelen, hogen het snelste op. De hoogst gelegen delen kennen minder overspoeling en hogen dus trager op. Resultaat is dat Burchtse Weel globaal evolueert naar eenzelfde hoogteligging. Volledig vlak wordt de weel echter niet: brede glooiingen ontstaan momenteel, die de basis kunnen vormen voor een later krekenselsel. Die glooiingen liggen vaak op plaatsen waar kleine geultjes waren ontstaan tijdens het stilleggen van het getij. Een ander deel van die kleine krekenselsels zijn echter bedolven onder vers sediment. Dit verse sediment is op de meeste plaatsen nog zeer vloeibaar, zodat van een waardevol slik nog geen sprake is. Enkel op de randen van die glooiingen – krekenselsels in wording – is er goede drainage van het slib. Hier is stabiel en slib en zie je ook vogels wandelen: ze zakken daar niet meer weg.



Figuur 9.6: hoogteveranderingen sliblaag gemeten met SET (Surface elevation table) methode (SET1 tem SET3) en markerpalen (nrs 1 tem 9). De rode en groene lijnen duiden begin en einde aan van de periode waarin de sluizen gesloten werden.

Fauna en Flora

Na de sluiting van de sluizen in juli 2011 heeft het gebied lang de tijd gehad om te draineren waardoor planten de mogelijkheid vonden om het overgrote deel van het gebied te koloniseren. In deze periode vonden ook tal van broedvogels hun onderkomen in het gebied.

In de laagste delen die droog waren, koloniseerde moerasandijvie (*Tephrosia palustris*) de voormalige slikken, samen met een paar soorten zuring (*Rumex conglomeratus* & *R. maritimus*). Hogerop vestigden Canadese fijnstraal (*Conyza canadensis*), bezemkruiskruid (*Senecio inaequidens*), zeeaster (*Aster tripolium*) en harig wilgenroosje (*Epilobium hirsutum*) zich. De al bestaande rietkraag die het zwaar te verduren had onder het getij, groeide weer aan. Aan de andere kant van de weel, nog iets hogerop, werd meer reukloze kamille (*Tripleurospermum maritimum*) en verschillende andere soorten van *Epilobium* gevonden (*E. tetragonum* & *E. parviflorum*).

Langs de steeds dieper-vormende kreken werd lisdodde (*Typha latifolia*), blauwe waterereprijs (*Veronica anagallis-aquatica*), beekpunge (*Veronica beccabunga*) en reukloze kamille gevonden.

Tabel 3 geeft de totale soortenlijst weer van alle 63 soorten waargenomen in het getijdengebied kort na de periode van de sluiting van de sluizen. Echter, door de sterke aanslibbing die terug intrad na heropenen van de sluizen, is de meeste vegetatie weer verdwenen. Zelfs riet kan deze hoge sedimentatiesnelheden niet goed aan en heeft grote moeite om te overleven. Kort tegen de dijk, op de hoger gelegen delen, doet riet het wel goed en vormt op vele plaatsen een dicht vegetatiedek.

Tabel 3: soortenlijst van alle planten waargenomen in de Burchtse Weel in het getijdengebied kort na de periode van sluiting

<i>Arctium lappa</i>	grote klit
<i>Artemisia vulgaris</i>	bijvoet
<i>Aster tripolium</i>	zeeaster/zulte
<i>Atriplex littoralis</i>	strandmelde
<i>Buddleja davidii</i>	vlinderstruik
<i>Calamagrostis epigejos</i>	duinriet
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	herderstasje
<i>Carex pseudocyperus</i>	hoge cyperzegge
<i>Chamerion angustifolium</i>	wilgeroosje
<i>Chenopodium album</i>	melganzevoet
<i>Chenopodium glaucum</i>	zeegroene ganzevoet
<i>Chenopodium rubrum</i>	rode ganzevoet
<i>Cirsium arvense</i>	akkerdistel
<i>Cirsium vulgare</i>	speerdistel
<i>Conyza canadensis</i>	canadese fijnstraal
<i>Coronopus didymus</i>	varkenskers
<i>Epilobium hirsutum</i>	harig wilgenroosje
<i>Epilobium parviflorum</i>	viltige basterdwederik
<i>Epilobium tetragonum</i>	kantige basterdwederik
<i>Eupatorium cannabinum</i>	koninginnekruid
<i>Gnaphalium luteo-album</i>	bleekgele droogbloem
<i>Holcus lanatus</i>	gestreepte witbol
<i>Humulus lupulus</i>	hop
<i>Jacobea vulgaris</i>	jakobskruid
<i>Juncus bufonius</i>	greppelrus
<i>Juncus spec.</i>	zeegroene rus of pitrus
<i>Lactuca serriola</i>	kompassla
<i>Lycopus europaeus</i>	wolfspoot
<i>Lythrum salicaria</i>	grote kattestaart
<i>Myosotis spec.</i>	
<i>Oenothera spec</i>	teunisbloem
<i>Persicaria hydropiper</i>	waterpeper
<i>Petasites hybridus</i>	groot hoefblad
<i>Phragmites australis</i>	riet
<i>Plantago major</i>	grote weegbree
<i>Poa annua</i>	straatgras

<i>Polygonum lapathifolium</i>	beklierde duizendknoop
<i>Polygonum persicaria</i>	perzikkruid
<i>Pulicaria dysenterica</i>	heelblaadjes
<i>Ranunculus flammula</i>	egelboterbloem
<i>Ranunculus sceleratus</i>	blaartrekkende boterbloem
<i>Rorippa palustris</i>	moeraskers
<i>Rumex conglomeratus</i>	kluwenzuring
<i>Rumex maritimus</i>	goudzuring
<i>Rumex palustris</i>	moeraszuring
<i>Salix alba</i>	schietwilg
<i>Salix caprea</i>	boswilg
<i>Salix cinerea subs cinerea</i>	grauwe wilg
<i>Salix spec</i>	
<i>Scrophularia umbrosa</i>	gevleugeld helmkruid
<i>Senecio inaequidens</i>	Bezemkruiskruid
<i>Silene noctiflora</i>	nachtkoekoeksbloem
<i>Solanum nigrum</i>	zwarte nachtschade
<i>Sonchus arvensis</i>	akkermelkdistel
<i>Sonchus oleraceus</i>	gewone melkdistel
<i>Taraxacum officinale</i>	paardenbloem
<i>Tephrosieris palustris</i>	Moerasandijvie
<i>Tripleurospermum maritimum</i>	reukloze kamille
<i>Tussilago farfara</i>	klein hoefblad
<i>Typha latifolia</i>	grote lisdodde
<i>Urtica dioica</i>	brandnetel
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	blauwe waterereprijs
<i>Veronica beccabunga</i>	beekpunge

Bodemleven (macro-invertebraten) werden ook onderzocht in de Burchtse Weel: die zitten er amper in de vloeibare modder. Hierdoor is er geen rijk voedselaanbod voor steltlopers en andere watervogels.

Conclusie

Huidige situatie

Burchtse Weel sedimenteert zeer snel op. Dit geeft onstabiele, vloeibare moddervlaktes, die vanuit ecologisch oogpunt niet waardevol zijn. Vegetatie en bodemleven kunnen zich moeilijk vestigen. Dit stemt niet overeen met de doelstelling van waardevol slik en schorgebied, waardoor het gebied voor vogels niet zo aantrekkelijk is. Door de sterke aanslibbing verdwijnt bovendien het open water van de weel: bij laagwater rest enkel nog een beperkte geul. De doelstelling om van Burchtse Weel een

pleisterplaats te maken voor vogels, met rijke slikken en schorren en een vergrote waterplas, om vogels vanuit Blokkersdijk aan te trekken, mist voorlopig zijn doel.

De aanslibbing brengt bovendien nog een praktisch probleem met zich mee: de gravitaire afwatering van het wachtbekken van de Laarbeek naar de weel kan in het gedrang komen. Als de aanslibbing zich verder zet nabij de sluizen van het wachtbekken, kunnen deze gehinderd worden. Na een periode van droogte en zeer laag debiet op de Laarbeek, is dit niet ondenkbeeldig. De afwatering van de Laarbeek (en de beveiliging van de gemeente Zwijndrecht tegen wateroverlast) is dan afhankelijk van het pompstation.

Toekomst

Een gedetailleerde prognose maken van de toekomstige evolutie van Burchtse Weel is niet mogelijk, maar wat wel duidelijk is, is dat zonder ingrijpen of aangepast beheer, de sterke aanslibbing nog een tijdje door zal gaan, tot de slikken het niveau van gemiddeld hoogwater hebben bereikt. Gedurende enkele jaren zal de weel voor een groot gedeelte bestaan uit zeer onstabiel slik met geringe ecologische waarde. Het open water van de oorspronkelijke weel zal herleid worden tot een beperkte, zeer ondiepe en troebele geul bij laagwater.

Door de sterke aanslibbing zal het gebied sterk ophogen, waardoor op termijn de overspoelingsfrequentie afneemt en bijgevolg ook de sedimentatie. Geulen zullen zich kunnen insnijden en op termijn zorgen voor een efficiëntere ontwatering van het slik. Kolonisatie van de hoogst opgeslibde delen met riet zal dit proces versnellen, zodat het gebied wellicht zal evolueren naar een rietvlakte met enkele diepe geulen, zonder open water. Een timing valt hier moeilijk op te kleven. De positie van de geulen valt ook moeilijk te voorspellen of te sturen. Momenteel is er een brede geul vanaf de Scheldesluizen, die met een brede bocht naar de sluizen van het wachtbekken gaat. Het is echter niet zeker of deze geul zich zal in stand houden als tijdens perioden van droogte het debiet van de Laarbeek tijdelijk wegvalt.

Gemiste kansen

Normaal gaat de opbouw van een slikke- en schorregebied via langzame ophoging van slikken die aangroeien tot schorniveau. Tijdens dit proces worden verschillende vegetatietypes doorlopen en ontstaat een waardevolle habitatdiversiteit. Burchtse Weel laat deze kansen onbenut liggen, en ondergaat momenteel een ecologisch weinig interessante fase van snelle aanslibbing. In Burchtse Weel wordt een modderbak in een record tempo opgevuld. Uiteindelijk zal riet dit gebied wel kunnen koloniseren, maar enkele maanden na de openstelling van het gebied was er geen sprake van een functioneel, waardevol slikke- en schorregebied. Of, hoe en wanneer het gebied zal ontwikkelen naar hoogwaardige, functionele estuariene natuur is niet duidelijk. Met het verdwijnen van het open water is het bijgevolg niet zeker of Burchtse Weel momenteel geschikt is als mitigerende maatregel voor de verstoring die kan ontstaan bij de bouw van een Scheldetunnel. Aanpassingen van het beheer zijn dus nodig, met een duidelijke visie voor het gebied op korte termijn (eventueel in het kader van het gebied als mitigerende maatregel) en op lange termijn (bijvoorbeeld als schakel in het IHD verhaal rond de Schelde). Helaas biedt het ontwerp van de sluizen weinig mogelijkheden tot adaptief beheer. Er zijn geen kleppen voorzien op de sluizen, zodat enkel met spindelschuiven regeling mogelijk is.

De reeds aanwezige dikke laag vloeibaar slib maakt bovendien ingrijpen op het terrein zeer moeilijk. Zelfs de verdere monitoring van het gebied komt door de slechte toegankelijkheid op de lagere delen in het gedrang.

Tot slot vermelden we het noordelijke deel van het gebied: dit deel met een oppervlakte van 16 ha werd volledig omringd met een Sigmadijk, zodat het op een veilige manier aan het getij kan worden blootgesteld. Door de hogere hoogteligging van dit opgespoten terrein, komt de invloed van de getijdenwerking niet tot hier, hoewel hier potenties zijn voor 16 ha extra getijdennatuur.

9.2.3. Opties voor beheer

Inleiding

Momenteel is er geen duidelijk beheerplan voor het gebied. In dit hoofdstuk bekijken mogelijke opties voor beheer. Een eerste optie is natuurlijk nulbeheer: niet ingrijpen in de huidige ontwikkeling van het gebied. Zoals in voorgaand hoofdstuk beschreven, leidt dit op korte termijn niet tot het gewenste natuurbeeld, is de ontwikkeling op middellange termijn onzeker en blijven zeker potenties onbenut. Een aangepast beheer lijkt ons daarom aangewezen. We onderscheiden 4 opties:

1. minimaal ingrijpen: enkel de instelling van het getij via de bestaande infrastructuur aanpassen.
2. Sluisaanpassingen: de huidige sluizen aanpassen om beter het getij te kunnen manipuleren
3. Morfologische aanpassing: grondwerken op het terrein, om het overstromingsregime aan te passen.
4. Een combinatie van bovenstaande opties

Minimaal ingrijpen

Door de lage positie van de inlaatsluizen en de zeer grote tijslag in de Burchtse Weel, kan veel zwevende stof het gebied binnenstromen. Door de lange overstromingsduur en de beperkte dynamiek in het gebied, kan een groot deel van deze zwevende stof uitzakken, met de sterke sedimentatie tot gevolg.

De kerngedachte achter de optie “minimaal ingrijpen” is met zeer beperkt ingrijpen aan de sluizen, de sedimentatie trachten te verminderen tot een niveau dat ecologische ontwikkelingen mogelijk worden. In deze optie kiest men voor een gecontroleerd laten opslibben van de weel.

In de optie “minimaal ingrijpen” wordt enkel met de bestaande infrastructuur een aangepast beheer gevoerd: aanpassen van het sluisbeheer. Omdat de sluizen echter weinig aanpassingsmogelijkheden hebben, zijn de vrijheidsgraden om het getij, en dus de gehele ecologische ontwikkeling te sturen, beperkt. De sluizen beschikken enkel over spindelschuiven, en zijn niet voorzien van kleppen. Dit maakt dat elke sturing om de instroom van het getij te beperken, ook de instroom zal beïnvloeden. Bij sluizen met een terugslagklep kan wel de instroom beperkt worden door de terugslagklep op een koker te sluiten, zonder dat de uitwatering wordt verhinderd.

Het verzekeren van een vlotte uitwatering is echter essentieel. Enerzijds zijn bij laagtij voldoende lage waterstanden vereist voor een gravitaire afwatering van het wachtbekken. Anderzijds is een goede ontwatering van de slikken essentieel. De ecologische waarde van de slikken is momenteel beperkt omdat deze te zeer vloeibare modder zijn. De waterverzadigde, snel opgeslibde zones in de Burchtse weel zijn onstabiel en weinig geschikt als habitat voor bodemleven, zowel voor fauna als flora. Een betere ontwatering van deze slikken zal de ecologische kwaliteit van de bodem verhogen. Hiertoe is een snelle ontwatering van het gebied na elk hoogtij van belang. Een snelle uitstroom uit de weel, zal ook een snelle afstroom van water uit de slikplaten veroorzaken, wat, gezien het grote verval, de vorming van krekens bevordert. Een goed ontwikkeld krekensstelsel en voldoende tijd voor ontwatering (= voldoende lange periode met lage waterstand in de weel) zorgen voor een efficiënte drainage van het slik en openen de weg voor kolonisatie.

Het “minimaal ingrijpen” mag dus geen belemmering vormen voor de uitwatering: een sterke verhoging van de laagwaterstand of een afname van de duur van laagwater zijn niet gewenst.

De enige sturingsmogelijkheden zijn de spindelschuiven op de sluizen. Een koker volledig afsluiten is geen interessante optie: dat zou de uitstroom capaciteit verminderen. Het plaatsen van schotbalken evenmin: hierdoor wordt vooral afwatering geremd en stijgt het laagwaterpeil. Daarom wordt hier voorgesteld om de spindelschuiven voor de drie kokers gedeeltelijk te sluiten. Hierdoor wordt de instroom bij hoogwater gedempt. Ook de uitstroom wordt gedeeltelijk geremd, maar hopelijk blijft dit binnen de perken. De juiste instelling van de spindelschuiven zal proefondervindelijk gezocht moeten worden: een spindelschuifhoogte wordt ingesteld voor een bepaalde periode (springtij-doodtij cyclus). Na deze periode worden de tijkarakteristieken in de Burchtse Weel geëvalueerd waarna eventueel een bijstelling van de spindelschuifhoogtes wordt doorgevoerd en een nieuwe testperiode kan starten.

Op deze wijze kan het getij gereduceerd worden, bijgevolg ook de ingevoerde hoeveelheid zwevende stof en kan de aanslibbing mee afnemen. Hoe meer het getij wordt beknot, hoe minder aanslibbing. Echter, bij een sterke inperking van het getij zal de tijhoogte dalen en dus ook de overstroomde oppervlakte. Een deel van de Burchtse weel zal hierdoor niet meer onderhevig zijn aan de getijdenwerking en dus ook niet meer bestempeld kunnen worden als estuariene natuur. Bij het instellen van het “gedempte” getij moet dus een evenwicht gezocht worden tussen afname van getij om aanslibbing te beperken en toch voldoende getij om het verlies aan overstroomde oppervlakte te beperken. Om toch voldoende overstroomde oppervlakte te behouden, wordt daarom een cyclus sluisbeheer voorgesteld: perioden van sterk gedempt getij om slikken de tijd te geven om te ontwateren, en perioden van minder gedempt getij om voldoende oppervlakte onder tij-invloed te krijgen die gecontroleerd kunnen aanslibben.

De optie van minimaal ingrijpen vereist geen extra investeringen en is dus veruit de goedkoopste optie, die ook meteen kan doorgevoerd worden. Ze heeft wel een aantal beperkingen. Het is momenteel nog niet duidelijk of op deze wijze de aanslibbing voldoende beperkt kan worden mét behoud van voldoende overstroomde oppervlakte. Wellicht zal de overstroomde oppervlakte en dus het areaal estuariene natuur in de weel, inkrimpen. Op lange termijn hoogt de weel op, kan het areaal onder tij-invloed terug uitbreiden. Eindbeeld is wellicht een rietrijk gebied.

Een belangrijk knelpunt bij gecontroleerde opslibbing is de aanslibbing nabij de sluis van het wachtbekken. Om evidente redenen moet deze beperkt blijven, wat een belangrijke randvoorwaarde vormt bij het sluisbeheer.

Een ander aandachtspunt vormen de broedvogels. Als bij een cyclisch sluisbeheer perioden van meer en minder gedempt getij elkaar opvolgen, moet erover gewaakt worden dat nesten die broedvogels bouwen tijdens een periode van sterker gedempt getij, niet worden overspoeld tijdens perioden van minder sterke demping. Daarom stellen we voor om tijdens het ganse broedseizoen een sterke demping toe te passen, en vooral de winterperiode te benutten om met gecontroleerde aanslibbing het terrein langzaam te laten ophogen.

Sluisaanpassingen

De huidige sluizen laten niet veel sturing toe. Terugslagkleppen plaatsen op de sluizen vergroot meteen de mogelijkheden. Zo kunnen 1 of meerdere kokers enkel voor instroom gebruikt worden, terwijl alle kokers als uitlaat blijven fungeren. Zo kan de instroom beperkt worden, zonder de uitstroom te belemmeren. Dit maakt dat betere ontwatering van de slikken mogelijk wordt: er komt immers minder water binnen. Een betere sturing van het getij wordt mogelijk, al blijven er natuurlijk beperkingen ten opzichte van een GGG met hoge inlaat en lage uitlaat. De hogere import van sediment via lage inlaat en de beperking van spingtij – doodtij variatie blijven belangrijke nadelen.

Met sluisaanpassingen blijft het beheer er nog steeds op gericht om de Burchtse Weel gecontroleerd te laten aanslibben, maar op een efficiëntere manier. Een goede drainage van de slikplaten is beter

gewaarborgd. De optie om met perioden van meer en minder demping van het getij te werken blijft open.

Welke sluisinstelling het meest optimaal is voor een gecontroleerde aanslibbing waarbij de natuurkansen worden geoptimaliseerd, zal weerom best proefondervindelijk bepaald moeten worden. Modelstudies kunnen hierbij helpen. Echter, omdat de aanslibbing en dus de komberging van het gebied grondig veranderd is en nog continu verandert, zal een modelstudie wellicht niet op de juiste uitgangssituaties gebaseerd zijn, zodat de sluisconfiguratie toch proefondervindelijk zal worden bijgesteld. Ook na instellen van een geschikt getij, zal tijdens de fase van gecontroleerde aanslibbing in de weel de uitgangssituatie wijzigen. Adaptief sluisbeheer blijft dus nodig.

Eens het gebied een bepaalde aanslibbing heeft bereikt, wanneer grote delen van de weel een hoogteligging hebben nabij gemiddeld hoogwater, kan dankzij terugslagkleppen een getijregime ingesteld worden dat meer variatie in overstromingsfrequenties biedt, en bijgevolg meer potenties voor biologische diversiteit.

De gravitaire ontwatering van het wachtbekken van de Laarbeek blijft evenwel een aandachtspunt. Dankzij terugslagkleppen blijft een vlotte ontwatering van de Burchtse Weel mogelijk, maar het risico op aanslibbing nabij de sluizen van het wachtbekken blijft.

Een zeer ingrijpende aanpassing van de sluizen is het bijbouwen van een afzonderlijke, hoge inwateringsconstructie. Het huidige sluizencomplex zou dan (in hoofdzaak) als uitwatering fungeren. Het plaatsen van terugslagkleppen is dan evenwel noodzakelijk. Met zo'n systeem van hoge inlaat, lage uitlaat wordt de weel een echt GGG, met alle potenties voor estuariene natuur.

Morfologische aanpassingen

Met morfologische aanpassingen wordt het reliëf van het gebied onder handen genomen. Zo kunnen stukken slik kunstmatig verhoogd worden om sneller naar schor te evolueren of kunnen kreekaanzetten gegraven worden. Door de huidige aanslibbing in de weel is het gebied echter zeer moeilijk tot niet toegankelijk voor zware machines, zodat het uitvoeren van een paar kleine aanpassingen niet evident is. Bovendien is het succes van kleine aanpassingen, bijvoorbeeld het graven van een kreekaanzet, niet steeds gegarandeerd door te sterke aanslibbing.

Morfologische aanpassingen bieden wel veel mogelijkheden. Door beperkt afgraven van de noordelijke zone van het gebied, kan de effectieve oppervlakte aan estuariene natuur sterk vergroot worden. Deze zone kan dan ontwikkelen tot waardevolle schorren. Een grotere overstroomde oppervlakte bij springtij zal ook bevorderlijk zijn om op lange termijn een goede geul in stand te houden.

Vele inrichtingsvarianten zijn mogelijk. Deze verkennende studie gaat hier niet verder op in.

Combinatie van opties

De ideale optie zal wellicht bestaan uit een combinatie van bovenstaande opties. Door en de sluizen aan te passen en het terrein te vergraven kan het potentieel voor estuariene natuur gemaximaliseerd worden.

Met een minimaal ingrijpen kan het sluisbeheer, als overgangsmaatregel, al inspelen op een toekomstig scenario. Als bijvoorbeeld geopteerd wordt voor aanpassingen aan de sluizen om meer een GGG regime te bekomen, kan men als overgangsmaatregel het gebied onder een sterk gedempt getij plaatsen en zeer langzaam laten ophogen.

Wordt er beslist om grondige morfologische veranderingen aan te brengen, is het zeer sterk dempen tot zelfs stopzetten van het getij misschien aangewezen. Zo wordt verdere opslibbing vermeden en

kan het slib ontwateren, wat nadien het grondverzet eenvoudiger maakt. In de periode tussen stopzetten van het getij en de aanvang van de werken verliest de Schelde dan tijdelijk een stuk estuariene natuur, maar dit tijdelijke verlies weegt vermoedelijk niet op tegen het voordeel voor grondverzet. Bovendien zal de Burchtse Weel in de periode tussen stopzetten van getij en start der werken geen slikvlakte blijven. Afhankelijk van de duur van deze periode, zal het gebied met pioniers gekoloniseerd worden en op deze wijze een tijdelijk habitat kunnen vormen voor tal van broedvogels.

9.2.4. Besluit

Bij het ontwerp van de aantakking Burchtse Weel zijn kansen gemist. Met 1 enkele sluisconstructie voor in- en uitlaat wordt een open verbinding gecreëerd met de Schelde, maar een fijnstelling van het getij is bijna niet mogelijk. Beelden van een GGG zoals te Lippenbroek kunnen dan ook niet verwacht worden op korte tot middellange termijn. In tegendeel, het gebied slibt zo snel op dat de ecologische ontwikkeling sterk geremd is en het gebied momenteel niet kan voldoen aan de gestelde verwachtingen.

Met minimaal ingrijpen door de spelen met de bestaande sluisconstructie kan de aanslibbing wellicht verminderd worden door het getij meer te dempen, maar hierdoor verkleint ook de oppervlakte onder tij-inval. Een cyclisch sluisbeheer van meer en minder dempen van het getij kan dit probleem gedeeltelijk opvangen, zodat het gebied op meer gecontroleerde wijze kan aanslibbing.

Aanpassen van de sluisconstructie door het plaatsen van kleppen, vergroot de mogelijkheden voor het beheer.

Om het gebied maximaal te ontwikkelen als intergetijdengebied zijn echter grote investeringen nodig: sluisaanpassingen en het nodige grondverzet. Met deze ingrepen kan niet alleen de huidige weel aanzienlijk verbeterd worden, maar kan ook de oppervlakte aan estuariene natuur quasi verdubbeld worden.

Als er plannen bestaan om sterk in te grijpen in de morfologie, kan het aangewezen zijn om nu reeds in te grijpen in het sluisbeheer, om nadien het grondverzet eenvoudiger te maken.

9.3. Lippenbroek: opzet

9.3.1. Inleiding

Het Lippenbroek onderzoek loopt nu reeds 7 jaar. Verschillende van de onderzoeksresultaten werden intussen voorgelegd ter publicatie in internationale vakliteratuur, of zijn intussen gepubliceerd. In dit hoofdstuk worden daarom reeds verschillende resultaten van de voorbije 4 jaar geïntegreerd en gebundeld, indien mogelijk in de vorm van een onderzoeksartikel.

9.3.2. Onderzoeksvragen

Systemen met een gereduceerd, maar wel gedempt getij, werden eerder beproefd (bv. Pelletier et al., 2004), maar deze vertonen niet de springtij-doodtij-variatie zoals de buitendijkse slikken en schorren. De regulatie van het getij op polderniveau is nieuw. Voordat dit principe op grote schaal kon worden toegepast in het kader van Sigma was een grondige proefopzet noodzakelijk. Er werd een strategie van 3 stappen gevolgd, met steeds toenemende complexiteit.

Stap 1: Mesocosmos-experiment te Wilrijk

Onderzoek naar de groei van riet bij verschillende overstromingsfrequenties en verschillende bodemtextuur.

Riet (*Phragmites australis*) is de dominante soort op de schorren langs de Zeeschelde. Ook in GGG's kan riet een belangrijke rol spelen. Daarom wordt in dit mesocosmos-experiment de ontwikkeling van riet opgevolgd bij afwijkende overstromingsregimes/ De experimenten zijn uitgevoerd op 2 verschillende bodemtypes, die courant voorkomen in het estuarium. Dit onderzoek is afgerond en sinds oktober 2009 geen onderdeel meer van het OMES-onderzoek.

Stap 2: Mesocosmos experiment te Kruibeke

Onderzoek naar het gedrag van zware metalen in bodem en overstromingswater onder verschillende overstromingsregimes, en de interactie met riet, bij verschillende bodemtextuur.

In deze mesocosmos-opstelling wordt naast de effecten van het getij en bodemtextuur gekeken naar het gedrag van zware metalen en de invloed ervan op riet (*P. australis*). Veel polders langs de Zeeschelde kennen een historische vervuiling van zware metalen in de bodem. Verandering van de redoxpotentiaal in de bodem ten gevolge van overstromingen kan het gedrag van metalen beïnvloeden. Ook kan het overspoelingswater zelf nog zware metalen bevatten. In deze studie wordt de rol van riet in de biobeschikbaarheid van zware metalen bestudeerd, evenals de invloed van zware metalen op de ontwikkeling van riet.

Stap 3: Pilootproject voor een GOG-GGG te Lippenbroek

Onderzoek naar het ecosysteemfunctioneren van een GOG-GGG in de Zeeschelde op een pilotschaal van ongeveer 10 hectare

In het project Lippenbroek te Hamme wordt het GOG-GGG-principe sinds maart 2006 uitvoerig opgevolgd. Het project zal moeten uitwijzen of in GOG-GGG's duurzame ecologische structuren en functies kunnen ontwikkelen, kwalitatief en kwantitatief gelijkwaardig aan deze van buitendijkse slikken en schorren. Bij dit project wordt de Universiteit Antwerpen ondersteund door alle deelluiken.

9.3.3. Monitoringsopzet Lippenbroek

Hydrodynamiek vormt een cruciale indicator, aangezien de hydrologie de voornaamste drijfkracht is achter fysische, biologische en chemische processen in intergetijdengebieden (Zedler et al., 2000). Het hydrologisch regime in een GOG-GGG wijkt licht af van buitendijkse situaties, en kan een

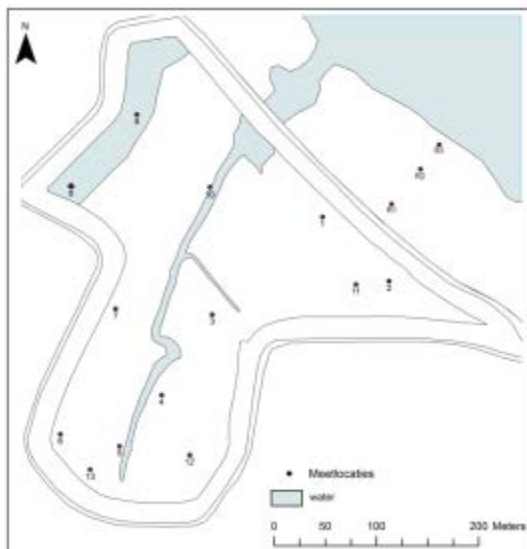
potentieel determinerende impact hebben op de structuren en ecosysteemfuncties in het onderzoeksgebied. Een tijregime met duidelijke springtij-doodtij variatie wordt effectief waargenomen, maar wel met gewijzigde overstromingsduur en -hoogte. Intensieve monitoring gaat na wat de invloed hiervan is op het totale ecologisch functioneren, met aandacht voor o.a. vegetatie, plankton en benthos, vissen en vogels, water- en bodemkwaliteit. Dit heeft geleid tot een ambitieuze spatio-temporele monitoringsopzet ([Tabel 9.4](#)).

Tabel 9.4 ruimtelijke- temporele opzet van het monitoringsprogramma

Monitoring op sites	# sites	frequentie
Ophoging d.m.v. SET's	13 + 3 ref	6x/ jaar
Sedimentatie d.m.v. Marker Horizons (MH's)	25 + 3 ref	1x/ jaar
Sedimentatie d.m.v. sedimentvallen	50	4x/ jaar
Korrelgrootte	13 + 3 ref	2x/ jaar
Nutriënten	13	1x/ jaar
Vegetatie	40-60 kwadranten	1x/ jaar
Waterdynamiek (divers)	13	Continu
Grondwaterdynamiek	13	1x/ jaar
Monitoring bij sluizen		
Discharge in & uit waterbalans		Continu
Waterdynamiek		Continu
lichtklimaat		4x/ jaar
Zwevende stof		Continu
Overspoelingswater – zware metalen		4x/jaar
Basiswaterkwaliteit (temp., conduct., turbiditeit, pH, O ₂)		Semi-continu
Waterkwaliteit (nutriënten, metalen, pigmenten, BOD)		4x/ jaar
Monitoring heel GGG	Replica's	
Kreekmorfologie		1x/ jaar
Vegetatiekartering		1x/ jaar
Vegetatie-biomassa	25 dominante soorten	1x/ jaar
Vegetatie- nutriënten & zware metalen	5 indiv./soort	1x/ jaar
Vis		3x/jaar

Sedimentatie krijgt hierbij bijzondere aandacht. Sedimentatie is niet enkel van belang vanuit ecologisch standpunt, het is ook cruciaal voor het veiligheidsaspect: de komberging van het GOG-GGG mag niet verloren gaan. Omdat sedimentatie in een GOG-GGG niet meer rechtstreeks afhankelijk is van de hoogteligging van de bodem, maar vooral afhangt van de massa water die via de sluizen het terrein binnenstroomt, gelden bestaande wetmatigheden niet meer. Het negatieve feedback mechanisme, waarbij hoge schorren minder frequent overspoelen en dus minder sterk ophogen, gaat niet volledig op in GGG's.

Om de staalnames van alle partners ruimtelijk goed op elkaar af te stemmen, werd een netwerk van staalnamepunten opgezet. Het betreft in hoofdzaak 10 random gekozen vaste sites voor intensieve bemonstering. Om alle resultaten optimaal te linken, is staalname en monitoring voor diverse parameters op dezelfde locatie een vereiste. Om echter geen beïnvloeding te hebben van de ene monitoringstechniek op de andere (bijvoorbeeld bodemstalen nemen in een zone waar sedimentatie wordt gemeten), is elke site opgedeeld in verschillende zones, voorbestemd voor de verschillende monitoringstechnieken.



Figuur 9.7: Het Lippenbroek en het aangrenzend Scheldeschor 'de Plaat', met aanduiding van de meetlocaties (1 t/m 13) en referentiemeetlocaties R1 t/m R3

Op de 10 sites voor intensieve monitoring wordt de waterstand elke 5 minuten geregistreerd met een tijmeter. Aanvullend wordt ter hoogte van de in- en uitlaatconstructie aan de monitoringsbrug het waterpeil in de gracht en woelkom permanent opgevolgd. Voor specifieke monitoring van bepaalde parameters, bijvoorbeeld sedimentatie, is dit meetnet nog uitgebreid met extra punten.

9.4. Sedimentatie en erosie in het Lippenbroek

9.4.1. Inleiding

Stijging van de zeespiegel en een verhoogde stormintensiteit en -frequentie vormen een zware bedreiging voor laaggelegen kustzones en estuaria. In deze gebieden spelen schorren een belangrijke rol door het verspreiden van de getijdenenergie en bescherming tegen stormvloed (Mitsch and Gosselink, 2000). Naast de veiligheidsfunctie spelen schorren een belangrijke rol in nutriëntencyclering (o.a. Gribsholt et al., 2005; Jacobs et al., 2008; Struyf et al., 2006) en worden ze

gekenmerkt door hoge habitatdiversiteit. Ondanks deze waardevolle ecosysteefuncties is globaal een enorm verlies aan schorrenareaal waargenomen over de afgelopen decennia (Lotze et al., 2006), voornamelijk veroorzaakt door menselijke activiteiten, zoals indijken en havens. Verschillende landen hebben plannen voor het herstel van schorren op eerder ingepolderd land, of hebben deze plannen recent uitgevoerd, om de waardevolle ecosysteefuncties van schorren te herstellen (Williams and Faber, 2001; Bakker et al., 2002; Pethick, 2002; Wolters et al., 2005; Cox et al., 2006; French, 2006; Maris et al., 2007).

Het succes van ontpoldering hangt voornamelijk af van de geïnduceerde sedimentatie- en erosieprocessen. Een toename van de oppervlaktehoogte heeft een effect op de waterbergingcapaciteit van het ontpolderde gebied en daarmee het bufferend effect bij overstroming. Aan de andere kant zijn veranderingen in hoogte cruciaal voor de kolonisatie en evolutie van schorrenecosystemen. In het Schelde-estuarium is het gemiddeld hoogwater niveau (Mean High Water Level; MHWL) veel sterker toegenomen vergeleken met de Belgische kustzone (resp. 1,5 en 0,3 m) over de laatste 100 jaar (Temmerman et al., 2004b).

In de 20^e eeuw is de relatieve oppervlakte aan intertidale gebieden verminderd met ongeveer 20% (Meire et al., 2005). Om opgewassen te zijn tegen de problemen van zeespiegelstijging en het verlies van intertidale gebieden worden ingepolderde gebieden langs het Belgisch gedeelte van het estuarium omgezet in Gecontroleerde Overstromings Gebieden (GOG) met een Gecontroleerd Gereduceerd Getij (GGG) (Cox et al., 2006; Maris et al., 2007).

Vanaf de introductie van het getij in het Lippenbroek hebben sedimentatie- en erosieprocessen een effect op de oppervlaktetopografie. Doordat de resulterende hoogteveranderingen bepalend zijn voor de waterbergingcapaciteit en de ecologische ontwikkelingen van het systeem is precieze kennis van patronen van snelheden en hoogteveranderingen essentieel.

9.4.2. Methodiek

Door gebruik te maken van verschillende korte en lange termijnmethodes wordt vanaf 2006 de sedimentatie-erosie opgevolgd. Korte termijnmethodes omvatten metingen over 1 of twee getijdencycli (eb-vloed), de lange termijnmethodes metingen over meerdere cycli (inclusief spring- en doottij).

Korte termijnmetingen

Hiervoor werden tot en met 2008 zowel sediment traps (ST's) als siphon samplers (SS's) gebruikt. SS's werden gebruikt om zwevende stof concentraties in de waterkolom bij instroom te bepalen. ST's (ong. 50 stuks) werden uitgelegd om gedurende 1 of 2 getijdencycli sediment te vangen en een beeld te geven van de ruimtelijke verdeling van sedimentatie in het gebied. Deze traps werden ook gebruikt voor het onderzoek op zware metalen.

Vanaf 2008 waren deze korte termijnmetingen geen onderdeel van het OMES-bestek (16EI/10/49) en werden in de periode oktober 2009 – december 2010 niet uitgevoerd. Vanaf 2011 zijn de ST's weer opgenomen in het OMES-bestek en toegepast wanneer getijdenmetingen plaatsvonden.

Lange termijnmetingen

Hieronder vallen opnames van kreekmorfologie en metingen van Marker Horizons (MH's) en Surface Elevation Tables (SET's). De ontwikkeling van de geulen wordt jaarlijks opgevolgd gebruikmakende van een Total Station. Voor de hoofd- en zijgeul (vanaf 2006) en een aantal andere nieuwgevormde geulen (vanaf 2008) werden niet alleen thalweg, maar ook dwarstransecten opgemeten. Daarnaast werd van nieuwgevormde krekken ook de thalweg ingemeten, waarbij de geuldiepte als meetcriterium werd gebruikt. Bij MH-metingen wordt de hoeveelheid afgezet sediment op een

herkenbare witte laag gemeten op 25 vaste meetlocaties. Door de beperkte nauwkeurigheid van deze methode worden de metingen slechts 1 keer per jaar uitgevoerd. De SET-metingen worden elke 2 maanden uitgevoerd, waarbij heel nauwkeurig (2 mm nauwkeurigheid) hoogteveranderingen van het sedimentoppervlak op 10 vaste meetlocaties in het Lippenbroek en op 3 referentiesites op het aangrenzend schor, wordt bepaald.

Omdat het Lippenbroek op veel plekken volledig overgroeid is met vegetatie was in 2010 geen enkele SET-locatie meer zonder vegetatie, die droogvalt tijdens laag water. Om toch een goed beeld te krijgen van sedimentatiepatronen, zijn in de zomer van 2010 op drie locaties in het Lippenbroek nieuwe SET's geïnstalleerd, welke zich op kale slikken bevinden. Ook deze locaties zijn vanaf toen elke 2 maanden ingemeten.

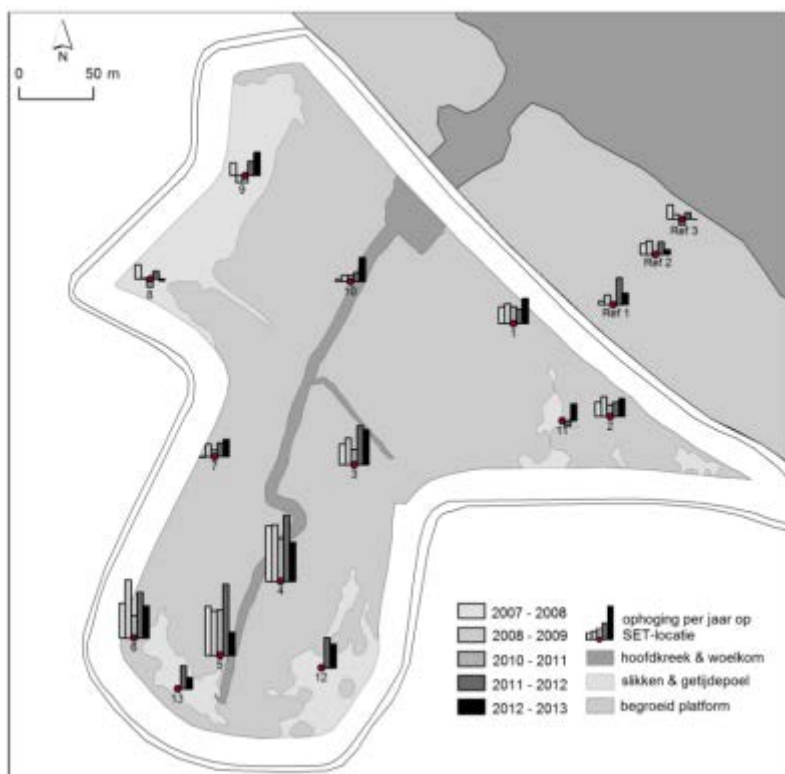
Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de meetmethodes wordt verwezen naar het OMES-eindrapport van 2007 (Maris et al., 2007).

9.4.3. Resultaten en discussie: SET

Het voorliggend hoofdstuk gaat in op de door de UA uitgevoerde metingen tussen 2006 en 2012 op het gebied van sedimentatie en erosie, betreffende SET-methode en kreekmorfologie. In het Lippenbroek liggen totaal 13 meetlocaties waar elke 2 maanden lange termijn hoogteveranderingen van het sedimentoppervlak worden opgevolgd met behulp van zgn. Surface Elevation Tables (SET's). Om de toestand in het Lippenbroek te vergelijken met een natuurlijk situatie zijn er 3 SET-meetlocaties in het aangrenzende, buitendijkse schor 'De Plaat'.



Figuur is een ruimtelijke weergave van de ophoging van de meetlocaties in het Lippenbroek tot 2012.



Figuur 10.2: Ruimtelijke weergave van variatie in hoogteveranderingen (cm/jaar) vanaf maart 2007. Cijfers staan voor de nummers van de meetlocaties, de balken voor de grootte van de hoogteverandering gemeten met de SET-methode. De nieuwe SET's zijn aangegeven met de nummers 11, 12 en 13, de referentie-SET's op het aangrenzend schor Ref1, Ref2 en Ref3.

De resultaten van de SET-metingen van maart 2006 tot maart 2010 zijn verwerkt in een wetenschappelijke publicatie (Vandenbruwaene et al., 2011). De oorspronkelijke figuren van dit artikel zijn geüpdate met alle metingen die na maart 2010 nog zijn uitgevoerd. Ook zijn in de figuren de nieuwe meetlocaties opgenomen: SET 11, 12 en 13.

Algemeen resultaat

In het Lippenbroek wordt een positief verband gevonden tussen de gemiddelde hoogteverandering en overstromingsfrequenties: laaggelegen locaties overstromen vaker dan hoger gelegen locaties, waardoor de lagere sneller ophogen (Maris et al., 2008; Vandenbruwaene et al., 2011). Dit verband is niet significant verschillend voor het Lippenbroek en het aangrenzend referentieschor.

Het laatste jaar vertoont echter een nieuw patroon: de lagergelegen locaties zijn het afgelopen jaar minder in hoogte veranderd dan de vorige jaren, en de hogergelegen locaties lijken meer opgehoogd te zijn dan de vorige jaren (figuur 10.3). Dit betekent dat er mogelijk een verandering van overstromingsfrequentie en -duur heeft opgetreden over het gebied; een afvlakking van de algemene topografie kan de oorzaak hiervan zijn. Om dit nader te onderzoeken, kunnen data van getijden-dataloggers over de voorbije jaren vergeleken worden met de sedimentatiedata gemeten met SET's.

Gedetailleerd resultaat en discussie

Gebaseerd op de initiële hoogteligging in 2006 zijn de verschillende SET-locaties ingedeeld in lage (4, 5, 6, 8, 9), middel (1, 2, 3, Ref1) en hoge (7, 10, Ref2, Ref3) hoogteligging.

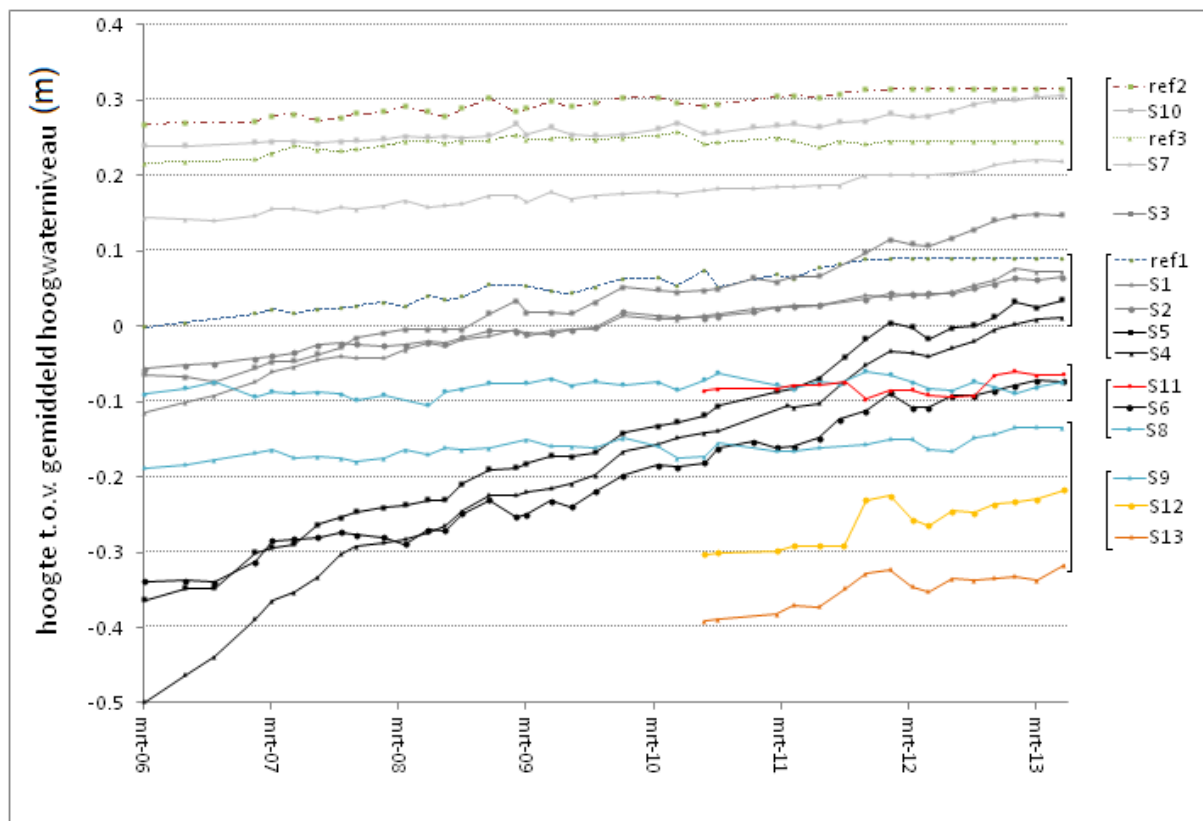
De lage sites worden gekenmerkt door een sterke toename in hoogte ([Figuur 10.3:](#)) met snelheden van 0,109 tot 0,134 m/jaar tijdens het eerste jaar. Het gevolg hiervan is dat met de tijd de lagere sites minder overstroomd worden, waardoor de ΔE -snelheden geleidelijk verminderen naar 0,085 m/jaar in het 4^e jaar en de oppervlakte minder verhoogt in tijd. Een vergelijkbaar patroon wordt geobserveerd voor de middelhoge sites, maar de initieel geobserveerde ΔE -snelheden zijn lager (0,04 tot 0,055 m/jaar in het 1^e jaar), doordat deze sites hoger liggen en daarmee minder overstroomd worden. De afname van ΔE -snelheid in tijd is ook langzamer dan de laaggelegen sites (vgl. site 1 en 4, figuur 10.4). Voor de hooggelegen sites zijn de ΔE -snelheden duidelijk lager (0,001 tot 0,01 m/jaar), doordat deze zelden overstroomd worden. De ΔE -snelheid kan als constant worden beschouwd (dat is 0,0005 m/jaar voor site 10).

SET 12 en 13 vertonen in de zomer van 2011 ook hoge sedimentatiesnelheden. Echter, dit zou ook verwacht worden van SET 11, maar deze vertoont zelfs een afname. Dit kan verklaard worden door de manier van meten; normaal gesproken worden alle SET's, behalve 8 en 9 welke permanent onder water staan, ingemeten wanneer er geen water bij de SET staat. SET 11 draineert zeer slecht, waardoor het bijna nooit mogelijk is te meten zonder water. De nauwkeurigheid van de meting wordt hierdoor beïnvloed, omdat de SET-pennen niet op zicht, maar op gevoel op het sediment worden geplaatst.

Een andere verklaring kan gevonden worden in het feit dat SET 12 en 13 op een slik liggen dat rechtstreeks verbonden is met de hoofdkreek. Bij vloed vullen de hoofdkreek en zijkreek zich als eerste, waarnaar de slikken die daar achter liggen volgen. SET 11 ligt op een slik dat later onder water komt te staan, doordat het achter een soort verhoging ligt. De kreek die langs site 1 stroomt, voedt deze vlakte, waarschijnlijk samen met een kreek die vanaf de zijkreek parallel aan de dijk stroomt en bij ST 25 uitkomt. Om te zien wat er werkelijk gebeurt op deze locatie en of dat de overstromingskarakteristieken veranderd zijn sinds 2010, kan gekeken worden naar de data van de getijdendatalogger die op de locatie van SET11 is geplaatst.

SET's 8 en 9 zijn locaties die continu onder water liggen maar wel een middelhoge ligging hebben. Beide meetlocaties liggen in een depressie die slecht gedraineerd wordt, doordat een naastliggende verhoging in de topografie de drainage tegengaat. Hoogteveranderingen van het waterniveau zijn veelal wel zichtbaar, maar input van zwevende stoffen wordt beperkt tot hoge springtijden. Hoogteveranderingen op deze locaties zijn erg klein. ΔE -snelheden komen overeen met hooggelegen sites.

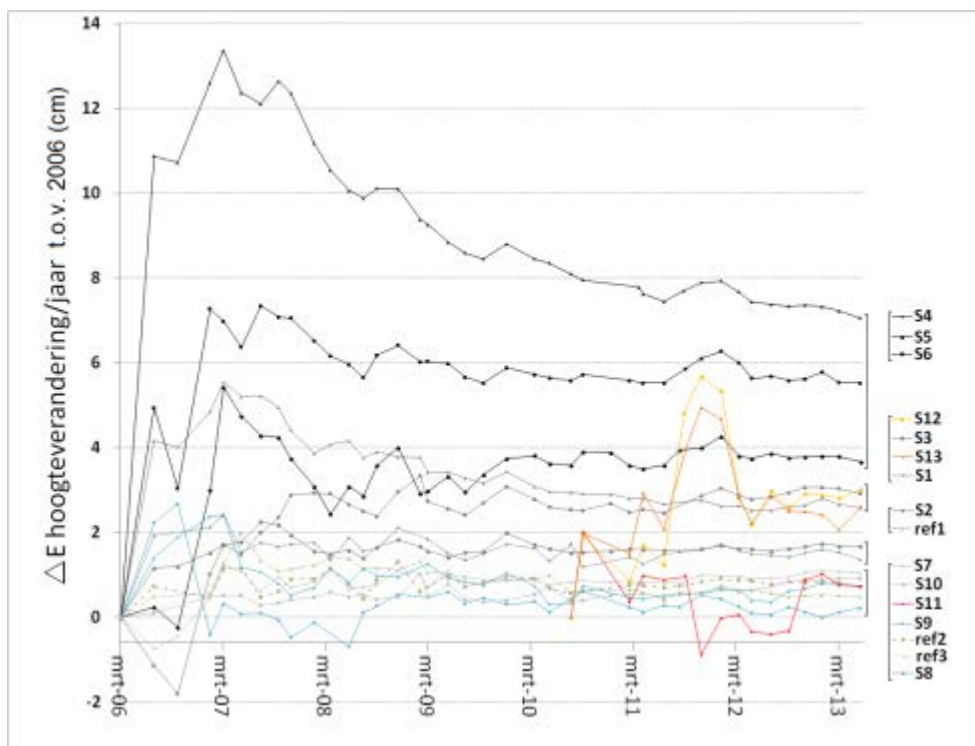
De referentiesites hebben een initiële hoogteligging rond het gemiddeld hoogwaterniveau (MHWL) (Ref1, [Figuur 10.3:](#)) of erboven (Ref2 en Ref3). Voor Ref2 en Ref3 komen overstromingsfrequenties overeen met de hooggelegen zones van het Lippenbroek, en daarmee zijn ook de ΔE -snelheden en morfologische evoluties van gelijke aard (o.a. vgl. site 7 en 10 met Ref2 en Ref3).



Figuur 10.3: Hoogteveranderingen (t.o.v. het gemiddeld hoogwaterniveau jaar 1) over een periode van 6 jaar voor alle meetlocaties. Gebaseerd op Fig. 4A in Vandenbruwaene et al., 2011.

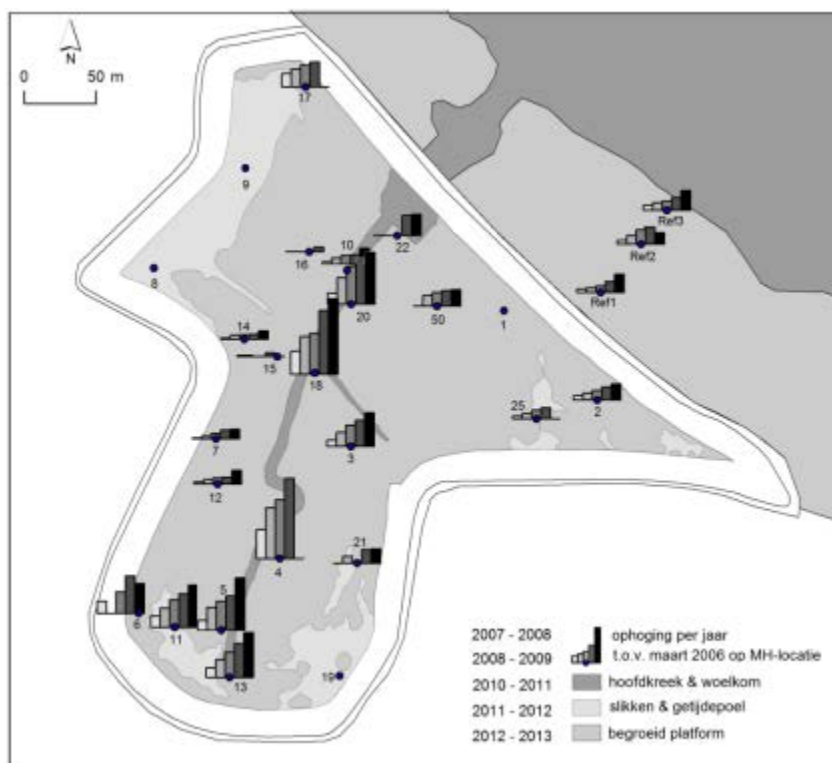
Doordat de laaggelegen locaties die niet continu onder water staan sneller ophogen dan de hoger gelegen locaties, ontstaat er een afvlakking van de topografie. Dit in tegenstelling tot natuurlijke schorren waar er een feedbackloop bestaat tussen overstromingsfrequentie en ophoging. Verwacht wordt dat, zolang sites onder het gemiddeld hoogwaterniveau (MHWL) liggen, deze met dezelfde snelheid als nu zullen ophogen, totdat sites ongeveer het MHWL hebben bereikt en de hoogteverandering zal afnemen.

Bemerkt wel dat veranderingen van het sedimentatieoppervlak een resultaat zijn van zowel sedimentatie als inklinking en erosie. Daarom wordt in dit geval geen gebruik gemaakt van het begrip sedimentatiesnelheid, maar gemiddelde hoogteverandering (ΔE).



Figuur 10.4: Hoogteverandering-snelheden per jaar ten opzichte van maart 2006 alle meetlocaties. Figuur gebaseerd op Fig. 4B uit Vandenbruwaene et al., 2011.

9.4.4. Resultaten en discussie: Marker horizons



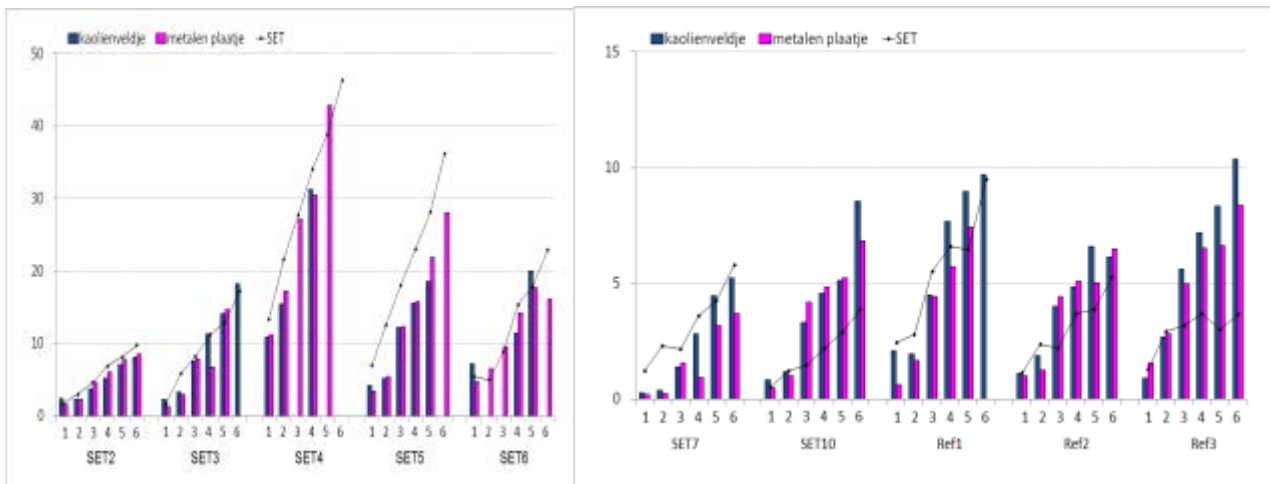
Figuur 10.5: Ruimtelijke weergave van variatie in hoogteveranderingen (cm/jaar tov maart 2007) vanaf maart 2007. Cijfers staan voor de nummers van de meetlocaties, de balken voor de ophoging gemeten met de MH-methode (kaolien waar mogelijk, anders waarden van metalen plaatje). De referentie-SET's op het aangrenzend schor: Ref1, Ref2 en Ref3.

Op 25 locaties in het Lippenbroek zijn in 2006 marker horizons aangebracht in de vorm van kaolienveldjes en metalen roostertjes. Elk jaar wordt de hoeveelheid sediment wat zich boven deze MH's bevindt opgemeten. Voor de kaolienkleilaag worden er 9 metingen uitgevoerd, voor het metalen rooster 6 metingen.

Net als met SET-metingen wordt er meer sedimentophoping waargenomen op laaggelegen locaties dan op hoger gelegen locaties, zie Figuur 10.5.

Locatie 8 en 9 liggen permanent onder water waardoor markerhorizonten niet gemeten kunnen worden. Daarnaast gebeurt het ook dat niet elke jaar het kaolien of het metalen plaatje wordt teruggevonden omwille van vegetatie. Een paar locaties gingen definitief verloren.

MH's en SET's meten verschillende processen: met MH's worden oppervlakteprocessen gemeten, een combinatie van sedimentatie, erosie en compactie van nieuw afgezet sediment. Met de SET-methode wordt een som van oppervlakte en sub-oppervlakte processen gemeten; sedimentatie, erosie en compactie van nieuw afgezet sediment, samen met wortelgroei, decompositie, poriewaterflux, en compactie in de onderliggende lagen. Dit betekent dat gemeten MH en SET-waarden niet altijd overeen kunnen komen; wanneer SET-waarden hoger zijn dan MH-waarden, spelen sub-oppervlakte processen een meer dominante rol.



Figuur 10.6: hoogteveranderingen gemeten met 2 soorten MH's en de SET-methode.

In figuur 10.6 is waar te nemen dat de diepte van het metalen plaatje en de kleilaag zich niet altijd op dezelfde diepte bevinden, terwijl dit wel verwacht wordt wanneer er geen verstoring op die plek plaatsvindt, zoals op slikken. De meetlocaties waar zowel SET als MH worden gemeten zijn echter begroeid. Plantenwortels kunnen een kleilaag verstoren, maar nooit in zijn geheel, terwijl ze een metalen plaatje omhoog of omlaag kunnen duwen. Wanneer een metalen plaatje minder diep ligt dan de kaolienlaag, is de waarde van de kaolienlaag betrouwbaarder. Wanneer de kleilaag niet is teruggevonden doordat deze teveel verstoord is of omdat er erosie heeft opgetreden, kan gebruikt gemaakt worden voor de waarden van het metalen plaatje.

Wanneer SET-metingen hoger uitvallen dan de dieptes gemeten met de MH's spelen sub-oppervlakte processen een meer dominante rol. Echter, het is ook mogelijk dat er erosie aan het oppervlak plaatsvindt. Dit is zeker het geval op site 5; deze locatie ligt direct naast de hoofdkreek. De locatie waar de MH's zich bevinden, ligt meer naar de kreek toe dan de locatie waar de SET wordt gemeten. Op de MH-locatie vindt erosie plaats; deze erosie gebeurt voorlopig nog op het sediment wat zich heeft gezet na 2006, maar verwacht wordt dat er meer erosie zal optreden naar verloop van tijd. SET 2, 4 en 6 liggen in een rietveld. Riet (*Phragmites australis*) vormt een enorm wortelstelsel, waarbij de MH's omhoog geduwd kunnen worden.

De laaggelegen SET-metingen t.o.v. MH'-metingen op locatie 10 en referentielocaties 2 en 3 zijn ook opvallend. Er wordt op deze locaties wel degelijk sedimentophoping gemeten, maar toch verandert de hoogte van het oppervlak minder. Een verklarende reden kan zijn dat er compactie en decompositie van zowel boven- als onderlagen plaatsvindt. Dit is een logische reden op locatie 10, die zich direct naast de hoofdkreek bevindt, waardoor verwacht wordt dat de drainage en daarmee compactie op deze locatie hoger is.

Een andere verklarende reden die meer kan gelden voor locatie Ref2 en Ref3 is dat de locatie van de MH lager ligt dan locatie waar de SET-metingen plaatsvinden. Deze 2 locaties liggen maar 1 meter uit elkaar, maar door de omliggende topografie kan het mogelijk zijn dat de ene locatie andere getijdenkarakteristieken heeft dan de andere. Het gaat hier maar om minimale hoogteverschillen. Voor de andere locaties lijken SET-waarden en MH-waarden niet veel van elkaar te verschillen en er wordt geen trend waargenomen van een dominantie van oppervlakteprocessen of sub-oppervlakteprocessen.

9.4.5. Resultaten en Discussie: Erosie en kreekvorming

In de voormalige Lippenbroekpolder komen 2 grachten voor, een min of meer noord-zuid lopende hoofdgracht, en een kleinere bijna loodrecht daarop aansluitende zijgracht (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..** Elk jaar worden de thalwegen van deze twee krek en de nieuw gevormde krek en ingemeten met een Total station. Daarnaast worden er ook een aantal dwarsdoorsnedes op vaste locaties gemeten. **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** toont de oude (lichtgekleurd) en nieuwgevormde (donkergekleurd) krek en, gemeten in 2012.



Figuur 10.7 Planimetrische evolutie van het geulennetwerk in het Lippenbroek voor de periode maart 2006 t/m april 2012. Zwartgekleurde kreken tonen nieuwgevormde kreken.

De resultaten van de topografische metingen voor 2011 zijn verwerkt in een wetenschappelijke publicatie (Vandenbruwaene et al., 2012), welke verschenen is in het vorig OMES-rapport (2010-2011). Voor 2012 hebben we een toename van kreken waargenomen, voornamelijk een verlenging van bestaande kreken (zie Figuur 10.7). Ook zijn er enkele kleine kreekjes verdwenen. Dit is een natuurlijk gevolg van opstopping door vegetatie en boomstammen en wordt veel waargenomen op natuurlijke schorren. Ook is waar te nemen dat de thalweg in de hoofdkreek zich verlegd heeft over tijd.

9.5. Bodemfysica en –chemie in het Lippenbroek

9.5.1. Inleiding

Van GGG's wordt verondersteld dat ze verschillende estuariene functies ondersteunen en verbeteren, zoals sedimentvangen en het begraven van nutriënten. De temporele dynamiek van de sedimentkarakteristieken is onderzocht om de belangrijkste processen, geïnduceerd door getijdenwerking, te identificeren. Vanaf 2006 zijn verschillende fysico-chemische parameters van de bodem intensief gemonitord in zowel het Lippenbroek als op 3 referentiesites (slik, riet en wilg, resp.: laag, midden en hooggelegen sites) op een aangrenzend schor langs de Schelde.

Onderstaande tekst is gebaseerd op een artikel geschreven door Beauchard: **Sediment abiotic patterns in current and newly-created intertidal habitats from an impacted estuary**. Beauchard heeft tevens de bodemsampling tussen 2006 en 2009 met hoge frequentie (seizoenaal) uitgevoerd. Tussen 2010 en 2012 zijn de bodemcampagnes uitgevoerd met lagere frequentie (2 maal per jaar, in mei en oktober).

9.5.2. Materiaal en methode

Staalname: Een bodemboor ($\varnothing$ 1 cm) werd gebruikt voor het nemen van bodemsamples. Er werden 3 strata onderscheiden: 0-5, 5-10 en 10-15 cm diep, en 3 gemixte stalen met 10 tot 15 boringen erin per locatie werden gebruikt voor analyse.

Analyse: bodemstalen werden bewaard op 4°C en binnen 24 uur verwerkt. N en P werden geëxtraheerd uit een subsample met 1 M KCl voor N en ammoniumacetaat-EDTA voor P. Na centrifugering werden N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^{2-} en P-PO_4^{3-} concentraties colorimetrisch bepaald met een 'segmented flow analyzer'. Bodem pH ($\text{pH-H}_2\text{O}$ en pH-KCl) werden gemeten in het supernatant van de bodemextractie met gedestilleerd water (Houba et al., 1989). Daarna delta-pH werd berekend uit pH-KCl minus $\text{pH-H}_2\text{O}$. Totaal stikstof en totaal fosfor concentraties werden colorimetrisch bepaald na destructie met zuur, en particulier stikstof en fosfor werden afgeleid door het verminderen met de totale concentratie aan ionen. Amorf silicium concentratie (ASi) werd gekwantificeerd met een thermo-inductief ICP na een sequentiële alkaline extractie voor 3, 4 en 5 uur in 1M Na_2CO_3 op 80°C. De hoeveelheid water in het sediment werd bepaald door het sedimentgewicht na drogen voor 5 dagen op 70°C te meten. Organische stofconcentratie werd geschat na verassing. Hiervoor werd het gewichtsverschil tussen ovengedroogd sediment (105°C) en verast sediment (550°C) bepaald. Daarna werd het overgebleven gedroogd sediment gebruikt voor het kwantificeren van granulometrische aspecten m.b.v. een laser diffractie deeltjesgrootte analyzer: gemiddelde korrelgrootte en klei/slib/zand percentages (resp. als <4, 4-63, 63 μm fracties). In het veld werd de sediment weerstand gemeten met een penetrometer.

9.5.3. Resultaten

Hiervoor wordt de publicatie van Beauchard weergegeven:

Sediment abiotic patterns in current and newly-created intertidal habitats from an impacted estuary

Olivier Beauchard^{1,2}, Johannes Teuchies¹, Sander Jacobs^{1,3}, Eric Struyf¹, Tom Van der Spiet¹, and Patrick Meire¹

¹University of Antwerp, Ecosystem Management Research Group, Universiteitsplein 1, 2610 Wilrijk, Belgium

²Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), P.O. box 140, 4400 AC Yerseke, The Netherlands

³Institute of Nature Conservation, Ministry of the Flemish Community, Kliniekstraat 25, B-1070 Brussels, Belgium

Abstract

The controlled Reduced Tide system (CRT) is a new technique for restoring tidal marsh, and is being applied in the Schelde estuary (Belgium). Biogeochemical processes of CRT were hypothesized to support and improve several estuarine functions such as sediment trapping and nutrient burial. In 2006, the first pilot CRT was implemented in the freshwater zone of the estuary. 15 sediment physicochemical descriptors were intensively monitored over three years in the newly-created CRT and reference habitats from the adjacent estuary. Soil transformations rapidly appeared in the CRT: the formation of a nutrient rich estuarine sedimentary substrate in the most frequently flooded zones contrasted with the estuarine sand flats where a shear stress is sustained by coastal squeeze. In a comparative way, the temporal dynamics of the sediment descriptors was explored in order to identify key processes engendered by the flooding of the CRT sediment. Although processes were particular to the CRT, reference and CRT sediment characteristics experienced long-term oscillations, whereby both systems fluctuated in a similar way. However, despite such variations, successful nutrient trapping and fine particles burial were demonstrated in the partly independent evolution of the CRT sediment. This study proves that the CRT system, in accordance with restoration goals, can restore ecological functions in impacted estuaries. In addition, the results highlight the complex temporality of abiotic patterns in intertidal sediments.

Introduction

Estuaries are known to play a crucial role in biogeochemical cycles by reworking riverine inputs and trapping contaminants (Billen et al. 1991; Middelburg and Herman 2007; Jickells 1998), but they are among the most threatened ecosystems due to human activities (Vitousek et al. 1997; McLusky and Elliot 2004; Long 2000). Densely populated and industrialized, the Schelde estuary (Belgium) has been greatly impacted since the twentieth century through embankments, dredging and contaminants. These pressures have caused a reduction of spatial extent of mudflats and shallow subtidal habitats, while the remaining ones undergo a physical stress sustained by coastal squeeze (Meire et al. 2005). Nowadays, in Europe and USA, loss of habitat is restricted due to national and international legislations whereby policies enforce habitat compensation in case of inevitable losses (Elliott et al. 2007; Zedler 2004). Estuarine marsh restoration involves many ecosystem compartments, among which estuarine sediments play a key role between material inputs (allochthonous particulate matter and in situ production) and material removal via erosion and organic matter decomposition (Neubauer 2008). Besides, a tidal habitat restoration scenario was demonstrated to increase the economical value of estuaries due to improved biogeochemical services (Andrews et al. 2006). In that context, tidal marsh restoration in the Schelde estuary was also assumed to contribute to ecosystem processes (Van den Bergh et al. 2005).

Although marsh restoration has been conducted through different coastal management practices, concomitant biogeochemical implications have received little attention (French 2006). In general, a rapid response of flora and fauna is observed when restoring tidal habitats; however, short and long-term biogeochemical development of marsh sediments remains questionable (Blackwell et al. 2004). Spatiotemporal patterns may be extremely variable given the diversity of estuaries over the world (Heip et al. 1995) and given that temporal patterns exhibit either seasonal or non-seasonal trends (Nowicki and Oviatt 1990). Tidal freshwater zones have been especially recognized as needing greater attention (Morris et al. 1978; Odum 1988), but knowledge on their sediment biogeochemistry still remains scarce (Blackwell et al. 2004; Megonigal and Neubauer 2009). Even in the Schelde estuary, one of the most studied in the world and comprising a long freshwater zone, no reference data series of several sediment abiotic descriptors is available at yearly scale. As regard to habitat restoration, this is critical since it is not possible to value an ecosystem when its structure and functioning are not fully understood (Jickells 1998). Hence, this underlines the necessity of documenting long-term sediment patterns in tidal freshwater marshes.

So far, managed realignment has been the main technique to restore tidal marshes (French 2006). It consists of dike breaching or removal in order to increase estuarine surface area from reclaimed land. However, most embanked areas adjacent to estuaries lie lower than the mean high water level so that dike opening produces a unique flooding frequency. This prevents the creation of a whole intertidal gradient which ensures a diversity of habitats and subsequent functions in accordance with non-impacted tidal marshes (Baldwin et al. 2009). A few years ago, a new restoration technique, controlled reduced tide system (CRT), was hypothesized to overcome this constraint (Cox et al. 2006; Maris et al. 2007). CRT consists of high inlet culverts and low outlet valves to adapt a restricted tidal regime with neap and spring tides, and provides storm flood protection (Beauchard et al. 2011). Recently, CRT was proved to successfully restore a complete flooding gradient (Beauchard et al. 2011), giving rise to a sedimentation gradient (Vandenbruwaene et al. 2011), and along which plant and invertebrate species communities were found to be highly specific (Beauchard et al. 2013; Jacobs et al. 2009). In parallel, a sediment physicochemical gradient is expected.

Increasing shear stress due to an increasing tidal amplitude (more than 1 m in 100 years in the Schelde), leads to a strong degradation of estuarine habitats (Van den Bergh et al. 2005). As CRT reduces shear stress (Maris et al. 2007), CRT is hypothesized to compensate for the functional deficiencies of current estuarine habitats such as sediment trapping and nutrient burial. Hence, a structural divergence between estuarine and CRT sediment characteristics is expected. Besides, since long-term sediment physicochemical patterns are still poorly documented in estuarine restoration, a description of sediment flooding effects through CRT system may provide new insights into temporal dynamics of tidal freshwater sediment characteristics.

Methods

1. Study area and monitoring design

The study area is situated in the freshwater tidal zone of the Schelde estuary, Belgium (51.086 °N; 4.171 °E; Fig. 1A). The main site is a polder ("Lippenbroek polder"; 8.2 ha) studied as part of a large pilot project of intertidal habitat restoration by means of CRT in combination with flood protection (Fig. 1B, upper insert). The polder is connected to the estuary by means of high inlet culverts and low outlet valve (Fig. 1B, lower insert). Whereas the estuary exhibits a mean tidal amplitude of 5.2 m, this is limited to circa 0.4 m in the polder at spring tide. The polder empties once water height in the estuary decreases to the outlet valve level. When water height in the estuary lies between inlet and outlet levels, a stagnant phase (circa 1.5 h) is induced. Nevertheless, CRT hydrological pattern was shown to reliably reproduce high-low tide and spring-neap cycles; for more technical details, see Beauchard et al. (2011). The polder was formerly an arable land and has been under tidal influence by means of CRT system since March 1st, 2006.

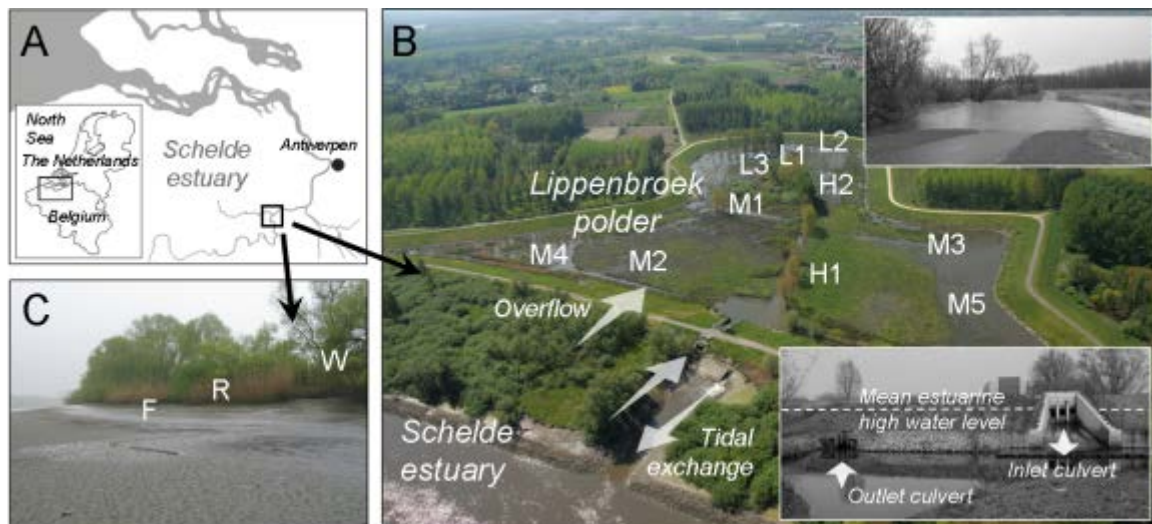


Fig. 1. A) Location map of the study area. B) Photograph of the CRT system; H, M and L for respectively highly, moderately and lowly elevated sites (see Figure 2 for a complementary description); lower insert, exchange culvert system; upper insert, overflow during a storm tide. C) Reference sites located 600 m upstream the polder: W, R and F for respectively willow, reed and flat.

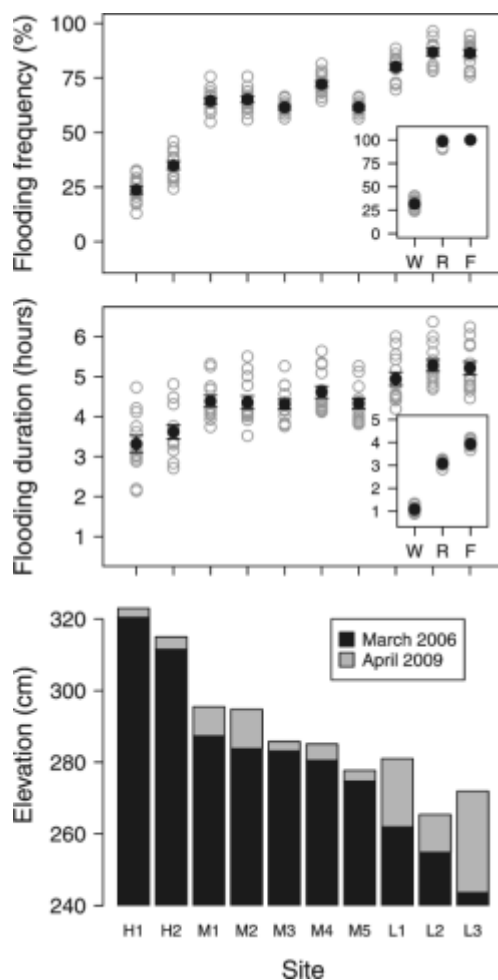


Fig. 2 Hydrological and topographical aspects of the monitoring sites. Black points represent mean values ($\pm$ S.E.) of 13 mean seasonal values (grey points). For sedimentation monitoring and patterns, see Vandenbruwaene et al. (2011).

In order to compare sediments properties between CRT and current estuarine habitats, permanent sampling sites (20 m² each) in the polder and in the adjacent estuary were selected according to comparable ranges of flooding frequencies (Fig. 2). Ten CRT sites were randomly chosen so that they cover homogeneously the area and account for the main part of the elevational range (Fig. 1B). In the estuary, three reference sites (Fig. 1C) were chosen as the most representative intertidal habitats in this part of the estuary: tidal flat (F), reeds (R) and willow (W).

Sediment sampling was conducted over thirteen seasons from April 2006 to April 2009 (once every three months, calendar-based seasons). At each site, sediments were sampled from surface to 15 cm deep. Since effects from flooding and sedimentation on sediment properties were expected, three sediment strata were considered to investigate vertical changes through time: 0 – 5 cm, 5 – 10 cm and 10 – 15 cm. A core-sampler (1 cm Ø) was used for soil extraction and strata were separated in three mixed samples based on 10 to 15 cores for each.

2. Abiotic descriptors and laboratory analyses

Sediment samples were stored at 4 °C and processed within 24 h. Extractable N and P were analysed in a sub-sample using 1 M KCl for N and ammonium acetate EDTA for P. After centrifugation, ammonium associated N (NH₄⁺), nitrite and nitrate associated N (NO₂⁻–NO₃⁻), and phosphate associated P (PO₄³⁻) concentrations were determined by colorimetric measurement with a segmented flow analyser. Soil pH (pH-H₂O and pH-KCl) were measured in the supernatant solution from soil extraction with distilled water (Houba et al. 1989). Then, delta pH was calculated from pH-KCl minus pH-H₂O; delta pH provides an assessment of the net charge on a colloidal system. Total nitrogen and total phosphorous concentrations were determined by acid digestion followed by colorimetric analysis, and particulate N and P were deduced by subtracting the total concentration from ionic concentrations. Amorphous silica concentration (ASi) was quantified on a thermo-inductively coupled plasmaspectrophotometer after sequential alkaline extraction for 3, 4 and 5 hours in 1 M Na₂CO₃ at 80 °C. Sediment water content was determined by measuring sediment weight after drying for 5 days at 70 °C. Organic matter concentration (OM) was estimated after loss on ignition. For this purpose, weight difference between oven dried sediment (105 °C) and sediment incinerated at 550 °C after 6 h was determined. Then, the remaining dry sediment was used to quantify several granulometric aspects by means of a laser diffraction particle size analyzer: mean grain size and clays/silts/sands percentages (respectively as the < 4, 4–63 and > 63 µm fractions). In order to measure flooding effect on CRT soil texture, sediment resistance to physical forces was quantified in situ with a penetrometer.

3. Data analyses

3.1. CRT versus estuary multivariate sediment patterns

Exposed to a soft hydrology, CRT sediment properties are expected to diverge from those of the adjacent estuary. Therefore, sediment patterns confronting both CRT and estuary were explored by means of a standardized principal component analysis (PCA) in order to derive the main gradients organizing the whole spatial and temporal information. Data were organized in a table composed of 13 dates × 13 sites × 3 strata in lines and the 15 sediment descriptors in columns. PCA axis scores were used as synthetic descriptors to test differences between reference and CRT sites over time by means of Wilcoxon signed-rank tests and a non-parametric multiple test procedures (Behrens-Fisher type; Munzel and Hothorn 2001).

3.2. Temporal dynamics of sediment descriptors

Whereas PCA was performed to highlight physicochemical gradients, a temporal description of estuary and CRT sediment characteristics was conducted to investigate processes in sediment strata over time. To this aim, temporal data series were computed respectively for estuary and CRT by averaging descriptor values per date and stratum. Moreover, nothing excluded *a priori* temporal variations of sediment descriptors in the estuarine sediment (e.g. seasonality or long-term changes) which was considered as a bench-mark for assessing changes of CRT soil/sediment characteristics. Therefore, differences between estuary and CRT temporal values (subtraction of the first from the second) were computed to identify the nature of temporal tendencies (increase, decrease or non-linearity) resulting specifically from CRT implementation. Pearson's correlation coefficients were used to test the significance of temporal similarity between estuary and CRT data series (significant r , $p < 0.05$) and to identify processes inherent to CRT only (non-significant r , $p < 0.05$). Computations and graphical representations were performed with R (R Development Core Team 2009); non-parametric multiple comparison and multivariate analyses were conducted respectively under the "nrmc" (Munzel and Hothorn 2001) and "ade4" packages (Chessel et al. 2004) available in R.

Results

1. Multivariate sediment patterns

The PCA highlighted a strongly structured pattern along two axes encompassing 68 % of the total information (Fig. 3A); correlation matrices are provided in Electronic Supplementary Materials (ESM) (Table S1, S2 and S3). The first axis characterized the particulate nature of the soil/sediment. It opposed particulate nutrients and silty elements to sands percentage and mean grain size. These descriptors positioned the sites along a flooding gradient, from high elevation (site W) to low elevation (site F) in the estuary, and inversely from low to high elevation in the CRT (Fig. 3B and 3C, from the left to the right side of the axis). Both reference and CRT PCA axis scores were significantly correlated to flooding frequency (estuary, $N = 117$, $r = 0.72$, $p < 0.001$; CRT, $N = 390$, $r = -0.44$, $p < 0.001$). The highest concentrations in particulate nutrients were found in the most frequently flooded CRT sites (see ESM Fig. S1 for detailed values). Silts and ASi contents, which could reach respectively more than 70 % and 15 mg/g of dry material (DM) at low elevation, exceeded the values encountered in the reference sites. Site R and F were particularly marked by their high sand content (more than 40 %) and their low nutrient concentrations. Particulate N and OM concentrations were also highest at low elevation in the CRT (more than respectively 5 mg/g DM and 120 mg/g DM) whereas they peaked at respectively 4 mg/g DM and 120 mg/g DM in site W in the estuary. Particulate P ranged between 3 and 4 mg/g DM at the most (site W; in the CRT, mid and high elevations) and were lower elsewhere.

The second axis was also correlated to flooding frequency in both estuary and CRT (estuary, $N = 117$, $r = -0.93$, $p < 0.001$; CRT, $N = 390$, $r = -0.49$, $p < 0.001$). In both systems, this gradient was commonly related to water influence. It opposed dry, clayey and resistant sediment at high elevation to wet and ion rich sediment (PO_4^{3-} and NH_4^+) at low elevation (from the top to the bottom of the axis).

Temporal changes were observed in the CRT over the three years along both axes (Fig. 3D). They consisted in a switch from the initial arable soil in spring 2006 to a silty and wet estuarine sediment in spring 2009 (Fig. 3D). To test the significance of these changes, PCA axes scores were used as synthetic surrogates of the sediment descriptors since they were strongly correlated to their most characteristic descriptors (Table 1). Wilcoxon signed-rank tests confirmed highly significant differences between April 2006 and April 2009 scores on both PCA axes ($p < 0.0001$); no significant difference was detected in the estuary ($p > 0.05$). Changes were particularly significant at mid and low elevations along the first axis (Table 2). Relative to estuarine elevation scores, mid and low CRT

elevation scores switched from the right to the left of the axis over the three years. To a lesser extent, changes were also significant along the second axis, from top to bottom.

In parallel, the pattern exhibited an ordination of CRT sediment strata from top to bottom sediment over time (Fig. 3E and 3F). The top stratum was the most modified, and opposed to the lowest one due to increased nutrient and fine particle contents characteristic of inter-annual changes; this stratification suggests a top-down building of an estuarine sediment through accretion leading to a more homogeneous surface sediment at low elevation (see Fig. 2).

Table 1. Pearson's correlation coefficients and significances between sediment descriptors and PCA axis scores (N = 507). Significance level: *, 0.05; **, 0.01; *, 0.001**

Descriptor	PCA axis 1	PCA axis 2
Mean grain size	0.84 ***	-0.37 ***
Clays	-0.18 ***	0.74 ***
Silts	-0.91 ***	0.10 *
Sands	0.83 ***	-0.44 ***
Sediment resistance	0.39 ***	0.66 ***
% water	-0.72 ***	-0.57 ***
PO4	-0.08	-0.84 ***
Particulate P	-0.60 ***	0.39 ***
NH4	0.13 **	-0.59 ***
NO2-NO3	-0.13 **	0.33 ***
Particulate N	-0.91 ***	0.01
ASi	-0.86 ***	-0.15 **
OM	-0.89 ***	0.26 ***
pH	0.56 ***	0.62 ***
Delta pH	-0.40 ***	-0.75 ***

Table 2. Non-parametric multiple comparison tests between reference sites and CRT elevations scores on the PCA axes. “-” and “+” indicate respectively lower and greater mean axis score for CRT elevations. Significance level: *, 0.05; **, 0.01; *, 0.001. See Figure 1 for codes**

		First year			Second year			Third year		
		W	R	F	W	R	F	W	R	F
First PCA axis score	H	+ ***	+ ***	- *	+ ***	+ ***	- ***	+ ***	+ *	- ***
	M	+ ***	+	- ***	+ ***	+	- ***	+ **	- *	- ***
	L	+	-	- ***	-	- ***	- ***	-	- ***	- ***
Second PCA axis score	H	+ **	+ ***	+ ***	+ ***	+ ***	+ ***	+ **	+ ***	+ ***
	M	+	+ ***	+ ***	+	+ ***	+ ***	-	+ ***	+ ***
	L	-	+ ***	+ ***	- **	+ ***	+ ***	- ***	+ ***	+ ***

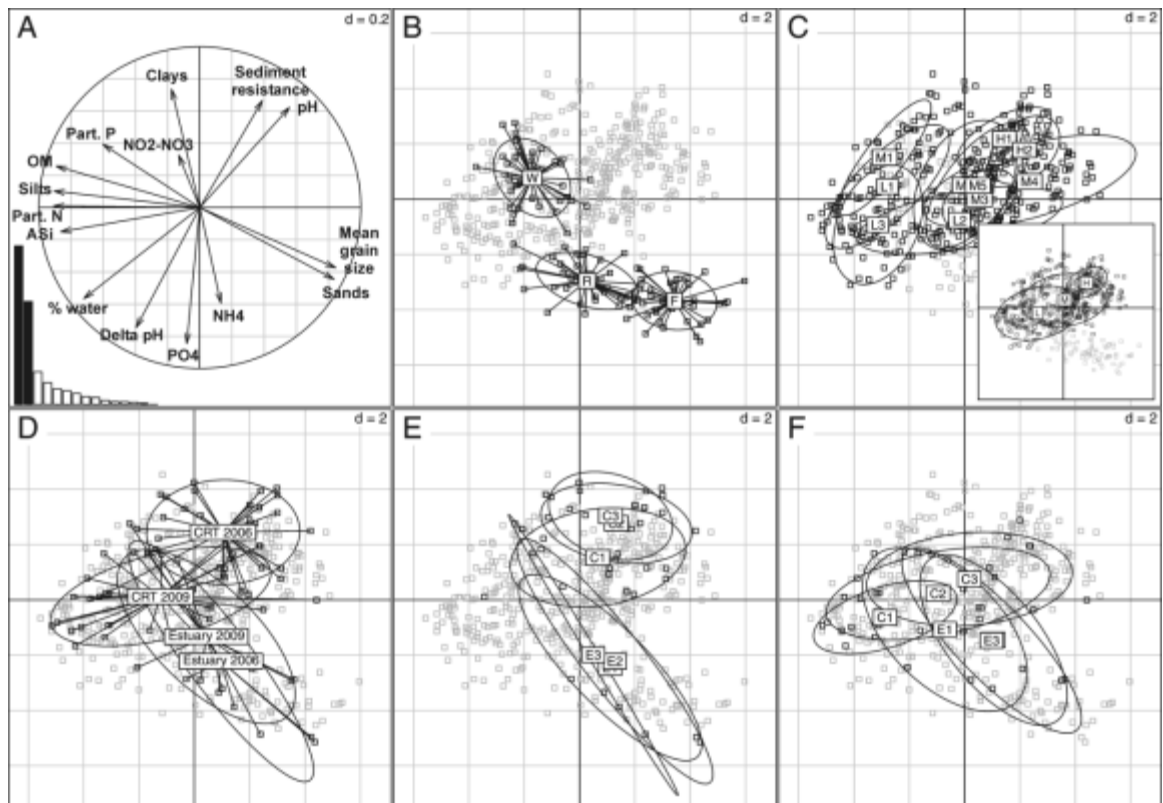


Fig.

Fig. 3 PCA, overall spatiotemporal pattern. **A)** Correlations circle and eigenvalue diagram; axis 1 (horizontal), 41 %; axis 2 (vertical), 27 %. **B)** Reference sites. **C)** CRT sites; insert, CRT sites grouped per elevational category; see Figures 1 and 2 for codes. **D)** Sites grouped per system the first and last samplings (spring season). **E)** Strata grouped per system in spring 2006 (“E”, estuary; “C”, CRT; 1, 0 – 5 cm; 2, 5 – 10 cm; 3, 10 – 15 cm). **F)** Strata grouped per system in spring 2009. “d” indicates the grid scale. See Figure 7 for complementary information.

2. Temporal dynamics

In both estuary and CRT, average values of sediment characteristics exhibited non-seasonal variations, except NO_2^- – NO_3^- concentrations in CRT which were maximal in winter and minimal in summer (Fig. 4, Fig. 5). Globally, the three strata exhibited synchronous variations. In the estuary, variations were either reversible (clear oscillation for Mean grain size, PO_4^{3-} , particulate P and N, ASi) or irreversible (increase in % water). In the CRT, variations were more irreversible, notably for descriptors found characteristic of temporal changes in PCA: % silts and sands in top stratum, sediment resistance, % water, PO_4^{3-} , particulate N, ASi, OM in top stratum, pH and delta-pH. Over the three years, values of these descriptors in the three strata either homogenized (sediment resistance) or diverged (% silt and sand, nutrients, pH and delta-pH). Besides, PO_4^{3-} concentration increased with depth in the estuary whereas this gradient was inverted in the CRT.

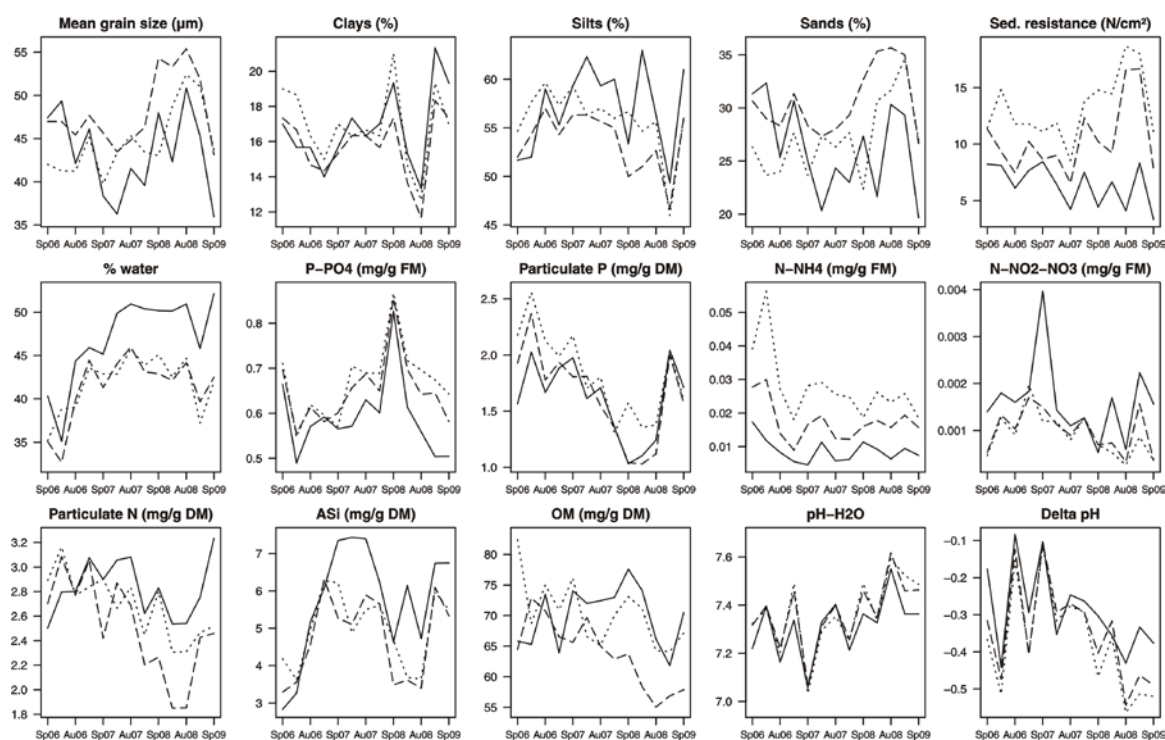
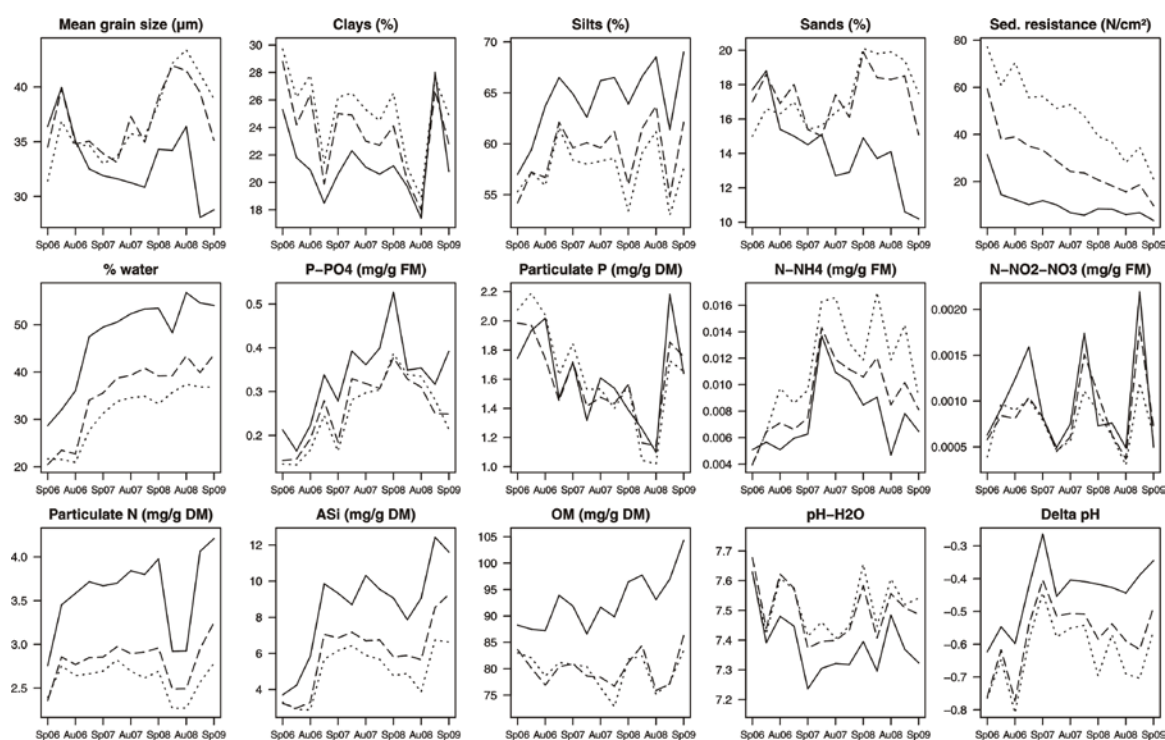


Fig. 4 Temporal profiles of the physicochemical descriptors in the estuary. In abscissa, seasons from spring 2006 (Sp06) to spring 2009 (Sp09). Continuous, dotted and finely dotted lines corresponding to respectively 0



– 5, 5 – 10, and 10 – 15 cm strata. FM: fresh material; DM: dry material.

Fig. 5 Temporal profiles of the physicochemical descriptors in the CRT. In abscissa, seasons from spring 2006 (Sp06) to spring 2009 (Sp09). Continuous, dotted and finely dotted lines corresponding to respectively 0 – 5, 5 – 10, and 10 – 15 cm strata. FM: fresh material; DM: dry material.

Although % clays exhibited remarkable variations (Fig. 4 and 5), the relationships between clay content in CRT and estuary were positive and significant (Table 3). Other significant relationships were similarly observed in the three strata for mean grain size, % water, particulate P and ASi. Relationships were significant in intermediate and deep strata for both PO_4^{3-} and NO_2^- – NO_3^- concentrations. More locally, relationships for % sands and particulate N concentrations were significant respectively in intermediate and top strata. The rest of the relationships were non-significant, pointing to temporal patterns inherent to CRT.

Table 3 Pearson's correlation coefficients between estuary and CRT temporal series (N = 13 dates). Significance level: *, 0.05; **, 0.01; *, 0.001**

Descriptor	0 – 5 cm	5 – 10 cm	10 – 15 cm
Mean grain size	0.67 *	0.82 ***	0.82 ***
Clays	0.75 **	0.74 **	0.80 **
Silts	0.62 *	0.41	0.43
Sands	0.54	0.73 ***	0.48
Sediment resistance	0.50	-0.19	-0.47
% water	0.85 ***	0.77 **	0.58 *
PO ₄	0.54	0.59 *	0.74 **
Particulate P	0.72 **	0.75 **	0.90 ***
NH ₄	-0.04	-0.34	-0.42
NO ₂ -NO ₃	0.23	0.59 *	0.60 *
Particulate N	0.74 **	0.29	0.54
ASi	0.78 **	0.69 **	0.71 **
OM	0.03	-0.13	0.44
pH	0.14	0.30	0.46
Delta pH	-0.09	0.02	0.26

In order to compare CRT to estuary independently of long-term variations, differences between CRT and estuary provides a complementary appreciation of temporal dynamics (Fig. 6). In the granulometric part, whereas CRT % clays oscillated over the three years (Fig. 5), the difference to the estuary exhibited a progressive decrease (Fig. 6). Similarly for the ionic part, differences in PO_4^{3-} and NH_4^+ concentrations exhibited an asymptotic pattern reaching zero in the top sediment. In the particulate nutrient part, ASi differences exhibited a notable seasonal pattern in ASi accumulation, with maxima in winter and minima in summer; differences in intermediate and deep particulate N increased whereas estuarine concentrations mainly decreased. Additionally, % OM differences increased in CRT intermediate stratum relative to estuary where values decreased (Fig. 4). Continuous tendencies (sediment resistance, % water, particulate N, ASi, pH and delta-pH) resulted from strong continuous decreases or increases in the CRT over ranges of values larger than in the estuary (Fig. 4 and 5). On the contrary, stochastic profiles such as those from mean grain size and particulate P resulted from small differences and strong correlations (Table 3).

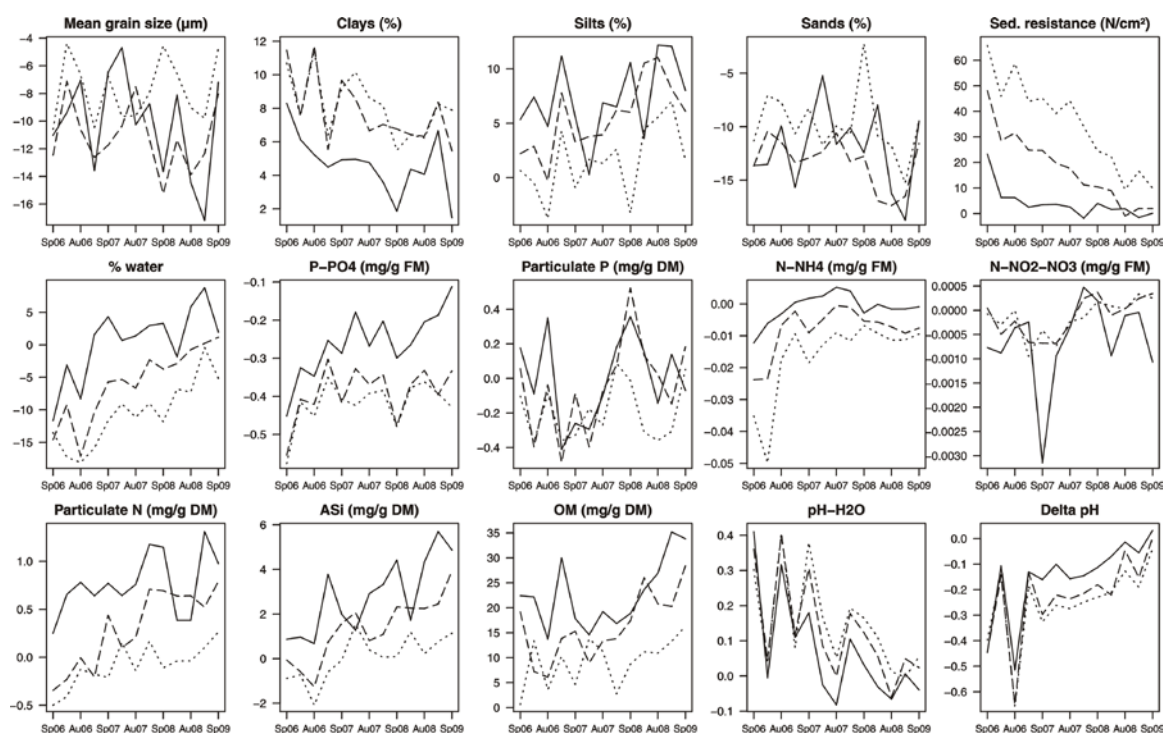


Fig. 6 Temporal profiles of physicochemical descriptor differences between CRT and estuary (values in Figure 5 minus values in Figure 4). In abscissa, seasons from spring 2006 (Sp06) to spring 2009 (Sp09). Continuous, dotted and finely dotted lines correspond to respectively the 0 – 5 cm, 5 – 10 cm and 10 – 15 cm strata. FM: fresh material; DM: dry material.

Discussion

1. Hydrological effects of CRT system on sediment characteristics

In the CRT, sediment deposition was rapid and elevation-dependent, with higher accretion rates in frequently flooded sites (Vandenbruwaene et al. 2011). Soil of less-elevated sites was almost entirely covered by 15 cm of river sediment in less than two years. The former agricultural soil gradually developed to typical estuarine sediment. As demonstrated here, by mitigating tidal energy, a CRT system rapidly engenders a complete intertidal gradient along which organic matter and nutrient contents increase from high to low elevation. This contrasts with the estuarine gradient where eroded sheer cliffs form (Beauchard et al. 2011). Accretion of a fine-grained and soft estuarine substrate at mid and low elevations, confirms the compensation potential of the CRT system for habitat impairment in the Schelde estuary (Meire et al. 2005; Van den Bergh et al. 2005). On estuarine tidal flats and reed beds, the water current speed can reach 1 m/s (Flanders Hydraulics Research, June 2009, personal communication) whereas it never exceeds a few cm/s on the CRT flats (field observations). This shear stress on the estuarine tidal flats is clearly illustrated by the high sand content. High flow velocities limit fine sediment trapping, reflecting the lowest nutrient concentrations encountered in site F and R. This explains the inversed nutrient concentration gradient in the CRT highlighted along the first PCA axis where organic matter and nutrients accumulate from high elevation (low contents) to low elevation (high contents) through a soft hydrology; Figure 7 synthesizes the main outcomes of this gradient analysis. The deposition of fine sediment fractions in the CRT confirms the enhanced capacity of CRT in trapping nutrients, usually adsorbed onto fine sediment fractions (Forstner et al. 1982; Nayar et al. 2007). Concomitant measurements support these conclusions since the CRT acts as a sink for dissolved nitrogen (Maris et al. 2008) and heavy metals (Teuchies et al. 2012). Moreover, the physical properties of this newly-created substrate offers important opportunities for ecological development such as substrate

quality for benthic invertebrates (Beauchard et al. 2013; Bock and Miller 1995) and vegetation development as already shown in this CRT (Jacobs et al. 2009).

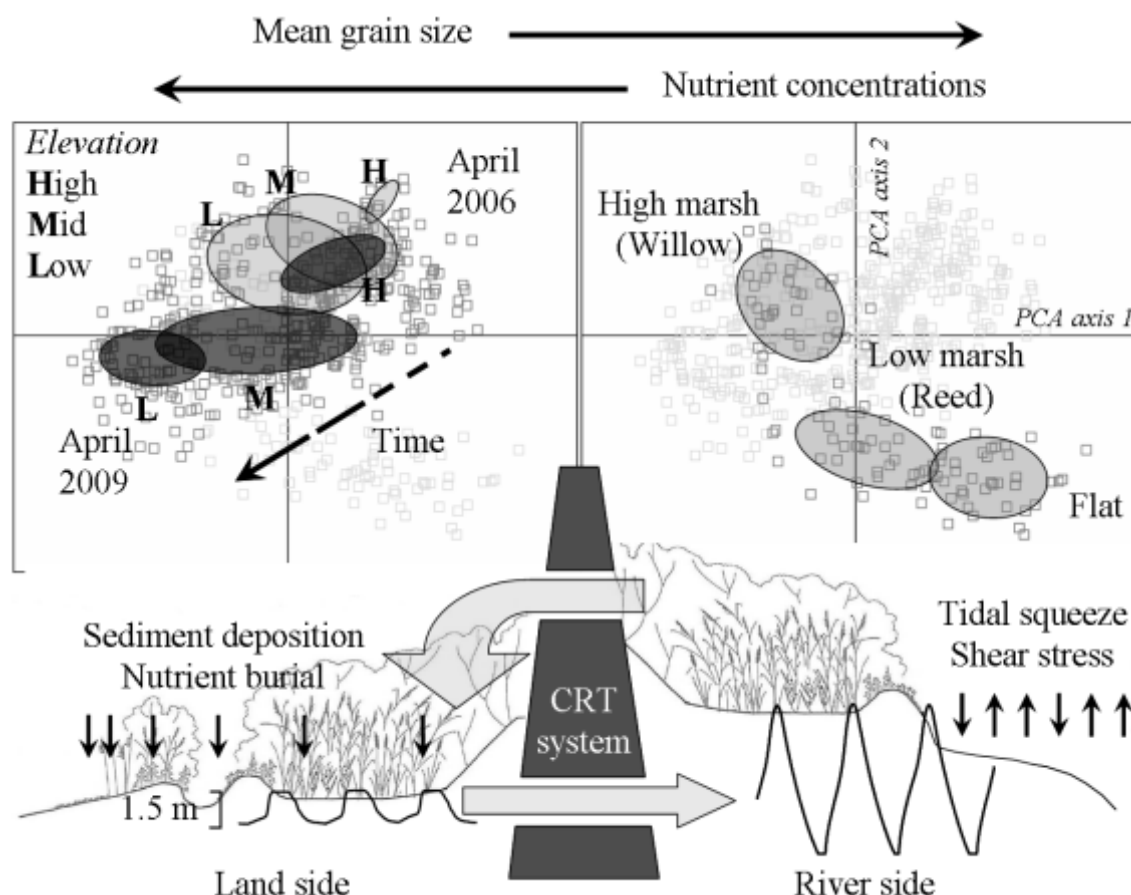


Figure 7. Illustrative synthesis of tidal marsh restoration through CRT system. Upper graphs are related to Figures 3C (right) and 3B (left) corresponding respectively to the subsided polder (bottom right) relatively to mean high water level in the estuary (bottom left); flooding frequency increases from high to low elevation, from right to left in CRT, from left to right in the estuary. Curves represent tidal cycles whose amplitudes are proportionally comparable. Centre: CRT system implemented in the dike, displaying its high inlet culvert and low outlet valve; arrows indicate water circulation.

2. Organic matter and nutrient dynamics

Over three years, CRT soil/sediments experienced marked changes in texture. Silts largely replaced sands in surface sediment and clays over the whole sediment horizon. The decrease in % clays contrasted to the concomitant increase in pH since clayey soils generally produce acid conditions. This suggests that organic matter and nutrients could have conditioned the new ambient physicochemical environment. Firstly, decomposition of increased organic matter content may have enhanced inputs of organic acids. Secondly, the production of carbonic acid from the dissolution of carbon dioxide produced by respiration may have contributed to the acidification; this is supported by the lower pH in the surface sediment which are generally more oxic (Baldwin et al. 1997). Blackwell et al. (2004) and Kadiri et al. (2011) suggest similar processes to explain sediment acidification following managed realignment.

Freshwater tidal marshes are sinks for detritus, hence explaining the strong organic nature of their sediments (Odum 1988; Findlay et al. 1990). The temporal patterns of OM content of both CRT and estuary were non-significantly correlated (Table 3). This suggests that different processes governed the dynamics of organic carbon in the CRT. In the top sediment, the observed increase could be

attributed to vegetation development and litter formation. Firstly, large amounts of organic matter are produced by plants which contribute to its accumulation in the sediment (Rooth et al. 2003). Secondly, the vegetation development was shown to exceed the reference sites production (Jacobs et al. 2009). Plant and litter represent an important compartment in sediment carbon storage when buried in tidal freshwater marshes (Findlay et al. 1990; Magonigal and Neubauer 2009). This supports the importance of autotrophy (autochthonous matter) next to estuarine sediment import (allochthonous matter) in explaining organic matter accumulation.

Like particulate P, particulate N was strongly correlated to OM in both systems (ESM Table S1, S2 and S3), hence supporting its organic origin. Tidal freshwater wetlands are known to be sinks for N, where allochthonous input originating from flood water exceeds largely the allochthonous part originating from atmosphere (Bowden et al. 1991; Magonigal and Neubauer 2009). As expected, particulate N accumulated in the CRT sediment, hence ensuring an excess nutrient removal from the water. However, this nitrogen sink may have not accounted for the whole nitrogen removal since other pathways exist, such as denitrification of nitrate to gaseous dinitrogen or nitrous oxide. In the Schelde estuary, depending on habitat, nitrogen removal under gaseous form ranges from 2.4 % in freshwater marsh (Gribsholt et al. 2006) to 55 % in brackish intertidal flats (Middelburg et al. 1995).

On average, particulate P concentrations were similar in both systems, and no clear accumulation was observed in the CRT sediment despite tidal freshwater marshes being recognized to efficiently retain phosphorus (Hartzell et al. 2010). Increasing particulate P concentrations should have been expected in the CRT given its higher capability in trapping fine sediments. The absence of a clear tendency in the difference between CRT and estuary contents might suggest an immediate conversion into ionic P (e.g. decomposition of the organic fraction) following deposition in CRT sediments. This hypothesis is contradicted by the absence of significant relationship between particulate P and PO_4^{3-} in the CRT (ESM Table S3). However, when averaged per season and stratum, the relationship is highly significant ($r = -0.68$, $p < 0.0001$), as illustrated in Figure 5. Thus, conversion from particulate P into ionic P might be partially true due to local processes (e.g. elevation-dependent) blurring the overall relationship.

NH_4^+ is known to result from the transformation of organic nitrogen by heterotrophic microbes under aerobic conditions. CRT NH_4^+ concentration was not or weakly correlated to OM and particulate N concentrations, whereas the relationships were significant in the estuary (ESM Tables S2 and S3). In the CRT, a greater OM accumulation rate than OM decomposition rate might explain this discordance. However, the decreasing tendency of the difference between estuary and CRT NH_4^+ temporal profiles (Fig. 6) suggests an additional hypothesis related to floodwater. The increase in delta pH following the introduction of the flooding regime indicates an increase in ionic charge of the sediment particles, possibly enhancing desorption of cations, particularly in the top sediment. However, the link between NH_4^+ and delta pH in the CRT was found to be poorly significant (ESM Table S2). In both systems, concentrations were found to increase with depth, whereas the reverse was observed in the difference, with a faster stabilisation in the CRT top sediment. Hence, this relative NH_4^+ enrichment in the CRT may have originated directly from simple top-down diffusion from the floodwater. Indeed, in a ^{15}N labelling study in a nearby tidal marsh (Gribsholt et al. 2005), NH_4^+ was shown to be partially retained by the marsh. The estuarine nature of the deposited sediments in the CRT may have also contributed to this stabilisation.

NO_2^- – NO_3^- and NH_4^+ concentrations were negatively correlated in both systems (ESM Table S2 and S3) with concentrations of NH_4^+ increasing with depth. This suggests a conversion from the second to the first by nitrification following a hypoxia gradient from top to bottom sediment, supported by recent field measurements. At high elevation, redox potential ranged from + 50 mV in the top sediment to –230 mV at 15 cm depth, and from –140 mV to –230 mV at a low elevation (April 2011, unpublished data). However, the marked seasonality of NO_2^- – NO_3^- CRT concentration contrasted with the estuary concentrations. The lower CRT concentrations were probably attributable to the seasonal vegetation dynamics, as the CRT has been colonized mainly by annual plants species

exhibiting a clear seasonal pattern (Jacobs et al. 2009). This might result from a preference of plants and microorganisms for NO_2^- and NO_3^- to cope with NH_4^+ toxicity at high uptake rates (Stevens et al. 2011). The maximal summer vegetation development concurs with the minimal summer concentrations here, which suggests a plant uptake regulation. In the estuary, such a variation could have only been suggested in site R, since no plant occurs in site F, and pluriannual plants dominate in site W (*Salix* sp.).

When sediments are flooded, subsequent hypoxia produces a reduction of Fe^{3+} which then could release iron bounded PO_4^{3-} (Baldwin et al. 1997). The relative increase in PO_4^{3-} concentrations in the CRT sediments could have resulted from a release of PO_4^{3-} ions in deeper sediment layers and a subsequent bottom-up migration of ions, possibly re-adsorbed in the top sediment. This could additionally be attributed to a direct import from the estuary. Indeed, CRT concentrations were decreasing from top to bottom sediment contrary to those in the estuary, organized in an inverted way with highest concentrations in the deepest stratum (Fig. 4, Fig. 5). Since surface sediments are generally more oxic, the release in PO_4^{3-} should have been expected lower in the surface sediment. Since the concentration tended to stabilize in the top sediment relative to the estuarine one (Fig. 6), as for NH_4^+ concentration, this might have resulted from the setting of an equilibrium between CRT sediment and floodwater concentrations. This assumption is supported by the positive correlation between PO_4^{3-} and water content in the CRT sediment, non-significant in the estuary sediment (ESM Table S2 and S3). Moreover, in the estuary, OM and particulate P were positively correlated and both negatively correlated to PO_4^{3-} , but no significant correlation was found between particulate P and PO_4^{3-} in the CRT. Hence, the negative relationship between particulate P and PO_4^{3-} in the estuary might have been explained by OM decomposition. In the CRT, imported PO_4^{3-} in surface sediments might have blurred the same process, at least at mid and high elevations (particulate P vs. PO_4^{3-} relationships; low elevation (L sites), $r = -0.35$, $p < 0.001$; mid elevation (M sites), $r = -0.02$, $p = 0.712$; high elevation (H sites), $r = 0.41$, $p < 0.001$).

The ASi accumulation is of importance as dissolved silica was shown to be released in high concentrations in interstitial water of this CRT (Jacobs et al. 2008). This dissolved silica is released to the flood water, providing a buffer function for silica limitation in the estuary. Such a limitation can engender harmful algal blooms and subsequently eutrophication (Van Spaendonk et al. 1993). Recent measurements showed that 80 % of ASi content in the Schelde marsh sediments originate from diatoms (Conley and Guo, unpublished data). The seasonal pattern in differential ASi concentration (Fig. 6) was linked to the seasonality of accretion rate in the CRT which was shown to be maximal in winter (Temmerman et al. 2003; Struyf et al. 2007; Vandenbruwaene et al. 2011). The differential ASi accumulation between CRT and estuary supports, once again, an impaired accretion capability of the tidal flats and reed beds.

3. Long-term variations of sediment characteristics

Whereas seasonality was shown to govern the temporal pattern of water characteristics in estuaries from temperate zones (Livingston et al. 1997; Van Damme et al. 2005), temporal patterns of sediment characteristics in the studied estuarine location were clearly non-seasonal. Although continuous development of a fine and nutrient enriched sediment could be expected in the CRT, reversible tendencies were observed in both estuary and CRT. These variations remain difficult to explain without more information in the context of this study. However, the fact that these variations occur in both estuary and CRT is interesting since both study locations were relatively remote from each other (circa 600 m) and exhibited initially different sediment characteristics (Fig. 3D). Among the significant relationships between estuary and CRT temporal series, synchronous variations for mean grain size and especially % clays were observed over the whole sediment horizon (Table 3). As CRT sediment accretion was constant over the whole study period (Vandenbruwaene et al. 2011), these variations could not have resulted from sudden erosion / sedimentation and consequent

changes in granulometry. Similarly for % water, no change in flooding frequency was registered during the study period (Beauchard et al. 2011). Besides, it seems obvious that estuary and CRT sediments experienced common wetting processes during the flood which might commonly influence their respective biogeochemistry.

Alternatively to physical processes, the implication of biological processes could be speculated. Additionally to granulometry, particulate N, particulate P, NO_2^- – NO_3^- and PO_4^{3-} varied similarly in both estuary and CRT. It is largely recognized that nutrient cycles are, at least in part, regulated by bacterial activity and density. Moreover, in intertidal sediments, bacterial density was shown to be related to sediment granulometry (Dale 1974). Hence, a complex dynamics involving microorganisms, granulometry and nutrients could be hypothesized to explain long-term variations of sediment characteristics.

4. Conclusion

This study has demonstrated that the CRT system implemented in a former arable land can successfully develop an estuarine sediment without dike breaching as often operated in estuarine restoration. In spite of an initial tidal amplitude which does not exceed one meter, the restoration technique was shown to generate a gradient of sediment characteristics from high to low elevation. The resulting physicochemical characteristics of the sediment strongly contrast with those encountered in the frequently flooded habitats of the adjacent estuary. The restoration technique was proved to counteract the shear stress exerted on estuarine tidal flats and reed beds where estuarine functions such as sediment trapping and nutrient burial are deficient. Furthermore, this work was an opportunity to detect non-seasonal variations over three years in intertidal sediments which deserve further investigations in this research field. At least, the amplitudes of these variations, from one to three orders of magnitude, emphasise that the predictive ability of models on nutrient budget may be critically biased when quantitative assessments are conducted over a short term.

Conclusively, as part of the development of a healthy and multifunctional estuarine water system (Van den Bergh et al. 2005), the implementation of the CRT system on several hundreds hectares along the Schelde estuary might have a significant influence on the biogeochemistry of the entire system. So far, the ecological quality of CRT sediments does not seem to counteract the successful floral and faunal developments along the CRT flooding gradient (Beauchard et al. 2013; Beauchard et al. in revision; Jacobs et al. 2009).

Acknowledgments

This research was funded by graduate research fellowships of Antwerp University. We greatly thank Katrijn Vanreenterghem for field and laboratory contributions, and Stefan Van Damme for valuable comments and constructive suggestions. Part of this work was realized in collaboration with the Flemish Government, Environment and Infrastructure department, W&Z (Sigma plan).

References

- Andrews, J.E., D. Burgess, R.R. Cave, E.G. Coombes, T.D. Jickells, D.J. Parkes, and R.K. Turner. 2006. Biogeochemical value of managed realignment, Humber estuary, UK. *Science of the Total Environment* 371: 19–30.
- Baldwin, A.H., Barendregt, A., Whigham, D.F., 2009. Tidal freshwater wetlands – An introduction to the ecosystem. In *Tidal Freshwater Wetlands*, ed. A. Barendregt, D.F. Whigham, and A.H. Baldwin, 1–10. Backhuys Publisher, Leiden.
- Baldwin, D.S., A.M. Mitchell, and G. Rees. 1997. *Chemistry and microbial ecology: processes at the microscale*. In *Frontiers in Ecology – Building the Links*, ed. N. Klomp, and I. Lunt, 171–181. Elsevier.
- Beauchard, O., S. Jacobs, T.J.S. Cox, T. Maris, D. Vrebos, A. Van Braeckel, and P. Meire. 2011. A new technique for tidal habitat restoration: evaluation of its hydrological potentials. *Ecological Engineering* 37: 1849–1858.

- Beauchard, O., S. Jacobs, T. Ysebaert, and P. Meire, 2013. Macroinvertebrate community functioning in impacted and newly-created tidal freshwater habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 120: 21–32.
- Beauchard, O., S. Jacobs, T. Ysebaert, and P. Meire., in revision. Avian response to tidal freshwater habitat creation by controlled reduced tide system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- Billen, G., G.C. Lancelot, and M. Meybeck. 1991. N, P, and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean. In *Ocean margin processes in global change*, ed. F.C.A. Mantoura, J.M. Martin, and R. Wollast, 19–44. Wiley, New York.
- Blackwell, M.S.A., D.V. Hogan, and E. Maltby. 2004. The short-term impact of managed realignment on soil environmental variables and hydrology. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 889–901.
- Bock, M.J., and D.C. Miller. 1995. Storm effects on particulate food resources on an intertidal sandflat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 187: 81–101.
- Chessel, D., A.B. Dufour, and J. Thioulouse, 2004. The ade4 package-I - One-table methods. *R News* 4:5–10.
- Bowden, W.B., C.J. Vorosmarty, J.T. Morris, B.J. Peterson, J.E. Hobbie, P.A. Steudler, B. Moore, 1991. Transport and processing of nitrogen in a tidal freshwater wetland. *Water Resources Research* 27: 389–408.
- Cox, T.J.S., T. Maris, P. De Vleeschauwer, T. De Mulder, K. Soetaert, and P. Meire. 2006. Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. *Ecological Engineering* 28: 55–63.
- Dale N.G., 1974. Bacteria in intertidal sediments: Factors related to their distribution. *Limnology and Oceanography* 19: 509–518.
- Elliott, M., D. Burdon, K.L. Hemingway, and S.E. Apitz, 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science – A revision of concepts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74: 349–366.
- Findlay, S., K. Howe, and H.K. Austin. 1990. Comparison of detritus dynamics in two tidal freshwater wetlands. *Ecology* 71: 288–295.
- Forstner, U., W. Calmano, and J. Schoer. 1982. Metals in sediments from the Elbe, Weser and Ems Estuaries and from the German Bight: grain size effects and chemical forms. *Thalassia Jugosl* 12: 30–38.
- French, P.W. 2006. Managed realignment – The developing story of a comparatively new approach to soft engineering. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 409–423.
- Gribsholt, B., H.T.S. Boschker, E. Struyf, M. Andersson, A. Trammer, L. De Brabandere, S. Van Damme, N. Brion, P. Meire, F. Dehairs, J.J. Middelburg, and C. Heip. 2005. Nitrogen processing in a tidal freshwater marsh: a whole ecosystem ¹⁵N labeling study. *Limnology and Oceanography* 50: 1945–1959.
- Hartzell, J.L., T.E. Jorda, and J.C. Cornwell. 2010. Phosphorus burial in sediments along the salinity gradient of the Patuxent river, a subestuary of the Chesapeake bay (USA). *Estuaries and Coasts* 33: 92–106.
- Heip, C.H.R., N.K. Goosen, P.M.J. Herman, J. Kromkamp, J.J. Middelburg, and K. Soetaert. 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and Marine Biology* 33: 1–149.
- Houba, R., J.J. van der Lee, I. Novozamsky, and I. Wallinga. 1989. Soil and plant analysis, a series of syllabi. Part 5. Soil analysis procedures. Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- Jacobs, S., O. Beauchard, E. Struyf, T.J.S. Cox, T. Maris, and P. Meire. 2009. Restoration of tidal freshwater vegetation using controlled reduced tide (CRT) along the Schelde estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85: 368–376.
- Jacobs, S., E. Struyf, T. Maris, and P. Meire. 2008. Spatiotemporal aspects of silica buffering in restored tidal marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80: 42–52.
- Jickells, T.D. 1998. Nutrient biogeochemistry of the coastal zone. *Science* 281: 217–222.
- Kadiri, M., K.L. Spencer, C.M. Heppell, and P. Fletcher, 2011. Sediment characteristics of a restored saltmarsh and mudflat in a managed realignment scheme in Southeast England. *Hydrobiologia* 672: 79–89.
- Livingston, R.J., X. Niu, F.G. Lewis III, and G.C. Woodsum. 1997. Freshwater Input to a Gulf Estuary: Long-Term Control of Trophic Organization. *Ecological Applications* 7: 277–299.
- Long, E.R. 2000. Degraded sediment quality in U.S. estuaries: a review of magnitude and ecological implications. *Ecological Applications* 10: 338–349.
- Maris, T., T.J.S. Cox, S. Temmerman, P. De Vleeschauwer, S. Van Damme, T. De Mulder, E. Van den Bergh, and P. Meire. 2007. Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a flood control area. *Hydrobiologia* 588: 31–43.
- McLusky, D.S., and M. Elliott. 2004. The Estuarine Ecosystem: ecology, threats and management. Oxford University Press Inc., New York.
- Megonigal, J.P., and S.C. Neubauer. 2009. Biogeochemistry of tidal freshwater wetlands. In *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*, ed. G.M.E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon, M.M. Brinson, 535–563. Elsevier.
- Meire, P., T. Ysebaert, S. Van Damme, E. Van den Bergh, T. Maris, and E. Struyf. 2005. The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540: 1–11.
- Middelburg, J.J., and P.M.J. Herman. 2007. Organic matter processing in tidal estuaries. *Marine Chemistry* 106: 127–147.
- Middelburg, J.J., G. Klaver, J. Nieuwenhuize, and T. Vlug. 1995. Carbon and nitrogen cycling in intertidal sediments near Doel, Scheldt Estuary. *Hydrobiologia* 311: 57–69.

- Morris, A.W., R.F.C. Mantoura, A.J. Bale, and R.J.M. Howland. 1978. Very low salinity regions of estuaries: important sites for chemical and biological reactions. *Nature* 274: 678–680.
- Munzel, U., and L.A. Hothorn. 2001. A unified approach to simultaneous rank test procedures in the unbalanced one-way layout. *Biometrical Journal* 43: 553–569.
- Neubauer, S.C., 2008. Contributions of mineral and organic components to tidal freshwater marsh accretion. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 78–88.
- Nowicki, B.L., and C.A. Oviatt. 1990. Are estuaries traps for anthropogenic nutrients? Evidence from estuarine mesocosms. *Marine Ecology Progress Series* 66: 131–146.
- Odum, W.E. 1988. Ecology of Tidal Freshwater and Salt Marshes. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 147–176.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <http://cran.at.r-project.org/index.html>.
- Rooth, J.E., J.C. Stevenson, and J.C. Cornwell. 2003. Increased sediment accretion rates following invasion by *Phragmites australis*: the role of litter. *Estuaries* 26: 475–483.
- Stevens, C.J., P. Manning, L.J.L. van den Berg, M.C.C. de Graaf, G.W.W. Wamelink, A.W. Boxman, A. Bleeker, P. Vergeer, M. Arroniz-Crespo, J. Limpens, L.P.M. Lamers, R. Bobbink, and E. Dorland. 2011. Ecosystem responses to reduced and oxidised nitrogen inputs in European terrestrial habitats. *Environmental Pollution* 159: 665–676.
- Struyf, E., S. Temmerman, and P. Meire. 2007. Dynamics of biogenic Si in freshwater tidal marshes: Si regeneration and retention in marsh sediments (Scheldt estuary). *Biogeochemistry* 82: 41–53.
- Temmerman, S., G. Govers, P. Meire, and S. Wartel. 2003. Modelling long-term tidal marsh growth under changing tidal conditions and suspended sediment concentrations, Scheldt estuary, Belgium. *Marine Geophysical Researches* 193: 151–169.
- Teuchies, J., O. Beauchard, S. Jacobs, and P. Meire, 2012. Evolution of estuarine soil metal concentrations: results from a new tidal marsh restoration technique. *Science of the Total Environment* 419:187–195.
- Van Damme, S., E. Struyf, T. Maris, T. Ysebaert, F. Dehairs, M. Tackx, C. Heip, and P. Meire. 2005. Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach. *Hydrobiologia* 540: 29–45.
- Van den Bergh, E., S. Van Damme, J. Graveland, D. de Jong, I. Baten, and P. Meire 2005. Ecological rehabilitation of the Schelde estuary (The Netherlands–Belgium; Northwest Europe): linking ecology, safety against floods, and accessibility for port development. *Restoration Ecology* 13: 204–214.
- Vandenbruwaene, W., T. Maris, T.J.S. Cox, D.R. Cahoon, P. Meire, and S. Temmerman. 2011. Sedimentation and response to sea-level rise of a restored marsh with reduced tidal exchange: comparison with a natural tidal marsh. *Geomorphology* 130: 115–126.
- Van Spaendonk, J.C.M., J.C. Kromkamp, and P.R.M. De Visscher. 1993. Primary production of phytoplankton in a turbid coastal plain estuary, the Westerschelde (The Netherlands). *Netherlands Journal of Sea Research* 31: 267–279.
- Vitousek, P.M., J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger, and D.G. Tilman. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7: 737–750.
- Zedler, J. B., 2004. Compensating for wetland losses in the United States. *Ibis* 146: 92–100.

9.6. Vegetatie-ontwikkeling in het Lippenbroek

9.6.1. Materiaal en methode

Op de 10 vaste meetlocaties in het Lippenbroek zijn telkens 7 permanente kwadranten (PQ's) uitgezet. De 70 PQ's werden seizoensaal (winter, lente zomer) bemonsterd vanaf 2006 t/m september 2010. Het afgelopen jaar werden enkel in de vroege zomer en de late zomer/herfst de opnames op de PQ's uitgevoerd. Naast staalnames voor fysico-chemische bodemeigenschappen werden de volgende variabelen genoteerd: vegetatie, dikte strooisellaag, algenbedekking, mosbedekking, diatomeeënbedekking, kale bodem, water, gemiddelde hoogte, vegetatiehoogte, helling (%), microreliëf (cm), uitschieters (soort en hoogte), soorten (soort en bedekking). Bedekkingen werden allen geschat als percentage van het totaal, voor percentages lager dan 5 werd ook telkens het aantal individuen genoteerd (1-10, >10). Naast de vegetatiekartering op de PQ's zijn vanaf 2006 t/m 2009 twee keer per jaar gebiedsdekkende vegetatieopnames uitgevoerd (lente en herfst). Hierna zijn deze opnames enkel in de zomer, op het toppunt van het groeiseizoen, uitgevoerd. Bij deze opnames werden grote vegetatie-eenheden onderscheiden, waarvan vervolgens alle soorten werden genoteerd. Tevens werd van elke dominante soort de bedekking (%) genoteerd, en de hierboven

genoemde variabelen. Vegetatie-eenheden werden vervolgens met behulp van ArcGIS in beeld gebracht. Jaarlijks wordt een schatting gemaakt van de 25 meest voorkomende soorten in het gebied. Van deze soorten worden elke campagne 5 individuen geoogst waarvan de gehalten aan nutriënten en metalen worden bepaald.

9.6.2. Resultaten

In de loop van de jaren heeft de vegetatie in het Lippenbroek zich ontwikkeld in de richting van typisch estuariene soorten. Een uitgebreide beschrijving van florale veranderingen in het Lippenbroek is na te lezen in de publicatie Jacobs et al., 2013. In deze publicatie zijn ook de data gebruikt van de oogsten van dominante soorten en de siliciumbepalingen op die planten.

“The vegetation silica pool in a developing tidal freshwater marsh”

Jacobs S^{*1}, Müller F², Teuchies J¹, Oosterlee L¹, Struyf E¹, and Meire P¹

*: corresponding author; sander.jacobs@ua.ac.be

¹: University of Antwerp, Ecosystem Management Research Group, Universiteitsplein 1C, 2610 Wilrijk, Belgium

²: University of Hamburg, Applied Plant Ecology, Ohnhorststraße 18, 22609 Hamburg, Germany

Abstract

Tidal marshes play an important role in the estuarine Si cycle. Dissolved silicon (DSi) is taken up by marsh diatom communities and by tidal marsh vegetation. Delivery of DSi back to the estuary after biogenic silica dissolution potentially increases the resilience of the estuary against harmful effects of DSi depletion events. Tidal freshwater marsh vegetation, often dominated by reed (*Phragmites australis*) has previously been hypothesized to contribute to the Si buffering function of tidal marshes, by dissolution of reed biogenic Si (BSi) into the soil pore water and consequent seepage of DSi to the estuary.

In this study the Si pool in the vegetation of a restored tidal freshwater marsh was quantified using species-based cover-biomass relationships and Si analyses. The Si pool in the aboveground biomass increased from 1.2 to 6.5 t km⁻² during the first 6 years of colonization by tidal freshwater marsh species. Our results indicate that young tidal freshwater marshes have a high potential to build up a large vegetation Si pool quickly, mostly due to colonization by species that have both high Si concentrations and high biomass production (e. g. *P. australis*). This Si pool in vegetation could act both as a long-term sink for Si along estuaries (should Si remain buried in the sediments) or as a short-term source for DSi (should Si be dissolved to DSi).

Introduction

As an essential nutrient for diatoms, silicon (Si) is an important element in estuarine and oceanic biogeochemistry. In nature Si does not appear in its elementary form, but in the form of Si dioxide derivatives, or ‘silica’ (SiO₂). Depletion of the dissolved form of Si (DSi), which is silicic acid or H₄SiO₄⁻, can cause shifts in algal communities in estuaries and coastal zones towards a dominance of non-diatom species [1,2]. This can have harmful effects on estuarine and coastal food web structure and energy dissipation to higher trophic levels [3]. Such events are usually characterized by decreased DSi concentrations compared to the Redfield ratio (C:Si:N:P = 106:15:16:1) [4]. Si cycling in estuarine tidal marshes has been highlighted as a potentially important factor in increasing the resilience of estuaries and coastal zones to DSi depletion as large amounts of DSi are exported from marsh sediments during times of estuarine Si depletion .

The deposition of diatoms, plant debris and sediments during incoming tide results in an import of amorphous Si (ASi) to tidal marshes [6]. Especially young marshes that frequently inundate and still increase in elevation, act as a sink for ASi [7]. ASi includes both diatom and plant bound, biogenic Si (BSi) and products of various binding processes such as formation of allophanes together with soluble aluminum [8], precipitation on mineral surfaces [9], chemical adsorption on surfaces of carbonates, aluminum hydroxides and iron hydroxides [10] or the formation of polysilicic acid on Fe oxidate surfaces [11]. Part of the ASi is dissolved again to DSi and becomes available for plants and diatoms via the soil pore water [5,12,13]. It can be taken up by marsh plants and precipitate in their cell walls and intracellular spaces. Most of it gets released as DSi after the plant decomposes [14,15]. If it is not taken up by the vegetation, DSi can percolate through the soil and either re-precipitate or seep out of the marsh during ebb tides. In this way, tidal marshes potentially buffer estuarine Si depletion events, which often occur in spring and summer [13] when diatom communities have taken up all DSi available in the water column.

The size of Si pools in ecosystems is receiving increasing attention. An overview has been given in Conley et al. [16] and Struyf & Conley [17]. Large stocks are often found in ecosystems with high productivity, and highest pools are observed in vegetation consisting of Si-accumulators like rice [18], sugar cane [19], bamboo [20] or reed [5]. In general, grasses contain higher concentrations of Si compared to most other plant families [19-21]. Grassland soils are therefore often enriched with Si, and soil pore water as well as surface water from streams in grass dominated catchments show high DSi concentrations [22-25]. Since the vegetation of tidal (freshwater) marshes is often dominated by grasses with a high productivity, a large Si pool can be expected as it was shown for *P. australis* [5] and *Spartina anglica* dominated systems [26,27]. The consequent large dissolution of Si into the pore water during litter dieback could contribute significantly to the DSi export from tidal marshes to the estuary, which has now been observed in both European and North-American marshes [28,29].

The restoration of tidal freshwater marshes is expected to contribute to an improvement of estuarine water quality [30], partly through the buffering of Si depletion events by a larger area of tidal freshwater marsh in an estuary [31]. However, no study has hitherto evaluated the evolution of marsh vegetation Si pools after tidal marsh restoration, and it is currently unknown whether Si pools and fluxes of a restored marsh are similar to those of a natural marsh. Therefore this study aimed at i) developing an efficient method to quantify the Si pool in the vegetation of a tidal freshwater marsh, ii) assessing the buildup rate of this pool in a recently restored tidal marsh and iii) comparing it to the pool of tidal freshwater marshes.

Methods

Site description

The Scheldt estuary is a highly eutrophic, macrotidal estuary, which has been extensively described in earlier studies [32-34]. Its 21,863 km² drainage basin, situated in France, Belgium and the Netherlands (fig. 1), is inhabited by over 10 million individuals. The study site Lippenbroek is a former embanked area ("polder"), now restored to a tidal freshwater marsh. It is situated near Hamme, Belgium (51°05'10"N; 4°10'20"E), and has a surface area of approximately 0.08 km². The site is situated in the tidal freshwater zone of the estuary, with an average specific conductivity ranging from 1,000 (winter) to 1,500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (summer). The tidal range in the Scheldt at this location is about 6 m. Daily tidal inundation was restored by implementing a controlled reduced tide (CRT) in March 2006 [35,36]. The CRT technique allows the restoration of typical tidal freshwater habitats on former agricultural land by exposing the area to equivalent tidal variations as the adjacent marshes [31,37].

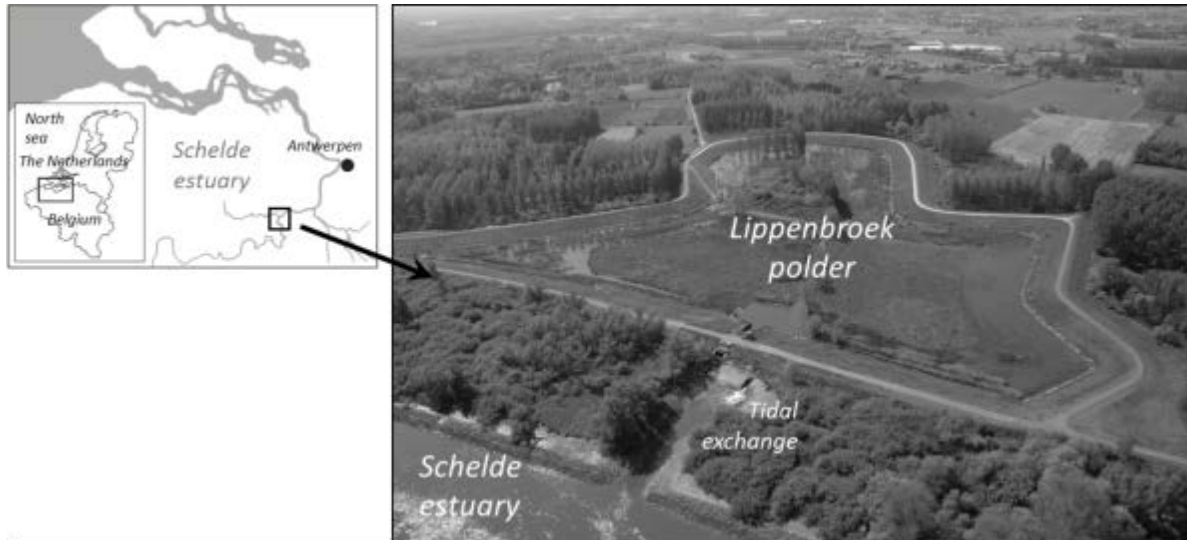


Fig. 1: Location of the study area. The restored site is connected to the estuary by in- and outlet culverts and is exposed to the equivalent tidal variations as the nearby estuarine marshes.

Cover-biomass conversion: the CBC-method

A method was developed to obtain repeatable, non-destructive biomass estimates of the dense and variable vegetation of the whole study area. The method links field estimates of total leaf area (TLA) to measured biomass of individual species through linear modeling. 95% confidence intervals of individual species' models and species TLA estimates within vegetation patches were used to obtain minimum and maximum estimates of total vegetation biomass.

Vegetation mapping was performed in the beginning (April) and at the end of the growing season (October) in 2007 and 2008. In 2009, 2011 and 2012, mapping was carried out in September. The Lippenbroek site was divided into patches or polygons characterized by homogenous vegetation (fig. 2). In each polygon, TLA of all abundant species, defined as species with a TLA of at least 20%, was estimated. TLA estimates included regular double checks with several observers. In traditional vegetation surveys, *projected* leaf area estimates are used, which are truncated at 100%, regardless of a possibly layered structure or a high density of the vegetation. Determining a relationship between cover and biomass is not possible in that case. Using TLA implies that for polygons with layered or dense vegetation, cover estimates can exceed 100%, when TLA exceeds the total surface area of the polygon.

Aboveground biomass measurements were carried out in parallel with the four sampling campaigns in 2007 and 2008. For all abundant species, as obtained from the vegetation mapping, TLA was noted in 0.25 m² plots, and aboveground plant parts were harvested and rinsed. For each species, at least five of such cover-biomass replicates were obtained throughout the marsh in each of the four campaigns. Dry weight of the plants was determined after drying for 48 hours at 70 °C.

To link cover estimates to biomass measurements, we used a linear model to determine the relationship between TLA and dry weight data of the 0.25 m² plots. Mean conversion factor and 95% confidence intervals were determined. The models always included the origin (0,0) to avoid unrealistic intercepts. Cover-biomass conversion (CBC) thus was possible. Total biomass of a single species (Eq. 1) and of all species (Eq. 2) is then represented by:

$$B_{Sp} = \sum_{i=1}^n [T_{Sp} * f_{Sp} * S_n] \quad (\text{Eq. 1})$$

$$B_{Total} = \sum_{i=1}^m B_{Sp} \quad (\text{Eq. 2})$$

Here, T_{Sp} is the estimated TLA of a species in a certain polygon, f_{Sp} the conversion factor to estimate biomass per percent cover, S_n the surface area of the corresponding polygon, n the number of polygons where the species was found, and m the number of species. Minimum and maximum estimates for B_{Sp} were obtained using the lower and upper 95% confidence interval of the f_{Sp} -value (Eq. 3).

$$\sum_{i=1}^n [T_{Sp} * f_{Sp(0.05)} * S_n] < B_{Sp} < \sum_{i=1}^n [T_{Sp} * f_{Sp(0.95)} * S_n] \quad (\text{Eq. 3})$$

Vegetation Si pool estimation

Si content in above ground parts of individual plants, including shoots, leaves and stems of the mapped plant species was analyzed during the four surveys of 2007 and 2008. Plants were harvested throughout the marsh and covered a wide range of plant sizes. After cutting, the plants were rinsed thoroughly with river water in the field as well as with demineralized water in the laboratory, dried for 48 h at 70 °C, weighed and ground. Si content was determined using elemental Si analysis of extraction solutions by an inductively coupled plasma (ICP) spectrometer, type radial plasma iris/charge injection device (CID) after complete (min. 4 hours) alkaline extraction in 0.1 M Na₂CO₃ at 80 °C (see also [5,26]). At least five replicates for each of the 26 abundant species were analyzed for each of the first four campaigns. To estimate the Si pool per plant species in the study area, the average Si concentration of that species was multiplied with the result from equation 1. For minimum and maximum Si pool estimates, lower and upper standard deviations of Si contents (n=20) were added in CBC equation 3.

Results

Vegetation mapping

In total, 112 plant species or taxa were found in this study, but only 26 species were classified as being abundant in at least one of the polygons, hereafter termed ‘abundant species’ (Fig 2). Dominance shifted from plant species (characteristic of terrestrial pioneer vegetations and highly elevated marshes e.g. *Epilobium hirsutum*, *Urtica dioica*) to (semi-)aquatic species (e.g. *Lythrum salicaria*, *Phragmites australis*), although *E. hirsutum* remained important until 2009. Fewer species were dominant with increasing total vegetation cover (fig. 3).

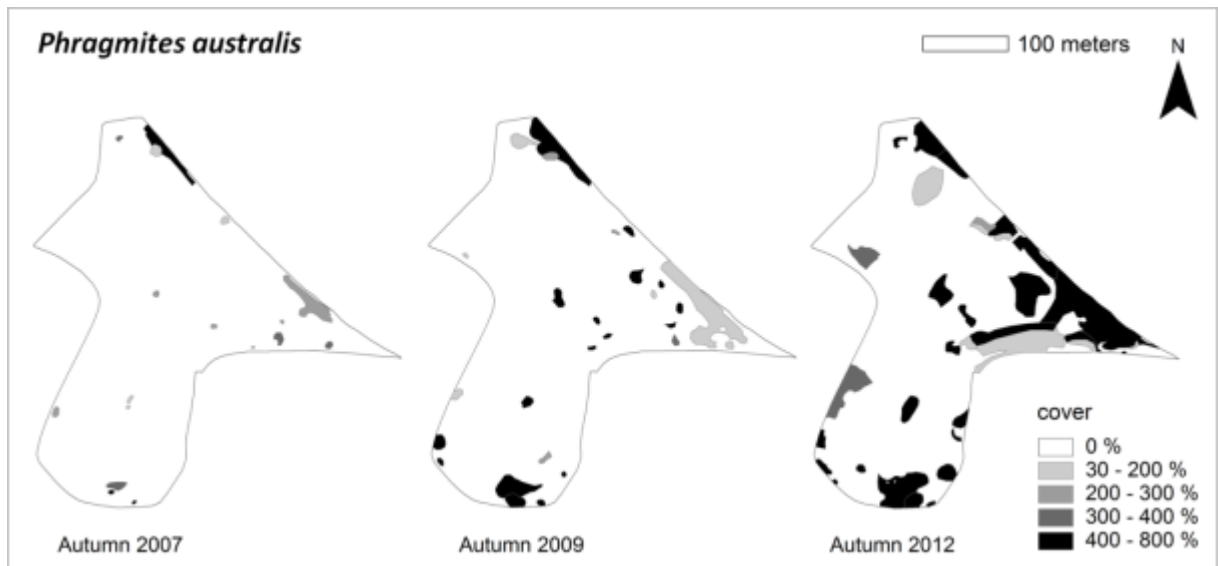


Fig. 2: Sample map for the cover estimation in autumn 2007, 2009 and 2012, representing total leaf area (TLA) of *Phragmites australis*.

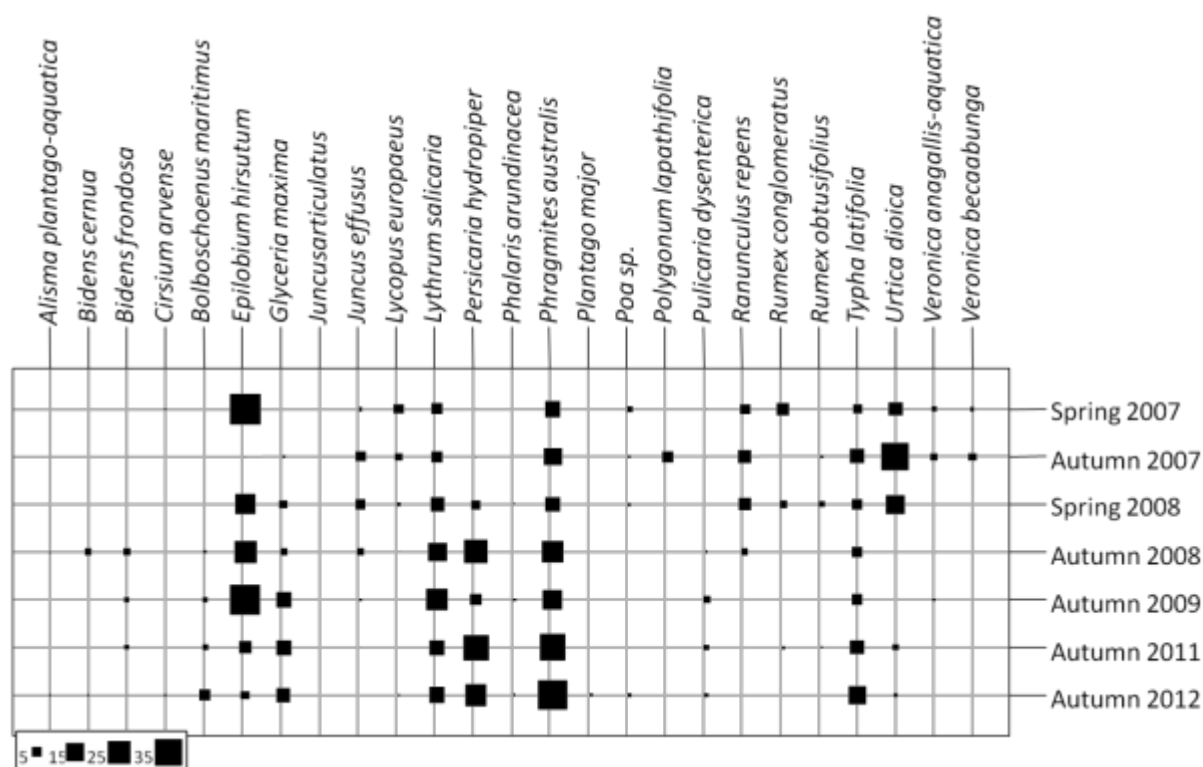
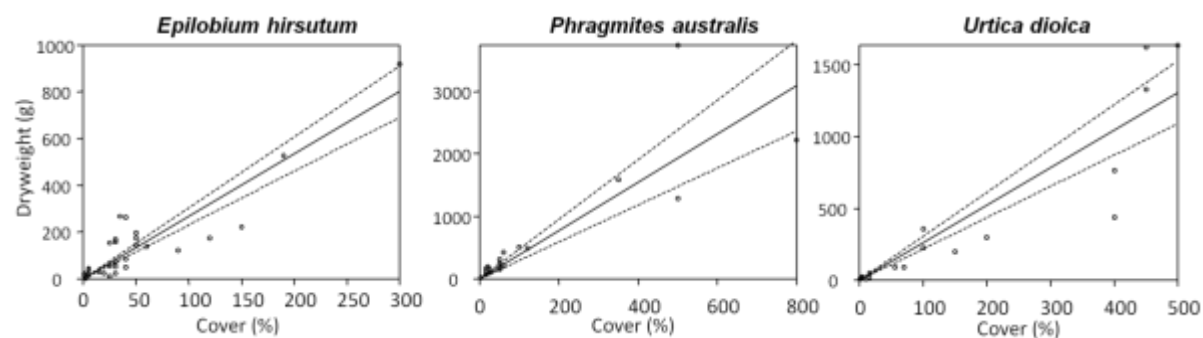


Fig. 3: Relative cover of abundant species per measuring campaign. The sum of the products of polygon cover and polygon surface ($\Sigma(CA)$) for each species was divided by the seasonal sum for all species and thus represents the relative contribution (%) of the species to the vegetation cover of the season.

CBC results

Cover-biomass conversion (CBC) models showed a strong relation between TLA and dry weight of each abundant species per 0.25 m² plot. Mean R-squared value of all 26 models was 0.81, ranging from 0.36 to 0.99 (fig. 4).



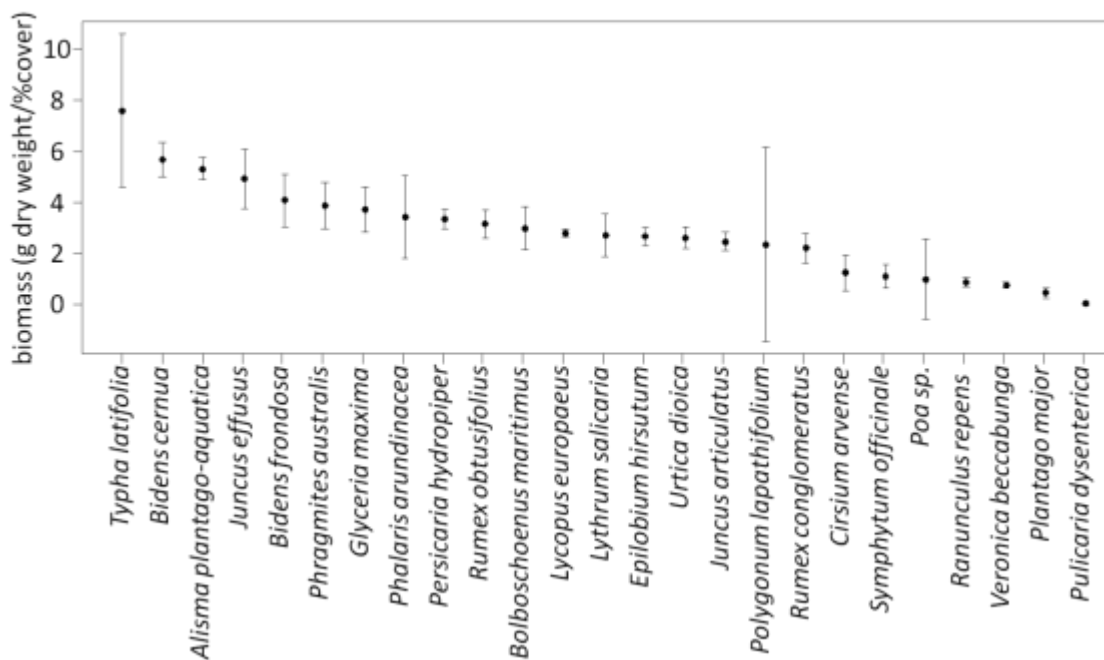


Fig. 4: Upper panels: Cover-biomass conversion (CBC) models for three abundant species. R-squared values for *Urtica dioica*, *Epilobium hirsutum* and *Phragmites australis* were 0.89, 0.87 and 0.81, respectively. Mean R-squared value of all 26 models was 0.81, ranging from 0.36 to 0.99. 95% confidence intervals for the model slopes are represented in dashed lines, linear model in solid lines. Lower panel: average CBC per species. Error bars represent minimum and maximum values (based on 95% confidence intervals).

Si content per species

Some plant species did not accumulate Si, and variation in their Si concentration was generally low (fig. 5). *Phragmites australis* had the highest Si concentration, as well as the highest individual variation. Other Si-accumulating species were mostly monocots, with some exceptions like the dicots *Symphytum officinale* and *Urtica dioica* (fig. 5). An analysis of variance (ANOVA) on these concentrations yielded significant variation among species ($F = 27.05$; $p < 0.001$). A post-hoc Tukey test distinguished several groups. As can be expected, the species *P. australis*, *Poa sp.* and *Phalaris arundinacea* separated as a group with relatively high Si concentrations and with no significant differences among them. *Bolboschoenus maritimus*, *Poa sp.*, *Glyceria maxima*, *P. arundinacea*, and *S. officinale*, formed a second group without internal significant differences. A third bloc with rather low Si concentrations was formed by *S. officinale*, *U. dioica*, all three *Juncus* species, *Cirsium arvense*, both *Bidens* species, *Pulicaria dysenterica* and *Veronica beccabunga*. No significant seasonal changes in Si concentration could be detected within species ($F = 1.309$; $p > 0.05$).

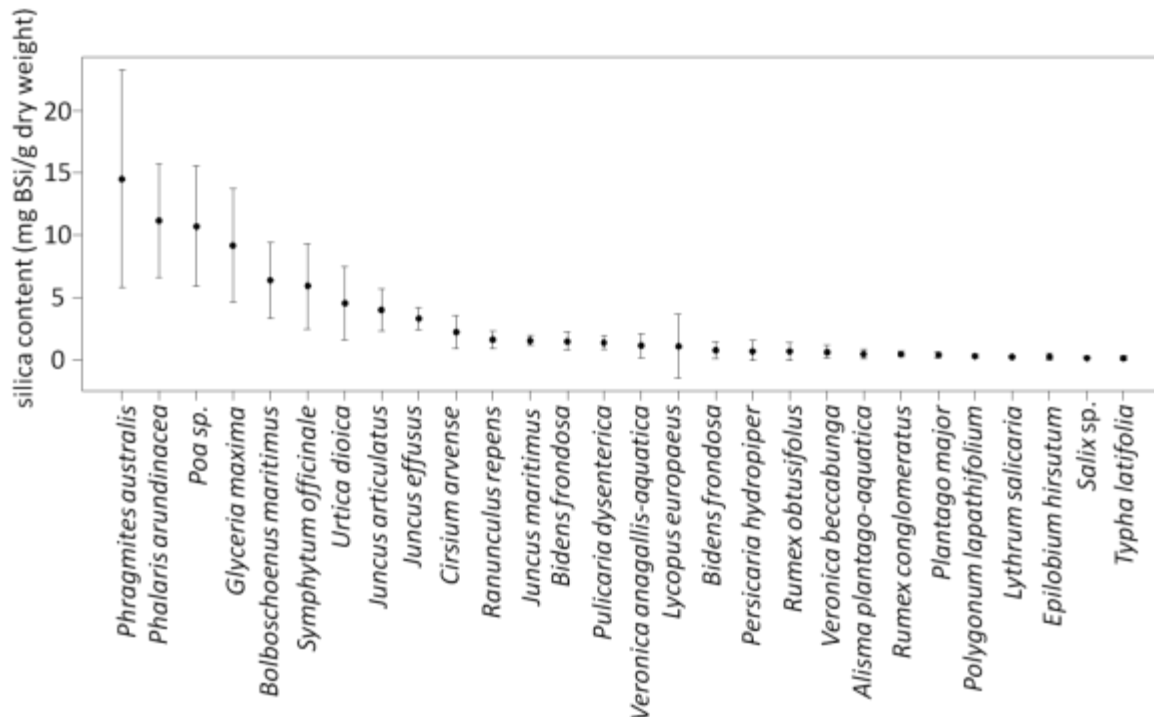


Fig. 5: Si content (Si in mg g⁻¹) of the sampled marsh species. Error bars represent standard deviation of the replicates. Apart from the abundant species monitored in the vegetation survey, some additional species (*Symphytum officinale*, *Salix sp.*) were analyzed.

Si pool in the entire marsh vegetation

The estimated total Si pool amounted to 6.5 t km⁻² in 2012, minimum and maximum estimates being 2.0 and 12.9 t km⁻² respectively, and depicted a clear increase over the seven campaigns (fig. 6). *P. australis* is clearly the biggest contributor to the total vegetation Si pool (fig. 7). During the first growing season (spring 2007 - autumn 2007, fig. 6) the Si pool increased, mainly due to an increase in biomass of *U. dioica* (fig. 7). Between autumn 2007 and spring 2008 the Si pool showed no significant change (fig. 6). A temporary loss in relative contribution of *U. dioica* and *P. australis* was compensated by the increasing contribution of *G. maxima* (fig. 7). During the subsequent growing seasons (from 2009 to 2012, fig. 6), the increase of the Si pool estimate is mainly governed by an increase in biomass of *P. australis* and to a lesser extent to *G. maxima* (fig. 7).

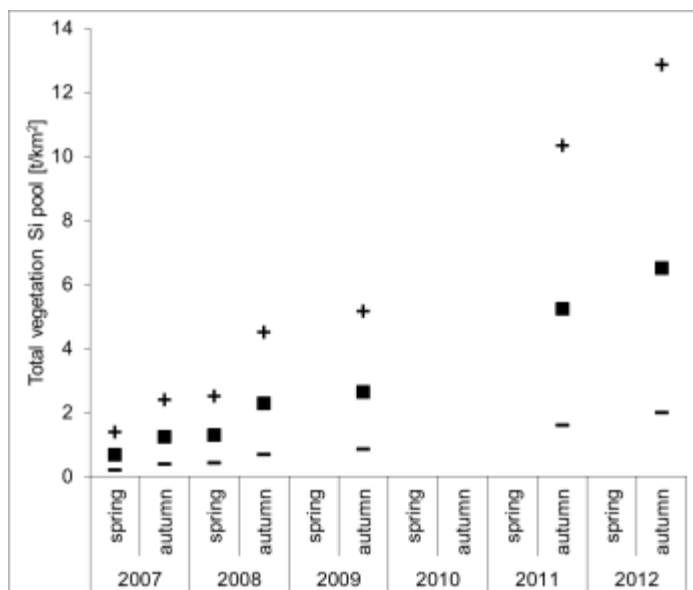


Fig. 6: Total Si pool in the marsh vegetation (tonnes elemental Si/km²). '+' and '-' represent standard minimal and maximal estimates calculated as the product of 95% confidence intervals of CBC model and the standard deviations of species' Si content.

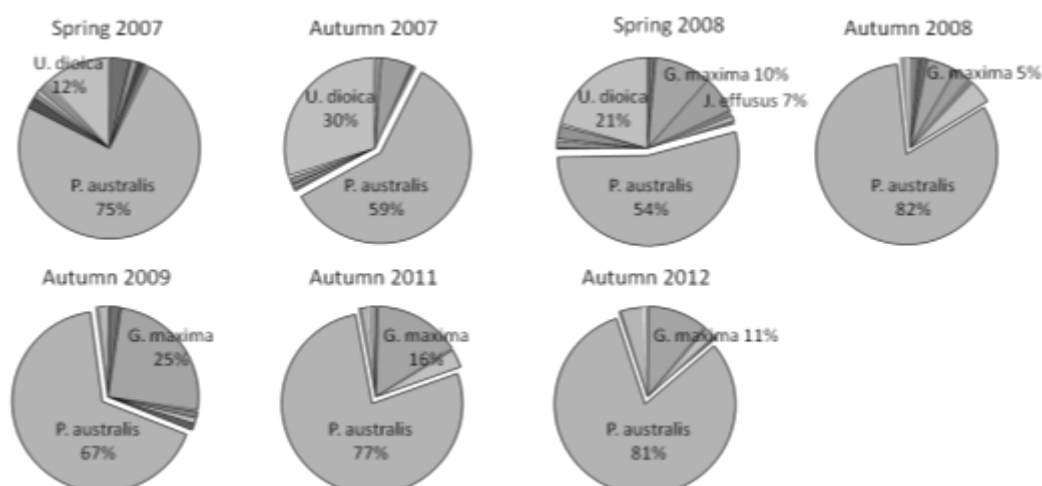


Fig. 7: Relative contributions of sampled species to total Si pool in the marsh vegetation for the seven sampling campaigns.

Discussion

The vegetation Si pool in the restored tidal freshwater marsh built up quickly after restoration. A non-destructive method, which was developed to estimate the size of this pool, showed that the vegetation Si pool has increased five-fold between autumn 2007 and autumn 2012. Although it reached the same order of magnitude as in adjacent tidal freshwater marshes, the vegetation Si pool still remains below its potential maximum.

Estimating the vegetation Si pool

The CBC method proved to be a reliable method to non-destructively estimate vegetation biomass. Firstly, high R-squared values (mean 0.81, range 0.36 - 0.99) for linear models were observed. The

lowest R-squared value is an outlier of *Polygonum lapathifolium* (see confidence intervals in fig. 4), which was likely caused by large intra-species variation in growth form (creeping vs. standing). Secondly, R-squared values were taken into account in the final estimates, as 95% confidence intervals are applied for minimal and maximal estimate ranges. CBC thus provides a conservative estimate of vegetation biomass, of which precision can be improved by adding more data points, thus improving the model fits. Similar techniques have been applied before (e.g. [38]). For detailed studies where a wide range in plant biomasses are expected at similar densities, CBC could be a good method to obtain ecosystem-level biomasses. It provides an alternative for methods where allometric equations are scaled with density (e.g. [39-41]). It is especially useful in multi-species environments with a large amount of abundant species (26 in our study).

The Si content of the sampled plant species was congruent with earlier findings [5,42,43]. With high Si contents of 1% or more, the monocots *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima* and *Poa* sp. were clear Si accumulators. Consistently with other studies, *Typha latifolia* was low in biogenic Si [44]. Dicots with a relatively high Si content possess hairs (*Urtica dioica*, *Symphytum officinale*) or thorns (*Cirsium arvense*) which are known to often consist of Si [45]. Due to their high Si content and large biomass, only a few species contained the majority of the total Si found in the vegetation (fig. 7). Considering only Si accumulators and highly productive species to estimate the total vegetation Si pool could therefore be efficient, provided that newly appearing species are analyzed for their silica content and added if necessary. Including spatial and temporal variations in plant Si content caused by variability in DSi availability would improve the method.

Building up of the vegetation Si pool

The vegetation Si pool built up quickly after restoration. It grew from 1.2 (range 0.4 – 2.4) t km⁻² in autumn 2007 to 6.5 (range 2.0 – 12.9) t km⁻² five years later (fig. 6). This development can mainly be attributed to colonization by tidal marsh species. Due to a good connectivity with the populations in nearby estuarine marshes, many seeds reached the restored marsh and could establish here [37]. The shift in species was accompanied by an increase in both total biomass and relative abundance of Si accumulators. The main contributor to this increase was *Phragmites australis*. Although a clear overall trend of a yearly increasing vegetation Si pool was observed, relative contributions of species vary between surveys (fig. 7). The Si pool in spring 2008 was as large as in the previous autumn, but smaller than in the subsequent autumn survey. This observation and the fact that Si concentrations did not significantly differ with seasons indicate that the growth rate of the pool was mainly governed by biomass increase. Because of the main focus on development of the vegetation Si pool over the years, spring surveys were not continued after 2008.

The size of the vegetation Si pool was within the range of pools in the aboveground vegetation in other ecosystems. It was slightly larger than earlier reported for dry and humid North American grasslands (2.2 – 5.9 t km⁻²; [22]). For African grasslands, however, Melzer et al. [47] found much higher values with a wide range of 9.8 to 55.5 t km⁻². The vegetation Si pool in Lippenbroek was much smaller than vegetation Si pools in the Amazonian rain forest (83.4 t km⁻²; [48]). However, yearly litter fall in the rain forest system contained only 3.3 t Si km⁻² y⁻¹, which results in a smaller Si turnover than in Lippenbroek, where the total vegetation Si pool is contained in annually recycled aboveground biomass of annual species. For an established, older tidal freshwater marsh, Struyf et al. [5] showed that the vegetation Si pool ranged between 5 and 85 t /km², depending on vegetation type (lower range in *Salix* forest, higher range in *P. australis* monospecific plots). Our estimate thus shows that even if the Si pool in the vegetation is recovering quickly, it is still below that value.

Depending on the restoration site, it can take between a decade and hundred years until a restored wetland reaches a biological structure comparable to a reference site [e.g. [49-51]]. Fully restoring biogeochemical functioning of a wetland generally takes even longer [52]. Apart from seed availability, the time span for recovery is largely depending on temperature, soil characteristics,

nutrient content and hydrological conditions [51]. The comparably quick growth of the primary productivity and the vegetation Si pool at Lippenbroek are good examples of the positive influence the tidal regime has on the restoration success, which was recently described by [52].

Vegetation succession at the Lippenbroek site is still ongoing. The competitive outcome of *P. australis* versus *T. latifolia* colonization in particular will impact the amounts of Si pooled in tidal freshwater marsh vegetation. Also further colonization of the low marsh zone by Si accumulators like *P. arundinaceae*, *G. maxima* and *B. maritimus*, could increase total amount of Si pooled in estuarine vegetation. Moreover, management could have a large impact on Si pools in vegetation. Management practices such as mowing to promote reed growth will increase the amount of Si pooled in the marsh, while on the contrary, succession to willow-dominated forests will most likely cause a decrease of the vegetation Si pool. The water level in the CRT can also be managed. If for instance a larger proportion of high marsh is desired, the inlet culvert can be adjusted to allow less water to flood the marsh per tidal cycle [37], which would influence vegetation and thus the Si pool.

Contribution of vegetation Si to the estuarine silica cycle

Struyf et al. [28] showed that over 98% of the Si in *P. australis* litter dissolved within one year. Dissolution potential from the reed was similar throughout the year and showed no seasonal differences [29]. The contribution of the vegetation Si pool to Si export from marshes is thus potentially important: Struyf et al. [28] estimated an evenly spread DSi release from litter over the seasons, totaling $21.3 \pm 5.7 \text{ t km}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for tidal freshwater marshes, which exceeds values found in many other ecosystems (e.g.: 5.8 ± 0.6 to $7.6 \pm 0.7 \text{ t km}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for rain forest on ferrasol in Congo [53]; $3.7 \text{ t km}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for a temperate forest on till in Canada [54]). This indicates the potentially crucial relevance of the vegetation Si pool in the role of tidal marshes as buffers in the estuarine silica cycle. In 2007, maximal measured DSi export from the Lippenbroek was about 1.5 t km^{-2} in one tide [31]. This maximum was measured on a hot summer day in June 2007 with flood water DSi concentrations below 0.5 mg L^{-1} and ebb water concentrations amounting to 9.27 mg L^{-1} [31]. During the first two years sediment pore water concentrations in the study site ranged from 4.0 to 17.6 mg L^{-1} , strongly varying depending on the time after last flooding and location within the marsh (S. Jacobs, unpublished data). Sediment biogenic Si concentrations ranged from $2.3 - 12.4 \text{ mg Si/kg}$ (S. Jacobs, unpublished data). At that moment the vegetation Si pool was still low ($1.3 (0.4 - 2.4) \text{ t km}^{-2}$ in figure 6), which points to other, sediment related sources of DSi export from the marsh at that time. Since then, the vegetation Si pool has increased five-fold, reaching $6.5 (2.0 - 12.9) \text{ t km}^{-2}$ in 2012. Applying recycling rates of Si from litter, as estimated in Struyf et al. [28], this would maximally imply a current release rate of 6.4 t km^{-2} from vegetation litter in the Lippenbroek per year.

Conclusion

Our study shows the rapid and ongoing build-up of the vegetation Si pool in restored tidal marshes, driven by colonization by Si-accumulating species. Succession towards willow forests or (managed) reed-dominated vegetation will be decisive for the size of the vegetation Si pool in the long run. This vegetation is only a temporary sink for Si along the estuary. Dissolution of litter Si in tidal marshes is a rapid process, with most of the Si dissolving within one year after plant collapse. This implies that in reed dominated tidal marshes vegetation could contribute significantly to the buffer capacity of tidal marshes in the estuarine Si cycle. High total amounts of Si delivered as litter and consequent recycling to DSi in flood water could compensate for the more efficient burial of diatom Si observed earlier in young tidal marshes [6]. However, during times of silica depletion events, net fluxes of DSi out of the Lippenbroek amount up to 25% of the total vegetation BSi pool during one tidal flooding. Earlier studies indicated litter BSi dissolves in two phases, a rapid phase of ca. 14 days, and a slower, long-term release thereafter during about 1 year. Recent litterfall (due e.g. to a summer storm) will therefore be crucial for the contribution of vegetation BSi dissolution to such large DSi delivery events. The 0.08 km^2 large Lippenbroek area is a pilot project for several large scale restoration

9.53

projects being implemented along the Scheldt Estuary. Plans include the creation of approximately 18 km² of tidal freshwater marshes in CRT areas by the year 2030 [30]. Based on our results, vegetation development in these projects could have a significant influence on the Si cycling in the Scheldt estuary. Still, it is clear it will take several years for the vegetation to attain BSi stocks comparable to natural marshes, with Lippenbroek vegetation currently only containing a total BSi pool comparable to natural marshes low in vegetation BSi.

Acknowledgements

The Authors wish to thank Julie Hoefnagels, Katrijn Van Renterghem and Tom Van Der Spiet for many hours of help with field, lab and GIS work. Johnny and Sander wish to thank 'De Groenen Boomgaard' and Jimmy Frey for heart-warming noon breaks. Johnny Teuchies was granted a PhD fellowship of the Research Foundation - Flanders (FWO). Frauke Müller would like to thank the Bauer-Hollman-Foundation and the DAAD (Deutscher Akademischer Auslandsdienst) for personal PhD funding. Lotte Oosterlee and Sander Jacobs thank Waterways and Sea Canal NV (W&Z) for financing the monitoring projects along the Scheldt.

References

1. Kilham P (1971) Hypothesis concerning silica and freshwater planktonic diatoms. *Limnology and Oceanography* 16 (1):10-18
2. Conley D, Schelske C, Stoermer E (1993) Modification of silica biogeochemistry with eutrophication in aquatic systems. *Marine Ecology Progress Series* 101:179-192
3. Ragueneau O, Conley D, Leynaert A, Longphuirt SN, Slomp C (2006) Role of diatoms in silicon cycling and coastal marine foodwebs. In: Ittekkot V, Unger D, Humborg C, Ann NT (eds) the silicon cycle. *Scope series* 66. Islandpress Washington,
4. Redfield AC (1934) On the proportions of organic derivations in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnstone Memorial Volume. University Press of Liverpool,
5. Struyf E, Van Damme S, Gribsholt B, Middelburg JJ, Meire P (2005) Biogenic silica in tidal freshwater marsh sediments and vegetation (Schelde estuary, Belgium). *Marine Ecology-Progress Series* 303:51-60. doi:10.3354/meps303051
6. Struyf E, Temmerman S, Meire P (2007) Dynamics of biogenic Si in freshwater tidal marshes: Si regeneration and retention in marsh sediments (Scheldt estuary). *Biogeochemistry* 82 (1):41-53. doi:10.1007/s10533-006-9051-5
7. Dame RF, Allen DM (1996) Between estuaries and the sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 200 (1-2):169-185. doi:10.1016/S0022-0981(96)02642-1
8. Harsh J, Chorover J, Nizeyimana E (2002) Allophane and imogolite. In: JB D, DG S (eds) *Soil Mineralogy with environmental applications*. vol Book Series SSSA No. 7. Madison, pp 291-322
9. Drees L, Wilding L, Smeck N, Sankayi A (1989) Silica in soils: Quartz and disordered silica polymorphs. In: Dixon JB WS (ed) *Minerals in soil environments*. vol SSSA Book series No.1. Madison, WI, pp 913-974
10. Beckwith R, Reeve R (1963) Studies on soluble silica in soils. I. The sorption of silicic acid by soils and minerals. *Australian Journal of Soil Research* 1:157-168
11. Dietzel M (2002) The interaction of polysilicic and monosilicic acid with mineral surfaces. In: I S, K B (eds) *Water-rock interaction*. Kluwer academic publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp 207-235
12. Struyf E, Van Damme S, Gribsholt B, Meire P (2005) Freshwater marshes as dissolved silica recyclers in an estuarine environment (Schelde estuary, Belgium). *Hydrobiologia* 540:69-77. doi:10.1007/s10750-004-7104-0
13. Struyf E, Dausse A, Van Damme S, Bal K, Gribsholt B, Boschker HTS, Middelburg JJ, Meire P (2006) Tidal marshes and biogenic silica recycling at the land-sea interface. *Limnology and Oceanography* 51 (2):838-846
14. Jones L, Handreck K (1967) Silica in soils, plants, and animals. *Advances in Agronomy* 19:107-149
15. Raven JA (1983) The transport and function of silicon in plants. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 58 (2):179-207. doi:10.1111/j.1469-185X.1983.tb00385.x
16. Conley D, Sommer M, Meunier J, Kaczorek D, Saccone L (2006) Silicon in the terrestrial biogeosphere In: Ittekkot V, Unger D, Humborg C, An NT (eds) *The Silicon Cycle*. *Scope series* 66. Islandpress, Washington, pp 13-28
17. Struyf E, Conley D (2012) Emerging understanding of the ecosystem silica buffer. *Biogeochemistry* 107:9-18
18. Lucas Y, Luizao F, Chauvel A, Rouiller J, Nahon D (1993) The relation between biological-activity of the rain-forest and mineral-composition of soils. *Science* 260 (5107):521-523. doi:10.1126/science.260.5107.521
19. Berthelsen S, Noble A, Garside A (2001) Silicon research down under: Past, present and future. In: Datnoff L, Snyder G, Korndörfer G (eds) *Silicon in agriculture*. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, pp 241-265

20. Lanning F, Eleuterius L (1983) Silica and ash in tissue of some coastal plants. *Annals of Botany* 51 (6):835-850
21. Epstein E (1994) The anomaly of silicon in plant biology. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 91 (1):11-17. doi:10.1073/pnas.91.1.11
22. Blecker SW, McCulley RL, Chadwick OA, Kelly EF (2006) Biologic cycling of silica across a grassland bioclimesequence. *Global Biogeochemical Cycles* 20 (3). doi:10.1029/2006gb002690
23. Borrelli N, Fernanda Alvarez M, Osterrieth ML, Marcovecchio JE (2010) Silica content in soil solution and its relation with phytolith weathering and silica biogeochemical cycle in Typical Argiudolls of the Pampean Plain, Argentina-a preliminary study. *Journal of Soils and Sediments* 10 (6):983-994. doi:10.1007/s11368-010-0205-7
24. Borrelli N, Osterrieth M, Romanelli A, Alvarez M, Cionchi J, Massone H (2011) Biogenic silica in wetlands and their relationship with soil and groundwater biogeochemistry in the Southeastern of Buenos Aires Province, Argentina. *Environmental Earth Sciences*:1-12
25. Melzer S, Chadwick O, Hartshorn A, Khomo L, Knapp A, Kelly E (2011) Lithologic controls on biogenic silica cycling in South African savanna ecosystems. *Biogeochemistry*:1-18
26. Norris AR, Hackney CT (1999) Silica content of a mesohaline tidal marsh in North Carolina. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 49 (4):597-605. doi:10.1006/ecss.1999.0506
27. Querné J, Ragueneau O, Poupart N (in press) In situ biogenic silica variations in the invasive salt marsh plant, *Spartina alterniflora*: A possible link with environmental stress. *Plant and Soil*
28. Struyf E, Van Damme S, Gribsholt B, Bal K, Beauchard O, Middelburg JJ, Meire P (2007) *Phragmites australis* and silica cycling in tidal wetlands. *Aquatic Botany* 87 (2):134-140. doi:10.1016/j.aquabot.2007.05.002
29. Vieillard AM, Fulweiler RW, Hughes ZJ, Carey JC (in press) The Ebb and Flood of Silica: Quantifying Dissolved and Biogenic Silica Fluxes from a Temperate Salt Marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*
30. van den Bergh E, van Damme S, Graveland J, Jong Dd, Baten I, Meire P (2005) Ecological Rehabilitation of the Schelde Estuary (The Netherlands–Belgium; Northwest Europe): Linking Ecology, Safety Against Floods, and Accessibility for Port Development. *Restoration Ecology* 13 (1):204–214. doi:10.1111/j.1526-100X.2005.00025.x
31. Jacobs S, Struyf E, Maris T, Meire P (2008) Spatiotemporal aspects of silica buffering in restored tidal marshes. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 80 (1):42-52. doi:10.1016/j.ecss.2008.07.003
32. Wollast R (1988) The Scheldt estuary. In: Salomon W, Bayne W, Duursma E, Forstner U (eds) *Pollution of the North-Sea: an assessment*. Springer Verlag, Berlin, pp 183-193
33. Meire P, Ysebaert T, Van Damme S, Van den Bergh E, Maris T, Struyf E (2005) The Scheldt estuary: A description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540:1-11. doi:10.1007/s10750-005-0896-8
34. Soetaert K, Middelburg JJ, Heip C, Meire P, Van Damme S, Maris T (2006) Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Limnology and Oceanography* 51 (1):409-423
35. Maris T, Cox TJS, Temmerman S, De Vleeschauwer P, Van Damme S, De Mulder T, Van den Bergh E, Meire P (2007) Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a flood control area. *Hydrobiologia* 588:31-43. doi:10.1007/s10750-007-0650-5
36. Beauchard O, Jacobs S, Cox TJS, Maris T, Vreboos D, Van Braeckel A, Meire P (2011) A new technique for tidal habitat restoration: Evaluation of its hydrological potentials. *Ecol Eng* 37 (11):1849-1858. doi:10.1016/j.ecoleng.2011.06.010
37. Jacobs S, Beauchard O, Struyf E, Cox TJS, Maris T, Meire P (2009) Restoration of tidal freshwater vegetation using controlled reduced tide (CRT) along the Schelde Estuary (Belgium). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 85 (3):368-376. doi:10.1016/j.ecss.2009.09.004
38. Flombaum P, Sala OE (2007) A non-destructive and rapid method to estimate biomass and aboveground net primary production in arid environments. *J Arid Environ* 69 (2):352-358. doi:10.1016/j.jaridenv.2006.09.008
39. Rittenhouse L-R, Sneva F-A (1977) A technique for estimating big sagebrush (*Artemisia tridentata*) production. *Journal of Range Management* 30:68-70
40. Johnson PS, Johnson CL, West NE (1988) Estimation of phytomass for ungrazed crested wheatgrass plants using allometric equations. *Journal of Range Management* 41 (5):421-425. doi:10.2307/3899582
41. Navar J, Mendez E, Najera A, Graciano J, Dale V, Parresol B (2004) Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of North-eastern Mexico. *J Arid Environ* 59 (4):657-674. doi:10.1016/j.jaridenv.2004.02.010
42. Hodson MJ, White PJ, Mead A, Broadley MR (2005) Phylogenetic variation in the silicon composition of plants. *Annals of Botany* 96 (6):1027-1046. doi:10.1093/aob/mci255
43. Struyf E, Conley DJ (2009) Silica: an essential nutrient in wetland biogeochemistry. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (2):88-94. doi:10.1890/070126
44. Borrelli N, Fernandez Honaine M, Maris Altamirano S, Osterrieth M (2011) Calcium and silica biomineralizations in leaves of eleven aquatic species of the Pampean Plain, Argentina. *Aquatic Botany* 94 (1):29-36. doi:10.1016/j.aquabot.2010.10.003
45. Lucas PW, Turner IM, Dominy NJ, Yamashita N (2000) Mechanical defences to herbivory. *Annals of Botany* 86 (5):913-920. doi:10.1006/anbo.2000.1261

46. Schaller J, Brackhage C, Gessner MO, Bäuer E, Gert Dudel E (2011) Silicon supply modifies C:N:P stoichiometry and growth of *Phragmites australis*. *Plant Biology*:no. doi:10.1111/j.1438-8677.2011.00537.x
47. Melzer S, Knapp A, Kirkman K, Smith M, Blair J, Kelly E (2010) Fire and grazing impacts on silica production and storage in grass dominated ecosystems. *Biogeochemistry* 97 (2):263–278. doi:10.1007/s10533-009-9371-3
48. Lucas Y, Luizao FJ, Chauvel A, Rouiller J, Nahon D (1993) The Relation Between Biological Activity of the Rain Forest and Mineral Composition of Soils. *Science* 260 (5107):521–523. doi:10.1126/science.260.5107.521
49. Craft C, Broome S, Campbell C (2002) Fifteen years of vegetation and soil development after brackish-water marsh creation. *Restoration Ecology* 10 (2):248-258. doi:10.1046/j.1526-100X.2002.01020.x
50. Borja A, Dauer DM, Elliott M, Simenstad CA (2010) Medium- and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: Patterns, Rates and Restoration Effectiveness. *Estuaries and Coasts* 33 (6):1249-1260. doi:10.1007/s12237-010-9347-5
51. Smith SM, Warren RS (2012) Vegetation Responses to Tidal Restoration. In: Roman CT, Burdick DM (eds) *Tidal Marsh Restoration. The Science and Practice of Ecological Restoration*. Island Press, pp 59-80
52. Moreno-Mateos D, Power ME, Comin FA, Yockteng R (2012) Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. *Plos Biology* 10 (1). doi:10.1371/journal.pbio.1001247
53. Alexandre A, Meunier JD, Colin F, Koud JM (1997) Plant impact on the biogeochemical cycle of silicon and related weathering processes. *Geochim Cosmochim Acta* 61 (3):677-682. doi:10.1016/s0016-7037(97)00001-x
54. Bouchard M, Jolicoeur S (2000) Chemical weathering studies in relation to geomorphological research in southeastern Canada. *Geomorphology* 32 (3-4):213-238. doi:10.1016/s0169-555x(99)00098-7

Hoofdstuk 10. Bijlagen

Bijlage A: Beschrijving van de gebruikte meetapparatuur

Workhorse Sentinel ADCP



ADCP Workhorse Sentinel

Self contained 1200 or 600 kHz

The Workhorse Sentinel is an acoustic Doppler current profiler measuring velocity, direction and backscatter throughout whole the watercolumn. At the same time, this package is a directional wave gauge and a water level device.

It is light and easy to deploy on buoys, boats or on bottom frames. The software is user friendly and allows different sampling strategies

PRODUCT SHEET

I/FI/00100/11.049/8QU



Specifications

- Frequency: both 600 kHz or 1200 kHz available
- Self-contained or direct reading
- Memory of 2 GB
- Mounted with:
 - 1 Pressure sensor
 - 2 Bottom-tracking
 - 3 Directional wave gauge
- Extra battery pack available

1

Reference Projects

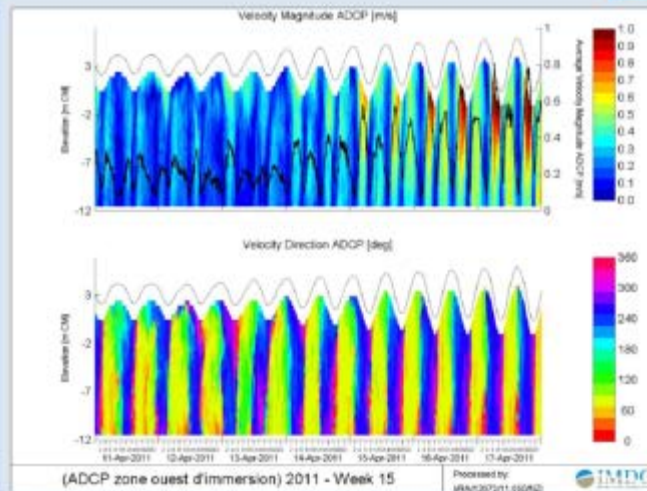
A selection of projects executed by IMDC in which the ADCP sentinel was successfully put to use.

Project title	Project description
Measurement campaign La Lamberde, France (I) (2009-2010) and (II) (2011)	Measurement campaign at the mouth of the Loire with the intention to closely follow the behavior of the dredged material dumped at sea at the licensed location La Lamberde.
Measurement campaign Ada (Ghana 2010-2011)	Measurement campaign at Ada (Ghana) to measure the hydrodynamic site conditions in the preconstruction phase of a breakwater.
Eldepasco wind farm (Belgium, 2010)	Measurement campaign at the bank zonder naam to measure the hydrodynamic site conditions in the preconstruction phase of wind farm Eldepasco
Siltation monitoring Deurganckdok Antwerp (Belgium, 2006-2009) and (Belgium, 2009-2012)	Long term monitoring of the siltation rate in the new tidal Deurganckdok.
HCBS Scheldt (Belgium, 2004-2006)	In situ measurements of High Concentrated Benthic Suspensions in the Scheldt estuary in the vicinity of the future Deurganckdok in view of the dredging works.
Siltation monitoring Botlekaven Rotterdam (The Netherlands, 4/2004 & 4/2005)	Execution of detailed suspended sediment profiles in the port of Rotterdam.
Siltation monitoring "Voorhaven Zeebrugge" (Belgium, 2006)	Measurements of silt profiles in the Outer port of Zeebrugge.
Density currents Panama locks (Panama, 2007)	Field investigations of density currents in the Pacific Ocean approaches to the locks (Panama).
Turbidity around water injection dredger AIRSET (Belgium, 2007)	Survey of suspended sediments in combination with the analysis of ADCP-backscatter intensities.
Turbidity around sweep beam dredger Alligator (Port of Antwerp, Belgium, 2008)	Monitoring and analysis of turbidity created by the dredging works in view of minimizing the environmental impact of the ploughing works.
Turbidity plume measurements during aggregate dredging (France, 2008)	Development and execution of a measuring protocol to monitor current velocities and turbidity caused by the overflow during the dredging process of aggregate extraction (in order to obtain an environmental license).
Monitoring the behaviour of sediments disposed by a TSHD. (France, 2009)	Development and execution of a measuring protocol to determine the fate of disposed sediments on short, medium and long term and to quantify as much as possible the physical parameters and phenomena involved. In particular, dredge plume behaviour and the existence of fluid mud at the disposal site were investigated.

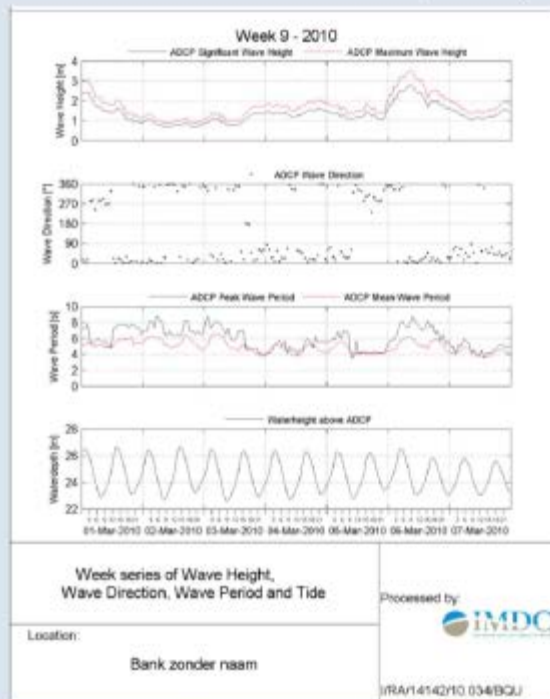
Data outputs

Some data outputs generated by IMDC

2



Bottom fixed current measurements at La Lamberde (La lamberde, 2011)



Bottom fixed wave measurements at North Sea (Eldepasco, 2010)



RBR CTD XR-420

Conductivity, Temperature & Turbidity with autoranging and optional depth

The CTD XR-420 (manufactured by RBR) combines temperature and conductivity channels with an autoranging Seapoint turbidity sensor. The logger is small, light and easily to use with the Ruskin software.

The Seapoint turbidity sensor measures turbidity by detecting scattered light from suspended particles in water. The optical geometry approaches that of a true nephelometer. A sensor power requirement of only 3mA during measurement ensures overall battery life of up to 2 years. The wide dynamic range is further enhanced by autoranging. The 6.000 meter depth rating makes the sensor most versatile for measurement of suspended particle concentrations.

PRODUCT SHEET

1

I/FI/00100/11.050/BQU



Technical Specifications

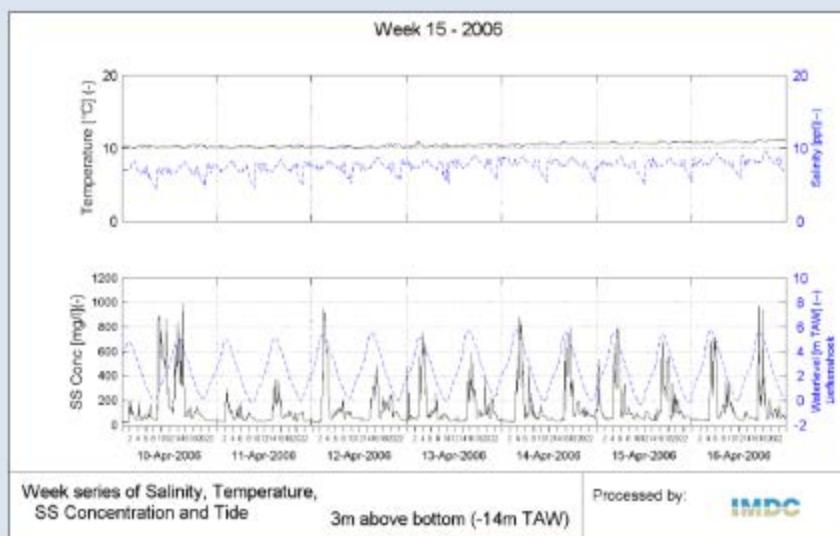
GENERAL	
Power	QTY 4, 3V CR123A cells
Communications	RS-232/485, logged, cable or telemetry
Download Speed	~115,000 samples/minute
Clock Accuracy	±32 seconds/year
Size	Body 310 mm (T+Tu) or 450 mm (CT+Tu) x 64 mm diameter
Memory	8 MByte Flash (2,400,000 samples)
Weight	950 g in air, 362 g in water (T+Tu)
Calibration	NIST traceable standards
Depth	760 m (optional to 6000 m)
TURBIDITY	
Range	0 to 25, 125, 500, 2500 FTU (fixed or auto-ranging)
Linearity	<2% deviation; 0 to 750 FTU
Source Wavelength	880 nm
Scatter Angles	15 to 150 degrees
TEMPERATURE	
Range	<0.05% / °C
Accuracy	±0.002°C
Resolution	<0.00005°C
Time Constant	~3 sec (standard) or ~0.1 sec (option)
Drift	~0.002°C/year
CONDUCTIVITY	
Range	0-2 mS/cm (freshwater) or 0-85 mS/cm (marine)
Accuracy	±0.003 mS/cm at 35 psu 15°C
Drift	~1 µS/cm/month
Resolution	0.01 µS/cm (freshwater) and ~1 µS/cm (marine)
Time Constant	Depends on cast rate. Cell length ~60 mm

Expertise in water

Coveliersstraat 15 -
B-2600 Antwerp
Belgium

Phone: +32 3 270 92 95
Fax: +32 3 235 67 11

www.imdc.be
E-mail: info@imdc.be



The above figure gives an example of potential output format from a RBR XR420

Reference Projects

A selection of projects executed by IMDC in which the RBR XR 420 was successfully put to use.

Project title	Project description
Siltation monitoring Deurganckdok Antwerp (Belgium, 2009-2012)	Long term monitoring of the siltation rate in the new tidal Deurganckdok.
Measurement campaign La Lambarda (R) (2011)	Measurement campaign at the mouth of the Loire with the intention to closely follow the behavior of the dredged material dumped at sea at the licensed location La Lambarda.



OBS-3A

Turbidity & Temperature Monitoring System

The OBS-3A probe, manufactured by Campbell Scientific, measures:

- Time
- Temperature
- Conductivity/Salinity
- Instrument Depth
- Turbidity

The instrument is battery-powered and can store up to 200.000 lines of data internally with no cable or can transmit data in real-time via cable to a pc or logger connected to a WIFI network.



1



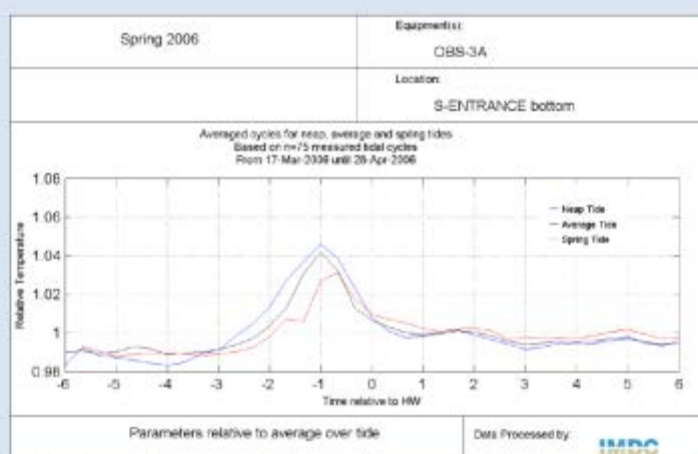
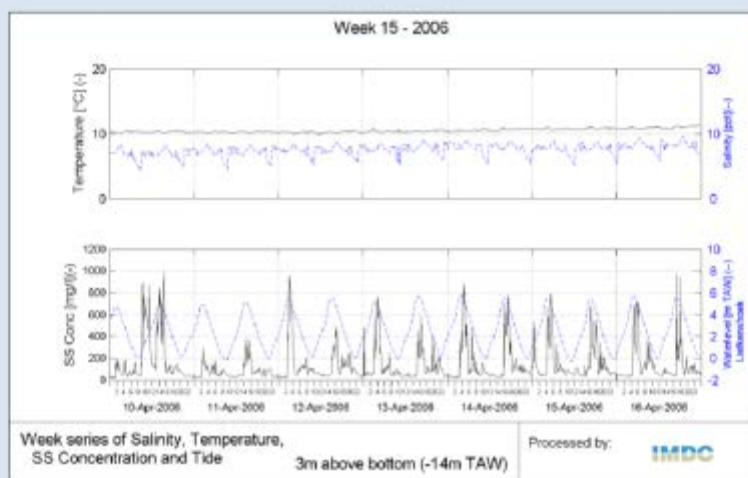
TECHNICAL SPECIFICATIONS		
RANGES		
Turbidity Concentration		0-2000 NTU
	Mud	0-5000 mg/l
	Sand	0-50 g/l
Pressure		0-200 dBar
Conductivity		0-40° C
ACCURACY		
Turbidity	0-100	0.5 NTU
	100-500	2 NTU
	500-2000	10 NTU
Concentration	Mud	0.5 mg/l
	Sand	0.5 g/l
Pressure		0.2% off s.
Temperature		0.05° C
Conductivity		0.07 mS/cm
OTHER DATA		
PC interfaces		RS-232 / 115 kbps
		RS-485 / 115 kbps
		USB
Maximum data rate		25 Hz
Infrared wavelength		875 nm
Maximum depth		300 m
Drift		< 2% / year
Connector		MCBH-8-F5 ₁
		wet-pluggable

Expertise in water

Coverlaersstraat 15 -
B-2600 Antwerp
Belgium

Phone: +32 3 270 92 95
Fax: +32 3 235 67 11

www.imdc.be
E-mail: info@imdc.be



The above figures show some output formats from some OBS-3A measurements by IMDC

Reference Projects

A selection of projects executed by IMDC in which the OBS-3A was successfully put to use.

Project title	Project description
Measurement campaign La Lambarde, France (I) (2009-2010) and (II) (2011)	Measurement campaign at the mouth of the Loire with the intention to closely follow the behavior of the dredged material dumped at sea at the location La Lambarde.
Siltation monitoring Deurganckdok Antwerp (Belgium, 2006-2009) and (Belgium, 2009-2012)	Long term monitoring of the siltation rate in the new tidal Deurganckdok.
Density currents Panama locks (Panama, 2007)	Field investigations of density currents in the Pacific Ocean approaches to the locks
Siltation monitoring "Voorhaven Zeebrugge" (Belgium, 2006)	Measurements of cohesive sediment dynamics in the Outer port of Zeebruges.
HCBS Scheldt (Belgium, 2004-2006)	In situ measurements of High Concentrated Benthic Suspensions in the Scheldt estuary in the vicinity of the future Deurganckdock in view of the dredging works.

CTD Diver

Reliable in all conditions

Where there is a need to monitor not only groundwater levels, but also salinization, salt water intrusion or contamination, the CTD-Diver is the instrument of choice.

The Van Essen CTD-Diver is equipped with a pressure sensor, a temperature sensor and a four-electrode conductivity sensor. The instrument is light, small and has a memory with a maximum storage capacity of 16000 measurement data per parameter.

PRODUCT SHEET



I/Fl/00100/11.051/BOU

1



Specifications

- Dimensions: Ø 22mm x 183mm
- Memory: 16000 measurements
- Sample rate 0.5 sec to 99 hours
- Housing ceramic
- Temperature range -20 °C to 80 °C
- Temperature accuracy + 0.1 °C
- Temperature resolution 0.01 °C
- Conductivity range 0 to 80 mS/cm
- Conductivity accuracy + 1% of reading
- Conductivity resolution 0.1% of reading
- Pressure range 20 m H₂O
- Pressure accuracy 2 cm H₂O
- Pressure resolution 0.4 cm H₂O
- Battery life 10 years (dep. use)

Applications

- Aquifer recharge projects
- Saltwater intrusion projects
- Surveillance on waste disposal sites
- Monitoring groundwater or surface water quality

Expertise in water

Coveliersstraat 15 -
B-2600 Antwerp
Belgium

Phone: +32 3 270 92 95
Fax: +32 3 235 67 11

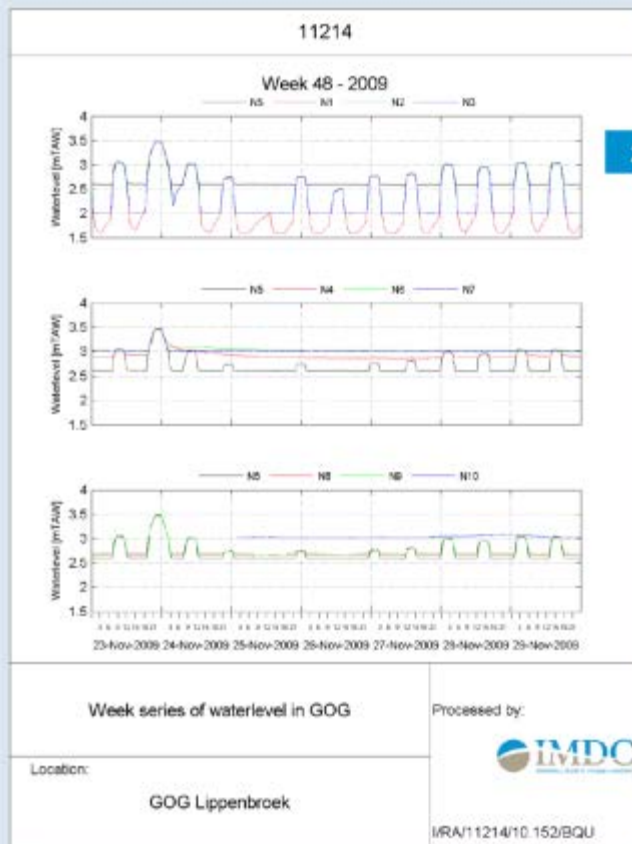
www.imdc.be
E-mail: info@imdc.be

Reference Projects

A selection of projects executed by IMDC in which CTD divers were successfully put to use.

Project title	Project description
Measurement campaign La Lambarde, France (I) (2009-2010) and (II) (2011)	Measurement campaign at the mouth of the Loire with the intention to closely follow the behavior of the dredged material dumped at sea at the licensed location La Lambarde.
Measurement campaign Ada (Ghana, 2010-2011)	Measurement campaign at Ada (Ghana) to measure the hydrodynamic site conditions in the preconstruction phase of a breakwater.
Diver campaign Lippenbroek (Belgium, 2009-2010)	Long term measurement campaign at the GOG/GOG of Lippenbroek to monitor salinity and water levels
HCBS Scheldt (Belgium, 2004-2006)	In situ measurements of High Concentrated Benthic Suspensions in the Scheldt estuary in the vicinity of the future Deurganckdok in view of the dredging works.
Siltation monitoring Botlekhaven Rotterdam (The Netherlands, 4/2004 & 4/2005)	Execution of detailed suspended sediment profiles in the port of Rotterdam.
Siltation monitoring Deurganckdok Antwerp (Belgium, 2006-2009) and (Belgium, 2009-2012)	Long term monitoring of the siltation rate in the new tidal Deurganckdok.
Siltation monitoring "Voorhaven Zeebrugge" (Belgium, 2006)	Measurements of silt profiles in the Outer port of Zeebruges.
Density currents Panama locks (Panama, 2007)	Field investigations of density currents in the Pacific Ocean approaches to the locks (Panama).
Turbidity around water injection dredger AIRSET (Belgium, 2007)	Survey of suspended sediments in combination with the analysis of ADCP-backscatter intensities.
Turbidity around sweep beam dredger Alligator (Port of Antwerp, Belgium, 2008)	Monitoring and analysis of turbidity created by the dredging works in view of minimizing the environmental impact of the ploughing works.
Turbidity plume measurements during aggregate dredging (France, 2008)	Development and execution of a measuring protocol to monitor current velocities and turbidity caused by the overflow during the dredging process of aggregate extraction (in order to obtain an environmental license).
Monitoring the behaviour of sediments disposed by a TSHD. (France, 2009)	Development and execution of a measuring protocol to determine the fate of disposed sediments on short, medium and long term and to quantify as much as possible the physical parameters and phenomena involved. In particular, dredge plume behaviour and the existence of fluid mud at the disposal site were investigated.

Data outputs



Waterlevel measurements at Lippenbroek (2009-2010)

2



VAN DORN WATER SAMPLER

Horizontal water sampler

These horizontal samplers are intended for shallow or deep waters. They are called horizontal, because they descend, parallel to the bottom. The samplers are pulled sideways just before closing by the operator. This ensures a representative water sample for that specific depth. They are ideal for sampling at the thermocline, at other stratification levels, or just above the bottom sediments.

There are two types : transparent acrylic or opaque PVC. PVC is more durable and less costly, but the acrylic allows you to view the bottle contents immediately.

- Designed for trace metal sampling
- Designed for organic sampling
- Requires a messenger and line
- Thermometer can be mounted inside acrylic Beta bottles

PRODUCT SHEET

1



I/F/000100/12.032/ICA

Expertise in water

Coveliërsstraat 15 -
B-2600 Antwerp
Belgium

Phone: +32 3 270 92 95
Fax: +32 3 235 67 11

www.imdc.be
E-mail: info@imdc.be

Bijlage B: Methodiek voor ADCP verwerking met Sediview (bron: IMDC, 2010)

Methodology of processing of the ADCP data with Sediview

DRL Software's Sediview was used to process the ADCP data. Sediview is designed to derive estimates of suspended sediment concentration throughout the water column using acoustic backscatter data obtained by ADCP's manufactured by RD Instruments of San Diego, California.

1. Acoustic backscatter theory

The acoustic theory governing backscatter from particles suspended in the water column is complex, but the following simplified formula serves to introduce the main factors that are relevant:

$$E = SL + SV + Constant - 20\log(R) - 2\alpha_w R$$

Where:

- E = echo intensity,
- SL = transmitted power,
- SV = backscatter intensity due to the particles suspended in the water column,
- α_w = a coefficient describing the absorption of energy by the water,
- R = the distance from the transducer to the measurement bin.

The term $20\log(R)$ is a simple geometric function that accounts for the spherical spreading of the beam. The constant is required because each ADCP has specific performance characteristics.

In order to measure the suspended sediment concentration in the water column it is necessary to relate the backscattered sound intensity to the mass concentration in the water. For the purposes of measuring solids concentration on site, it can be shown that the relationship is as follows (derived from Thorne and Campbell, 1992 and Hay, 1991 in DRL (2003)):

$$\log_{10} M_r = \{dB + 2r(\alpha_w + \alpha_s) - K_s\} S^{-1}$$

Where:

- $M(r)$ = mass concentration per unit volume at range, r
- S = relative backscatter coefficient
- K_s = site and instrument constant
- dB = the measured relative backscatter intensity (corrected for beam spreading)
- α_w = water attenuation coefficient
- α_s = sediment attenuation coefficient, which is a function of the effective particle size

In this expression there are four unknowns: S , K_s , α_w and α_s . These parameters are to be determined within Sediview.

2. Water sampling and transect sailing

To calibrate Sediview for suspended sediment concentration, at least two water concentrations have to be available from a calibration profile. Both these concentrations are taken within the range of reliable data of the ADCP. For the near-surface sample this means in bin 3 or 4, for the near-bed sample this means at about one or two meter above the sidelobe. The suspended sediment concentration of the water samples was determined by UA (sedimentology laboratory).

Water sampling is done together with CTD-OBS measurement in order to have two independent suspended sediment concentration measurements for each sample. OBS measurements were compared to the water samples and recalibrated. The water samples were used for Sediview calibration, while cross-calibrated OBS measurements were used as a back up check. The salinity and temperature was used to compute the acoustic water absorption (water attenuation coefficient).

3. Calibration workset

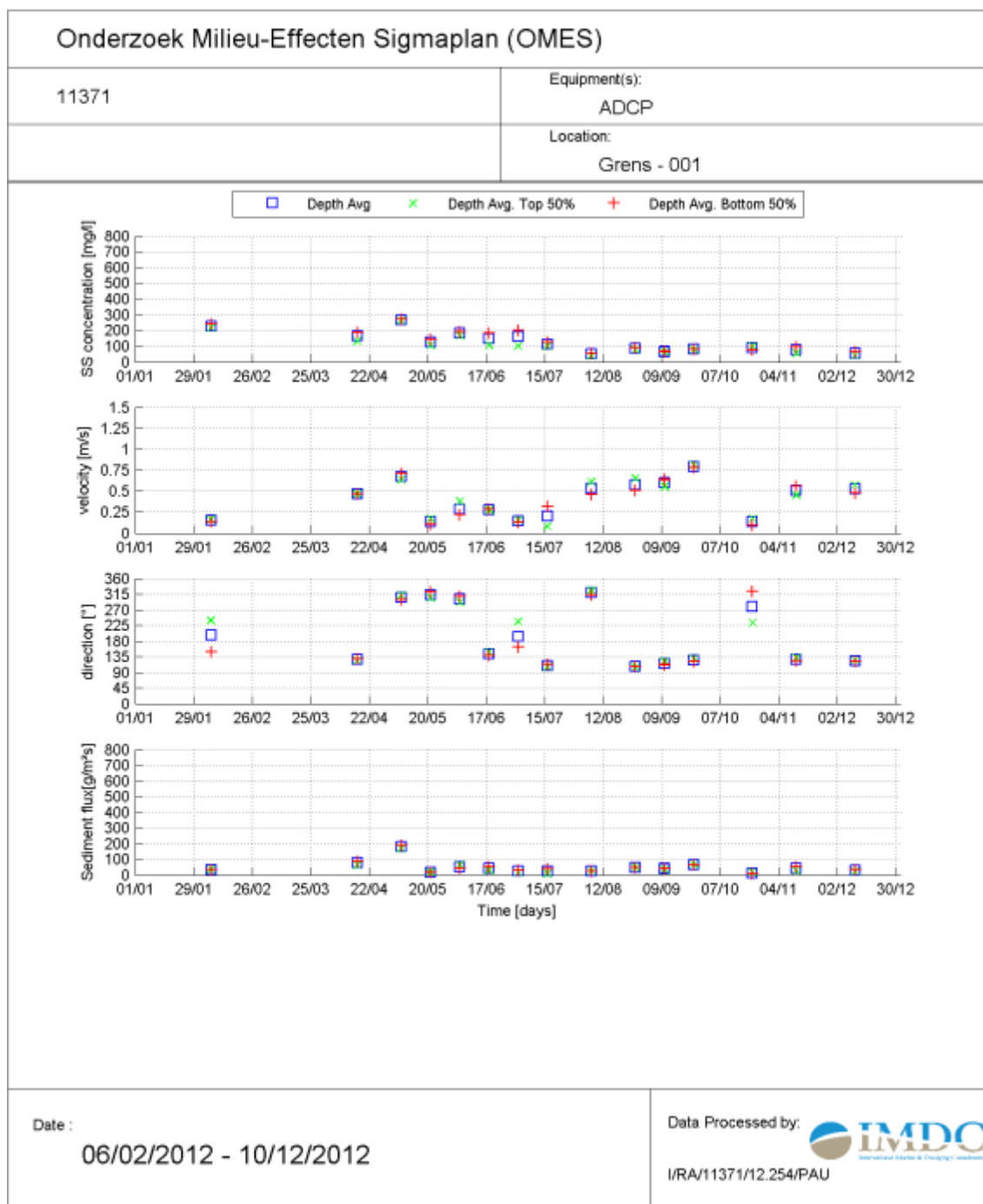
The calibration workset consists of ADCP-files, sampling times, sampling depths, SSC obtained from water samples and SSC, temperature and salinity obtained from CTD-OBS readings.

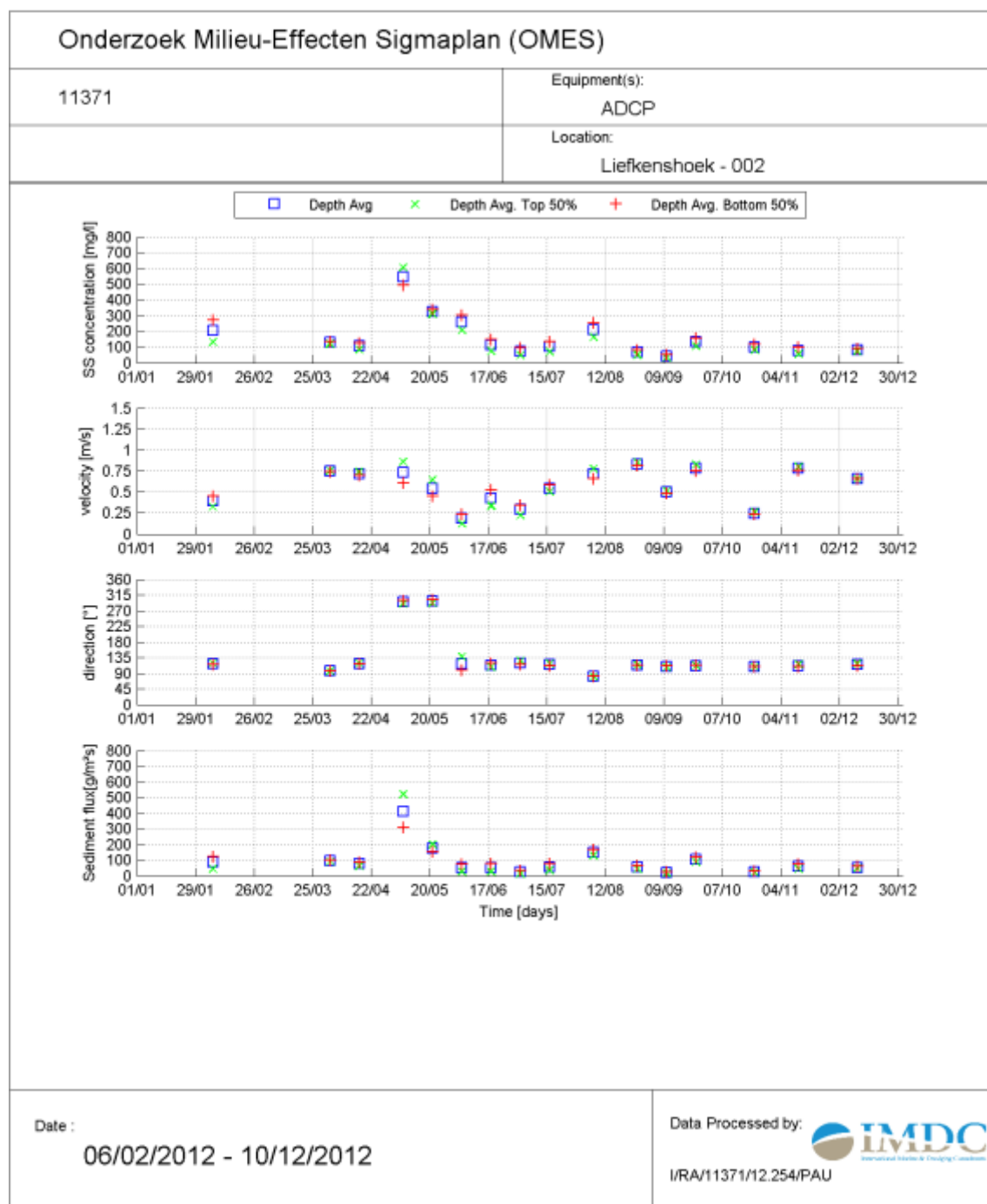
The suspended sediment concentration of the water samples was determined. One-litre samples were filtered over a preweighed desiccated 0.45 micron filter, after which the filter is dried in an oven at 105°C, cooled and weighted (NEN 6484).

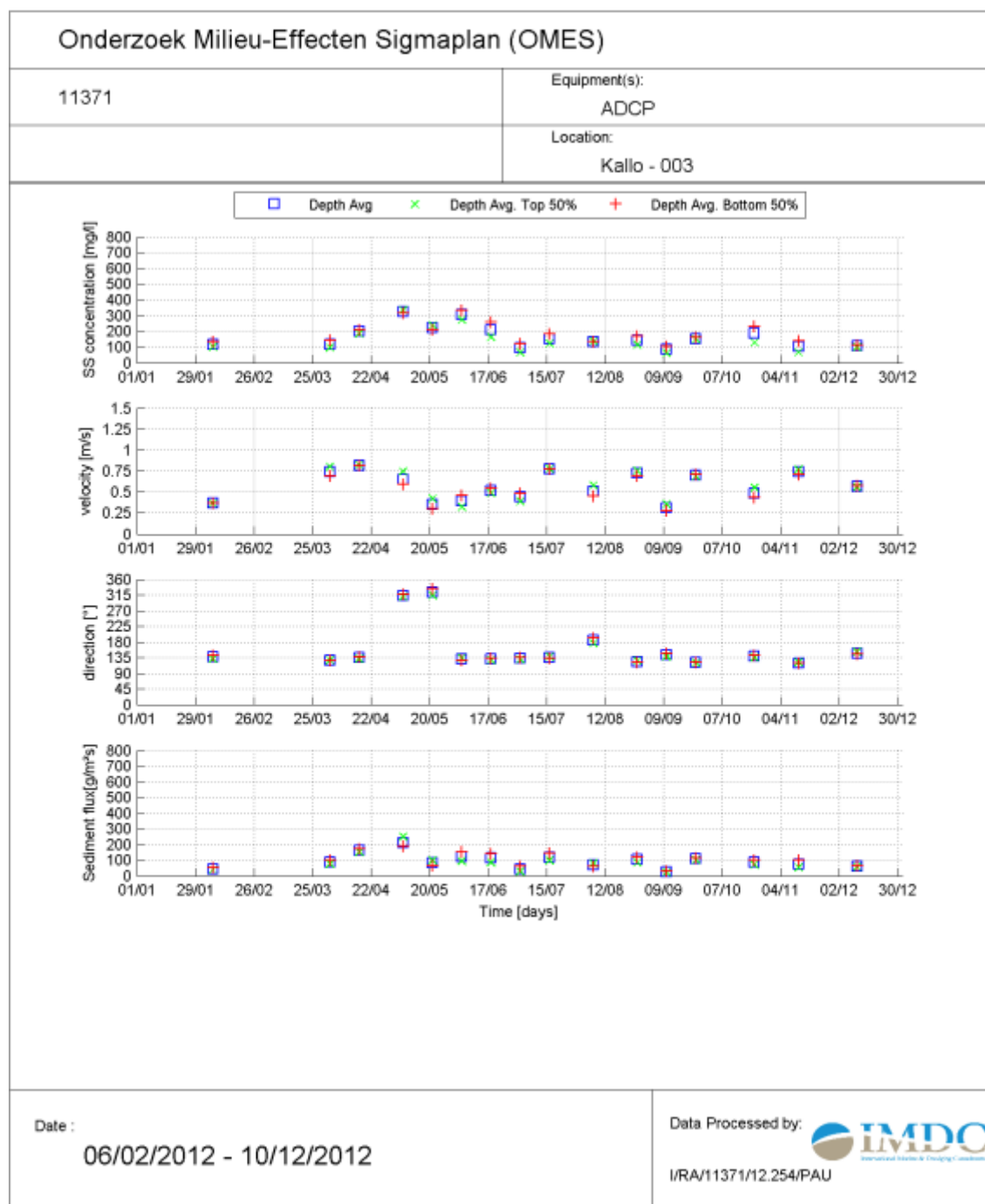
4. SSC calibration per ensemble

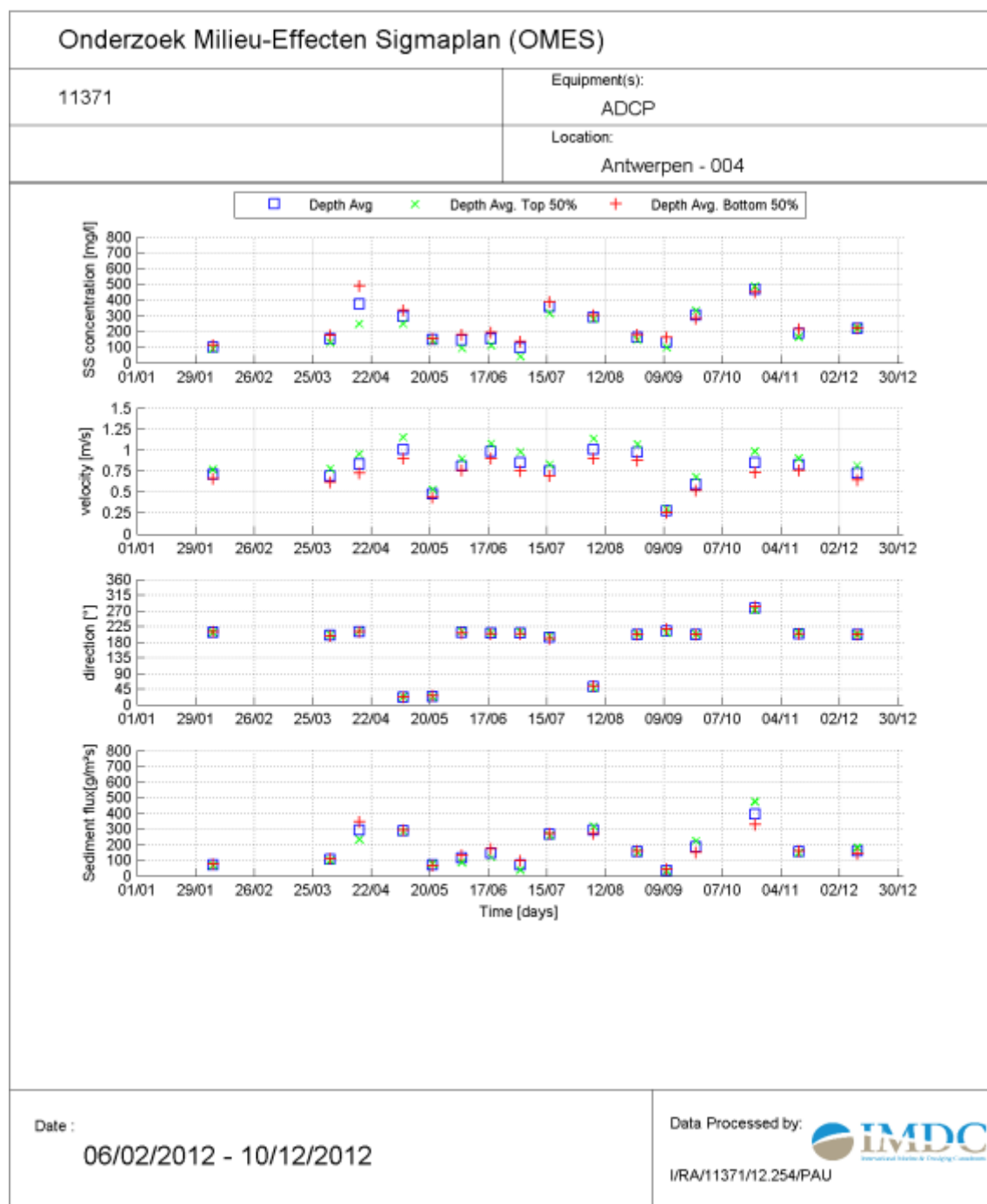
In the Sediview calibration process the following parameters must be defined: the site and instrument constant (K_s), the relative backscatter coefficient (S) and the effective particle size per ensemble-pair (near-surface sample and near-bed sample) in order to fit the Sediview-estimate with the suspended sediment concentration of the water samples. These parameter sets may not differ too much from the previous parameter sets, as the environmental conditions will not change that much over a small time interval. To obtain a smooth progress in time of K_s , S and effective particle size an iterative approach is used.

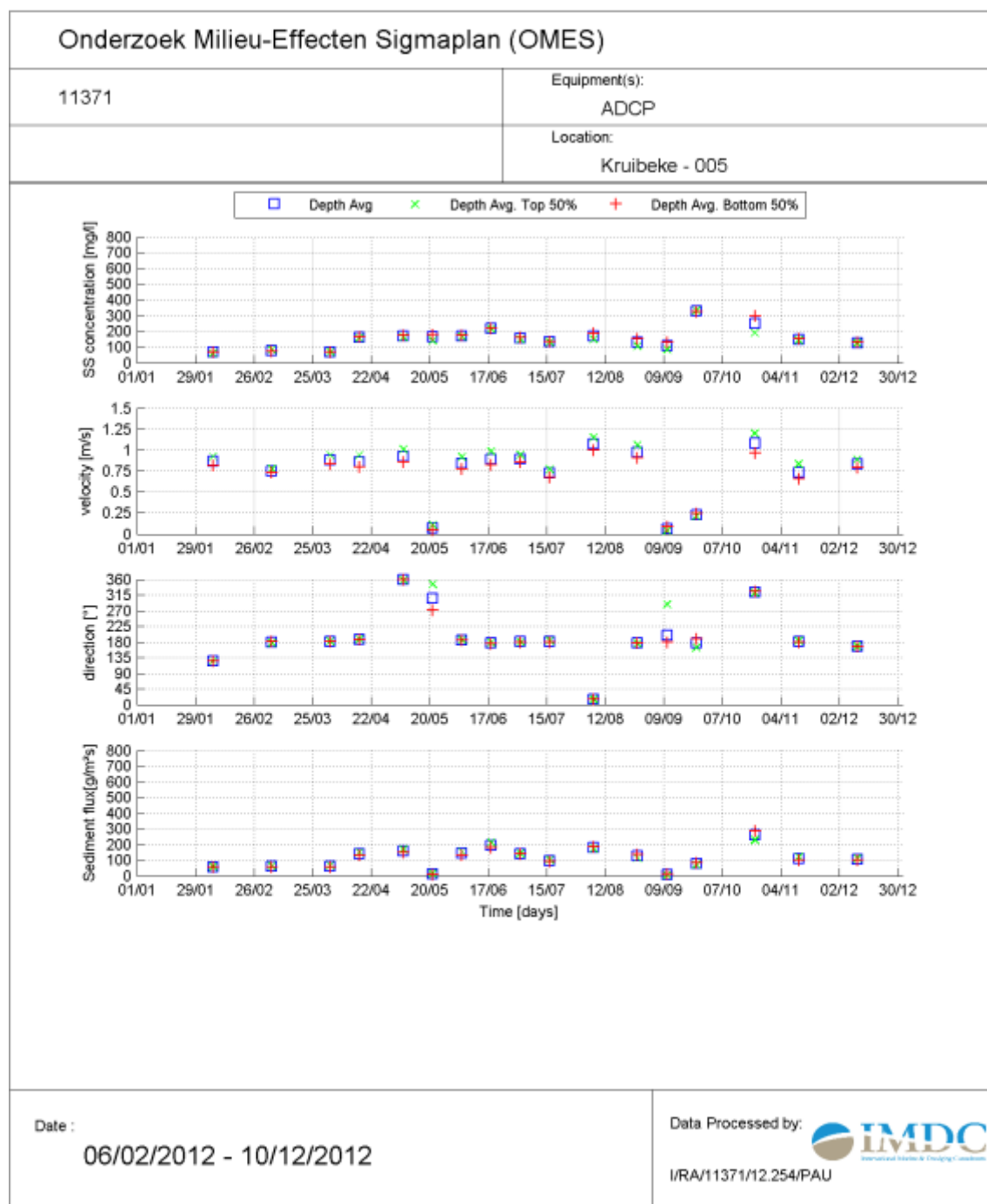
Bijlage C: Resultaten van de maandelijkse monitoring

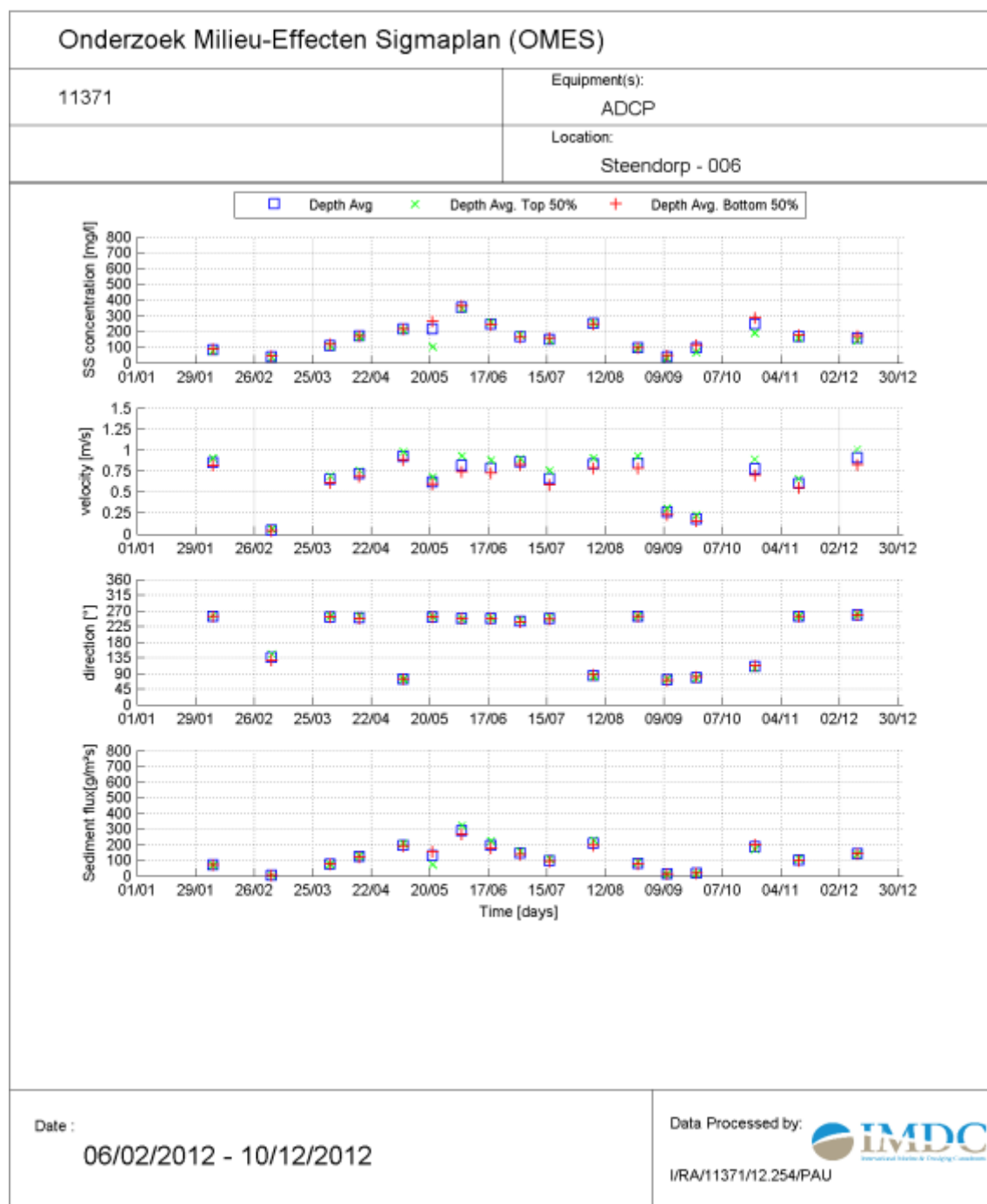


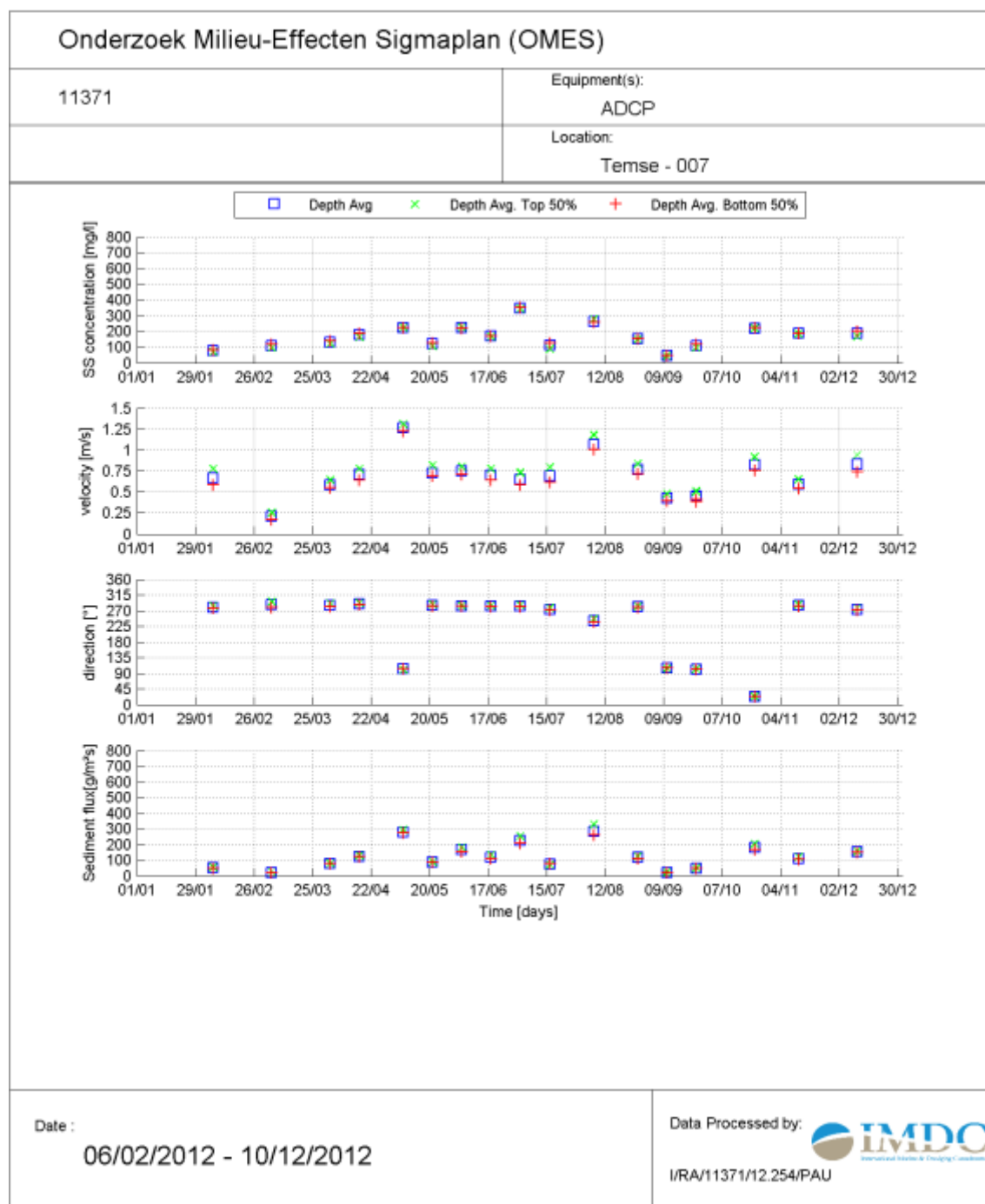


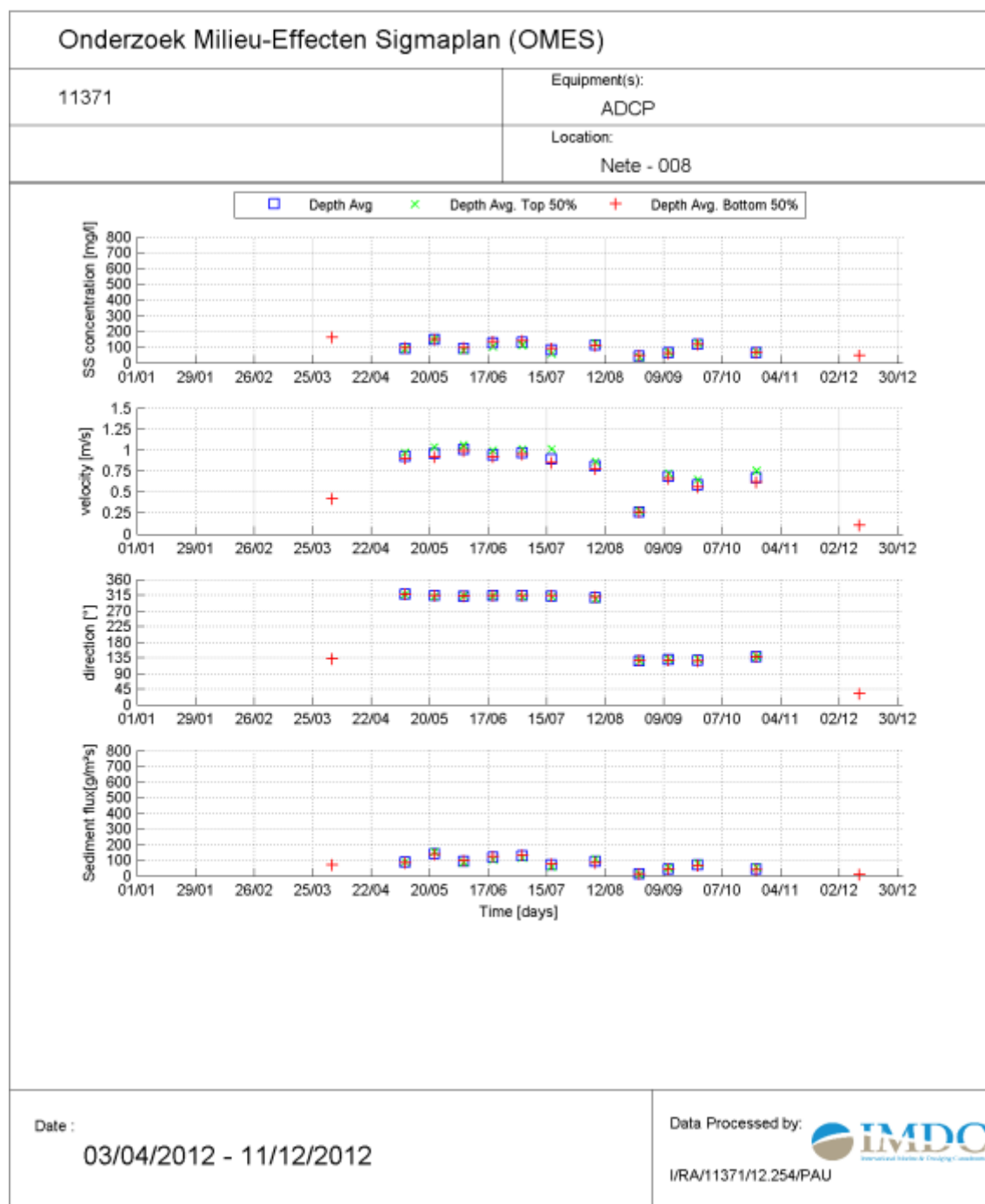


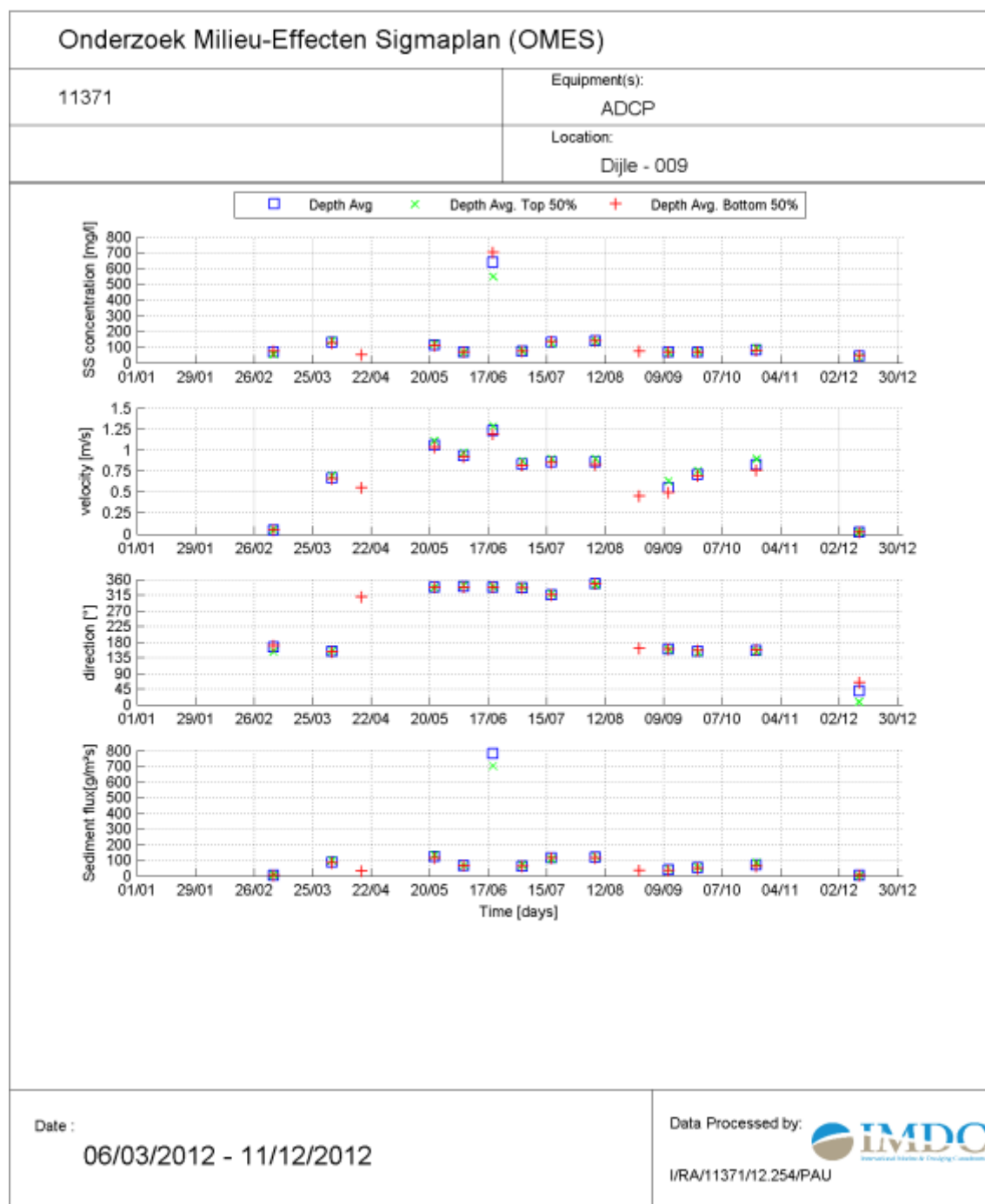


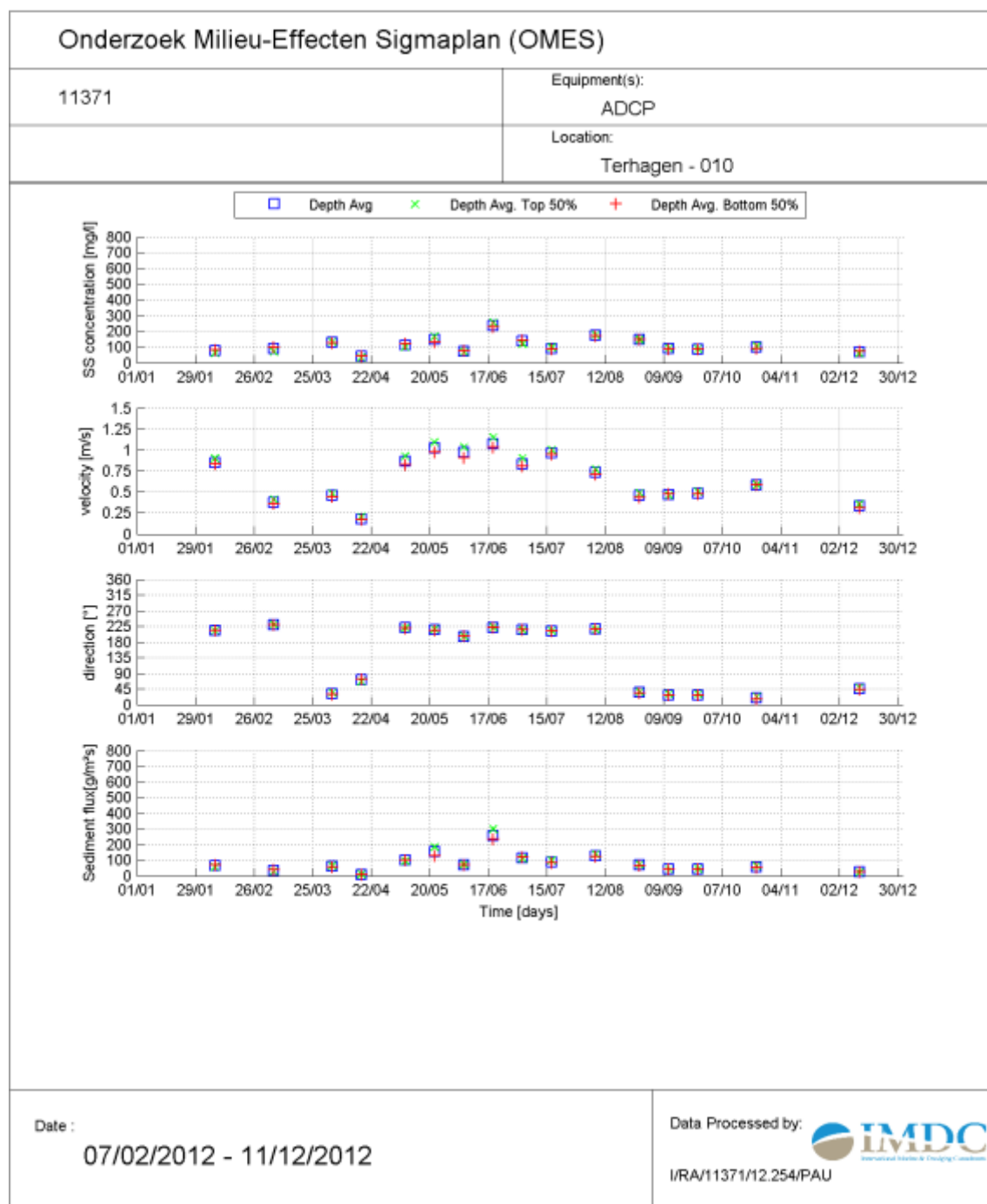


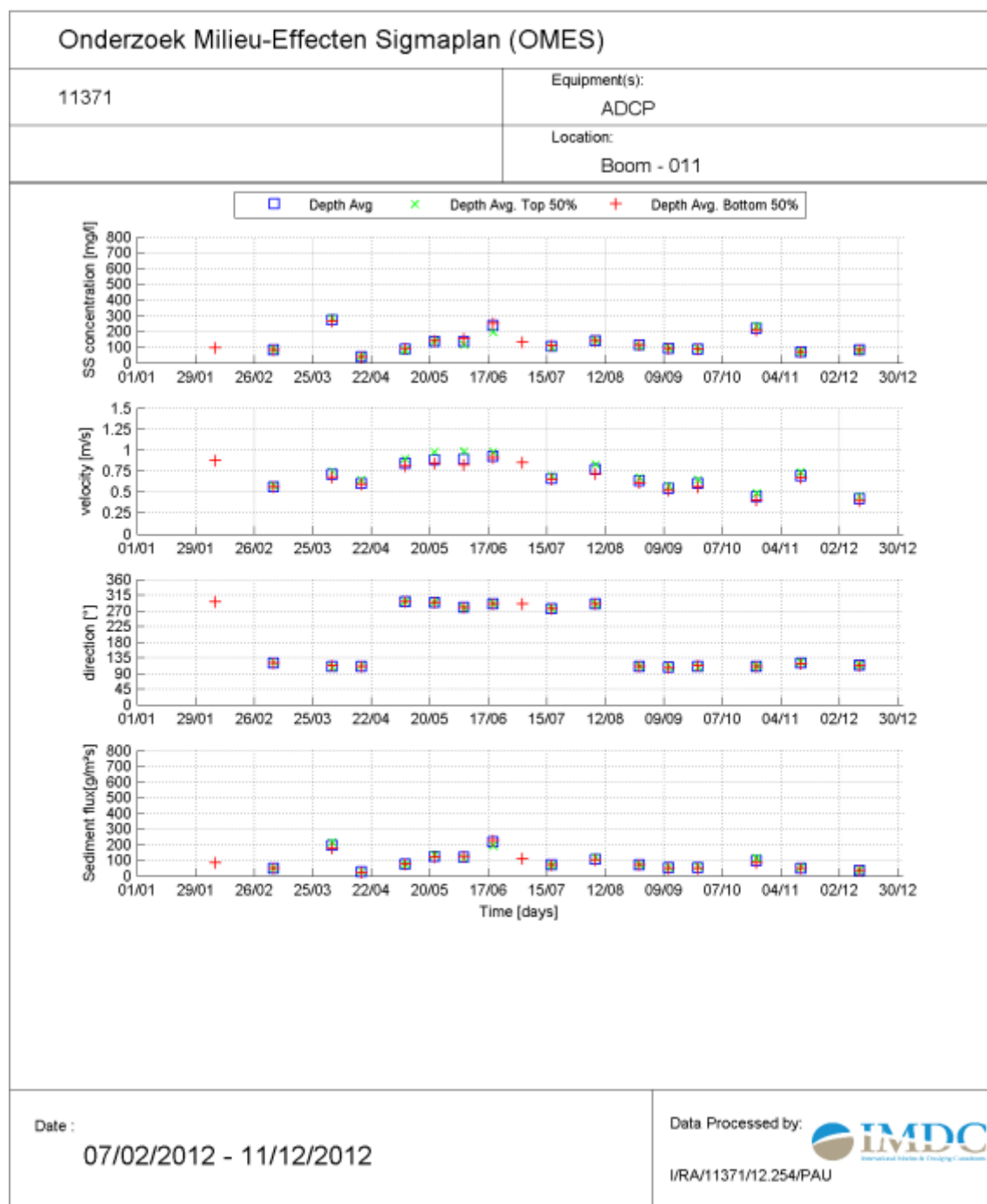


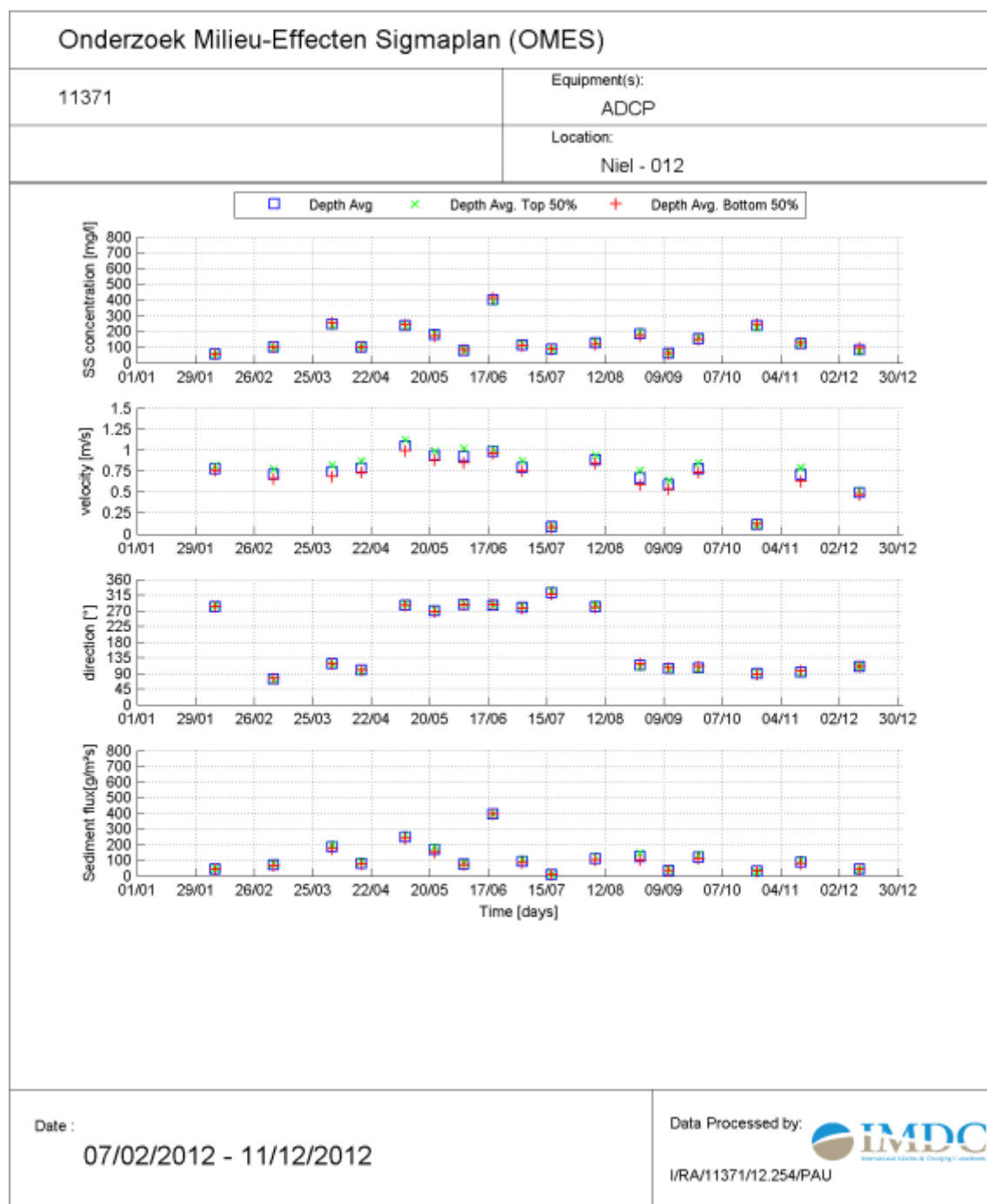


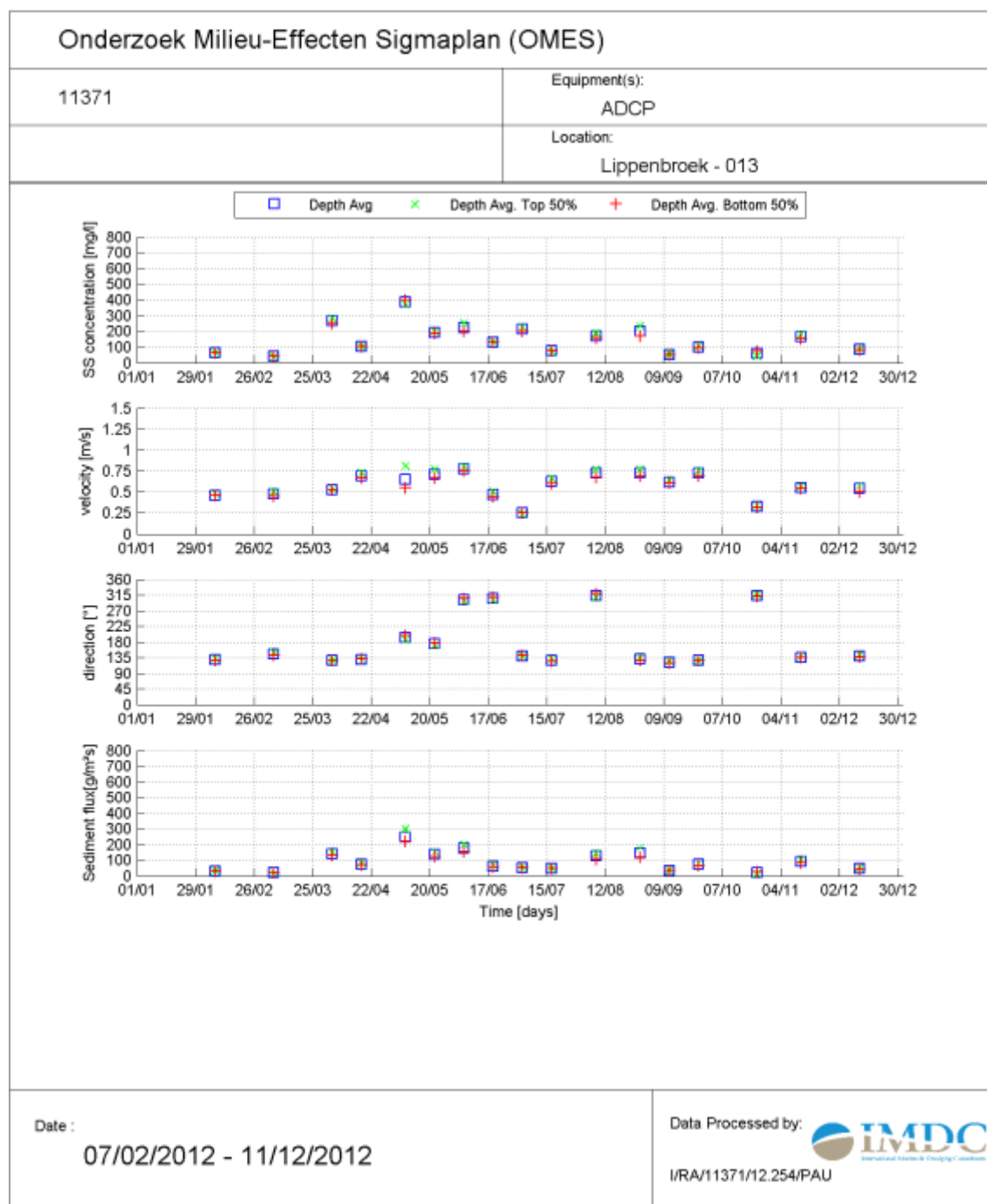


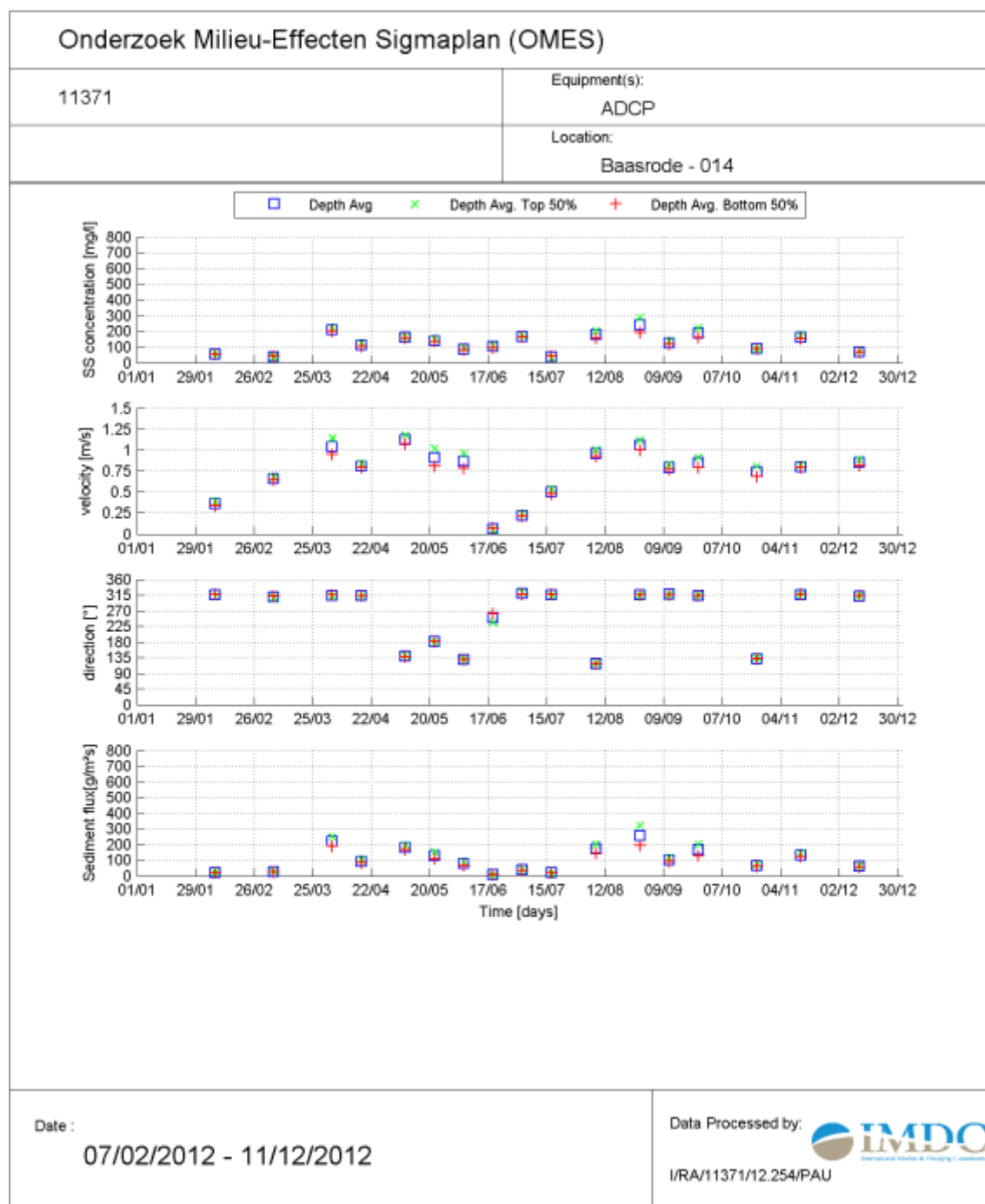


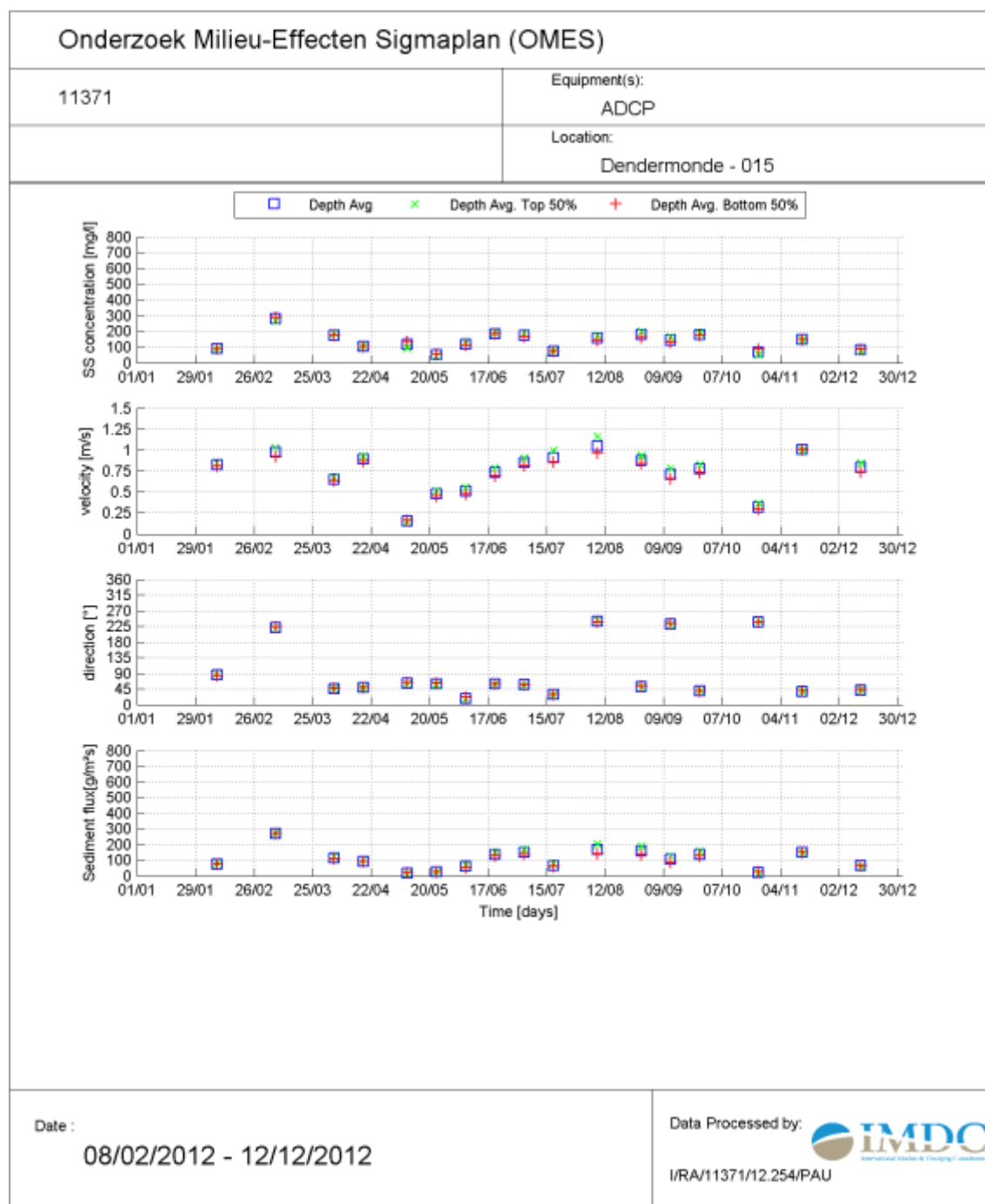


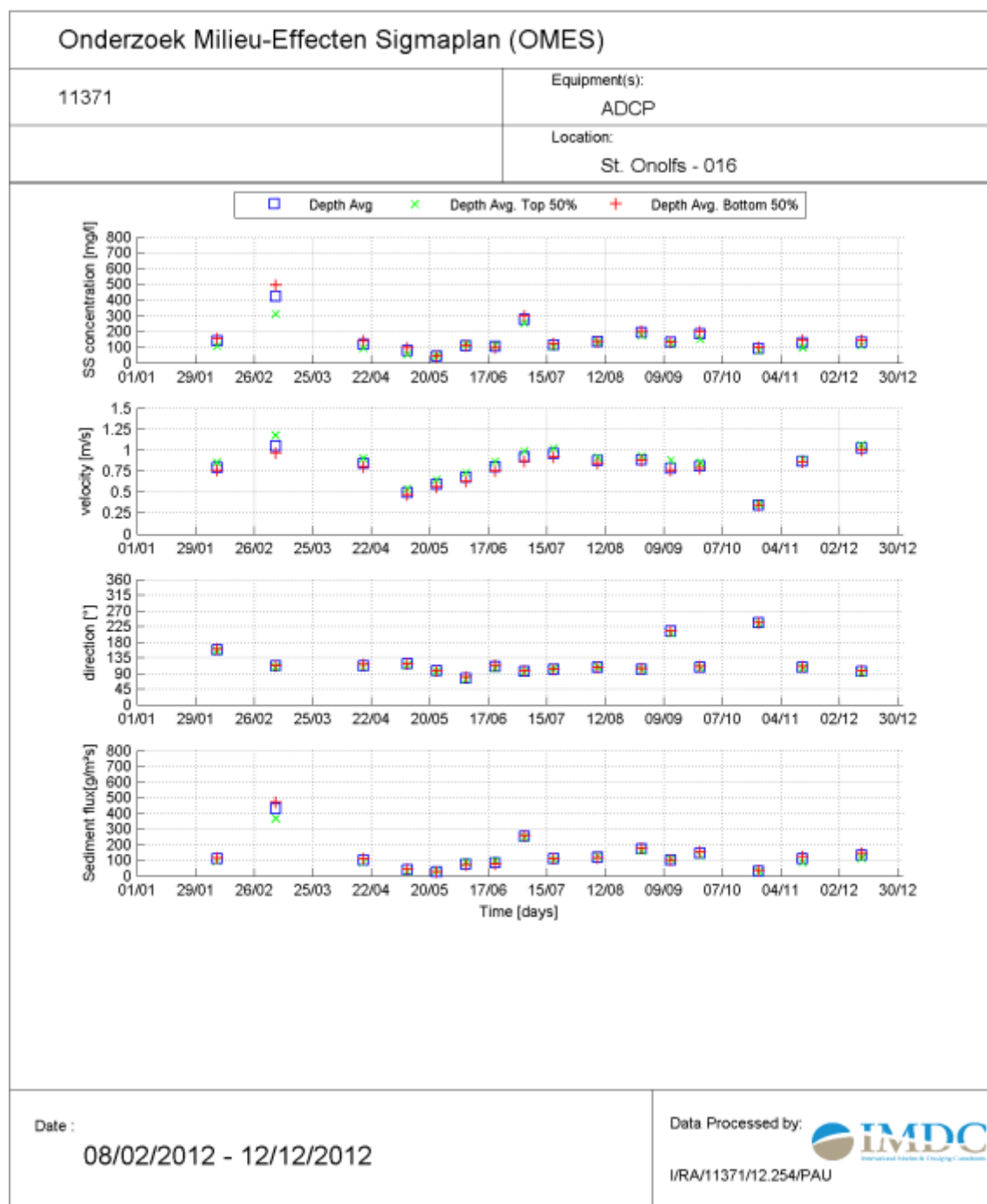


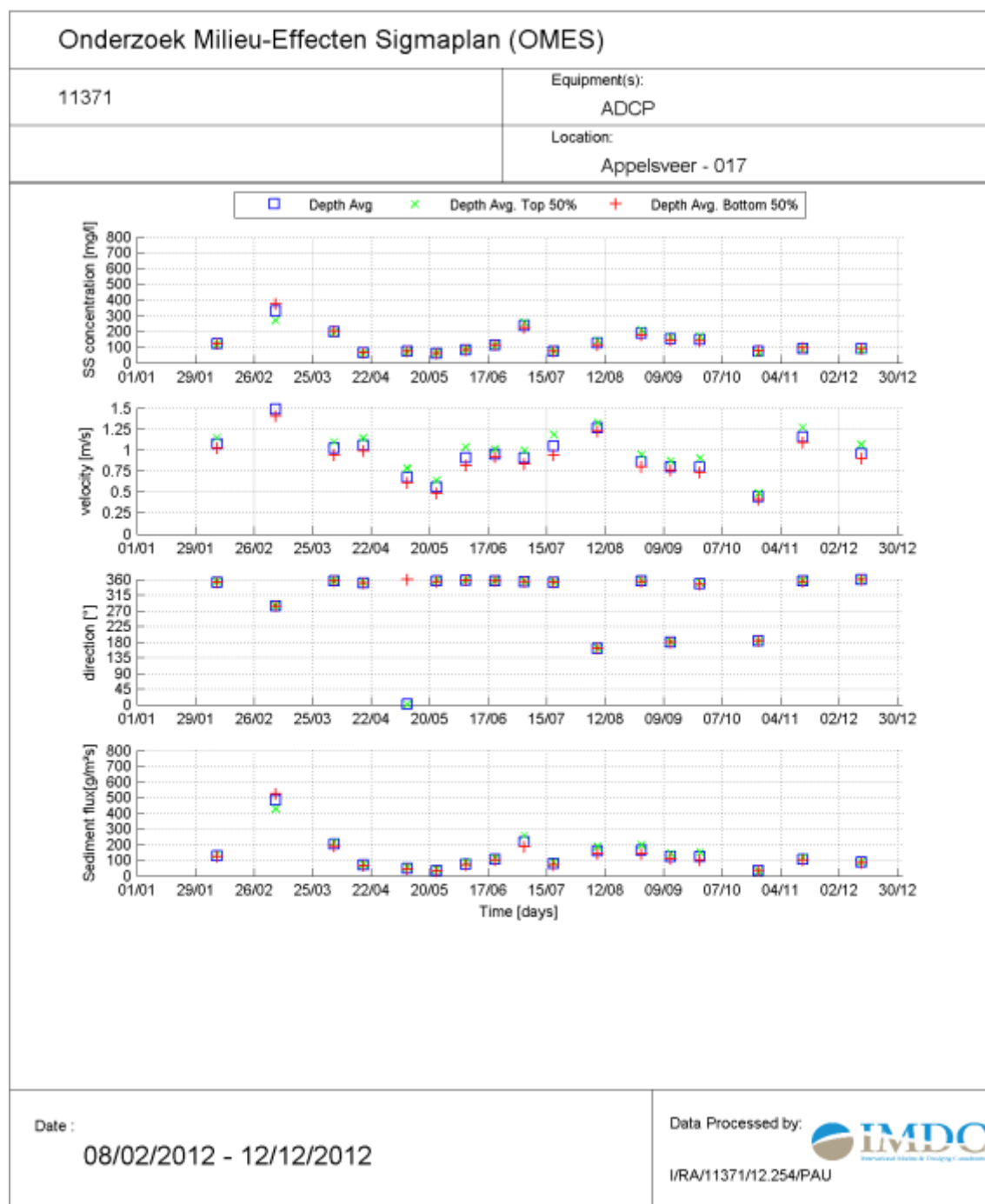












Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

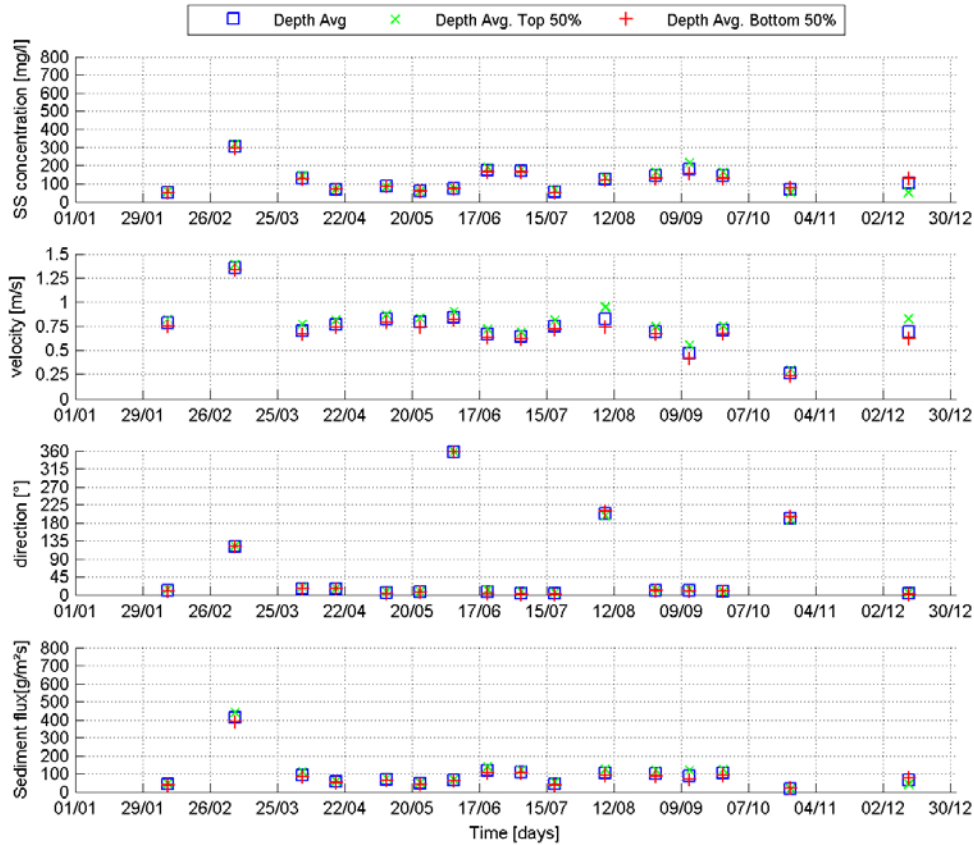
11371

Equipment(s):

ADCP

Location:

Uitbergen - 018



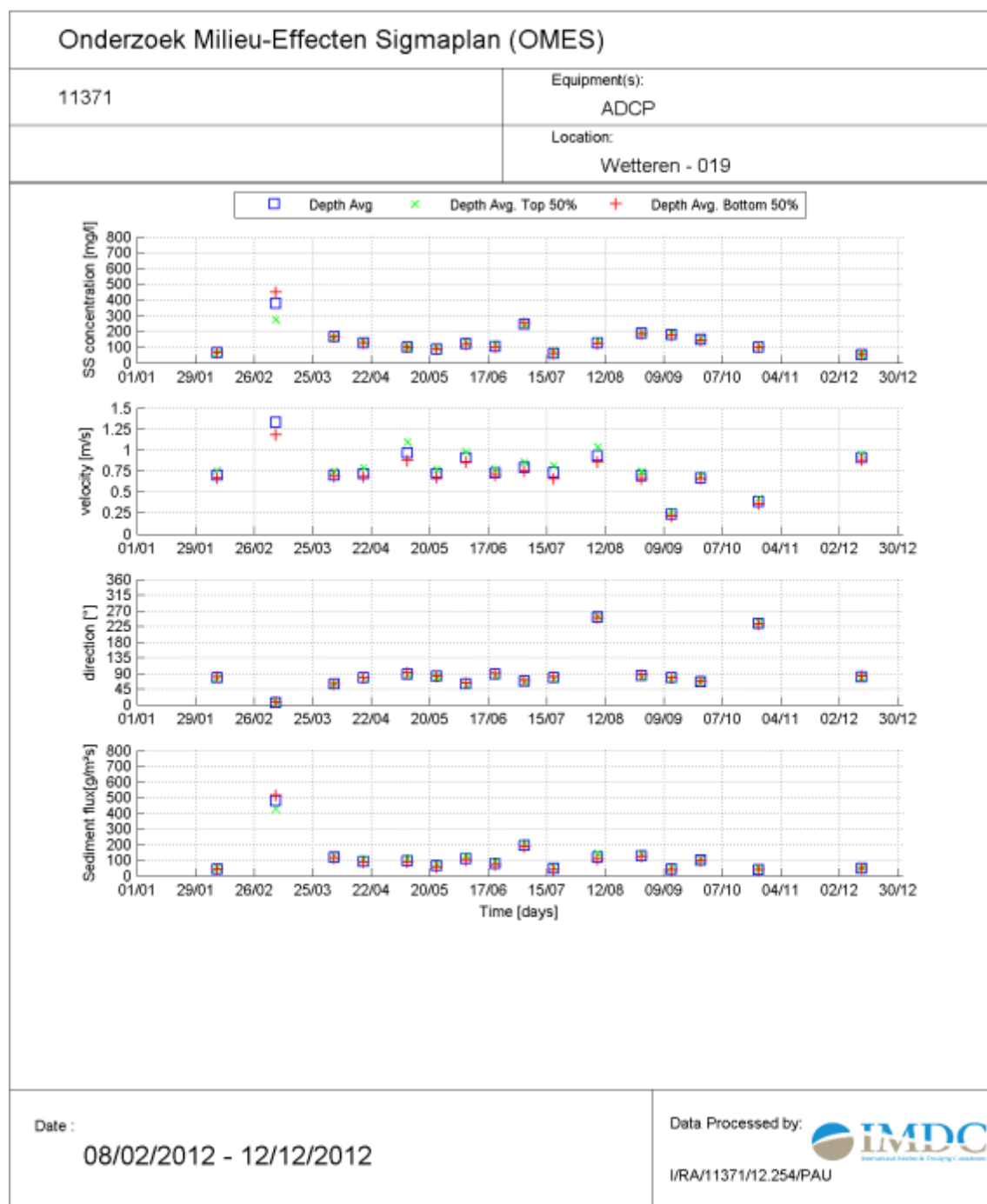
Date :

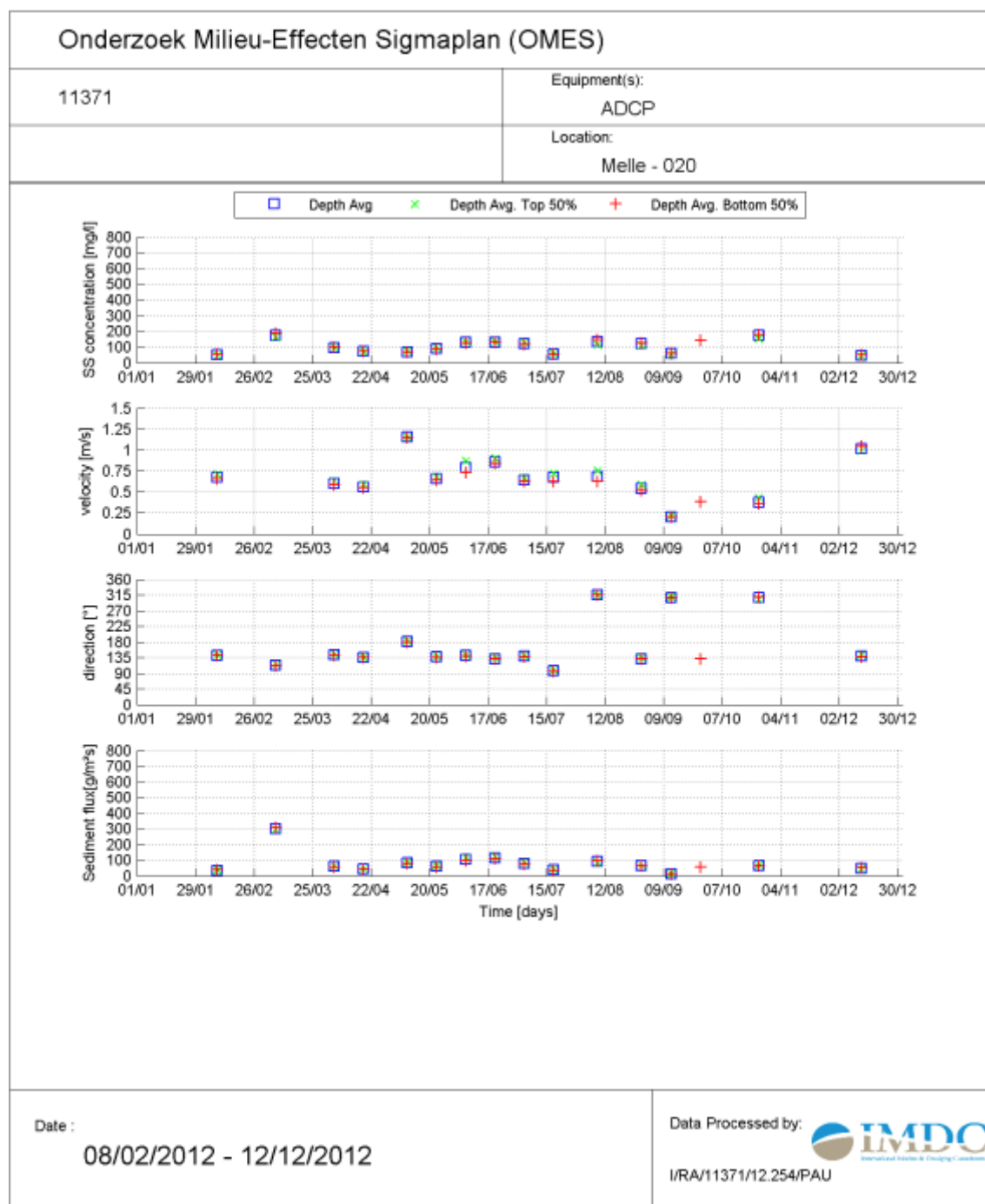
08/02/2012 - 12/12/2012

Data Processed by:



I/RA/11371/12.254/PAU

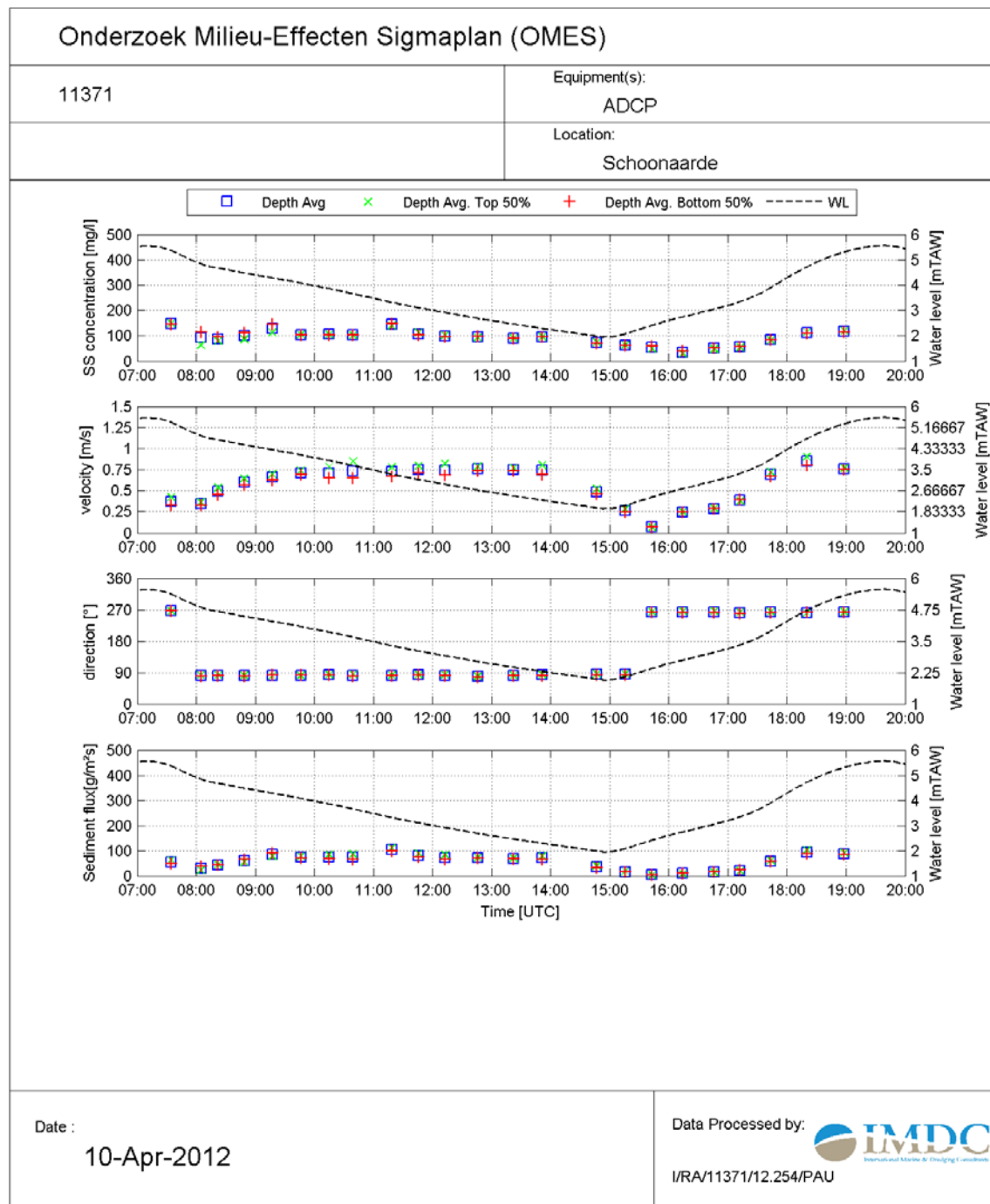


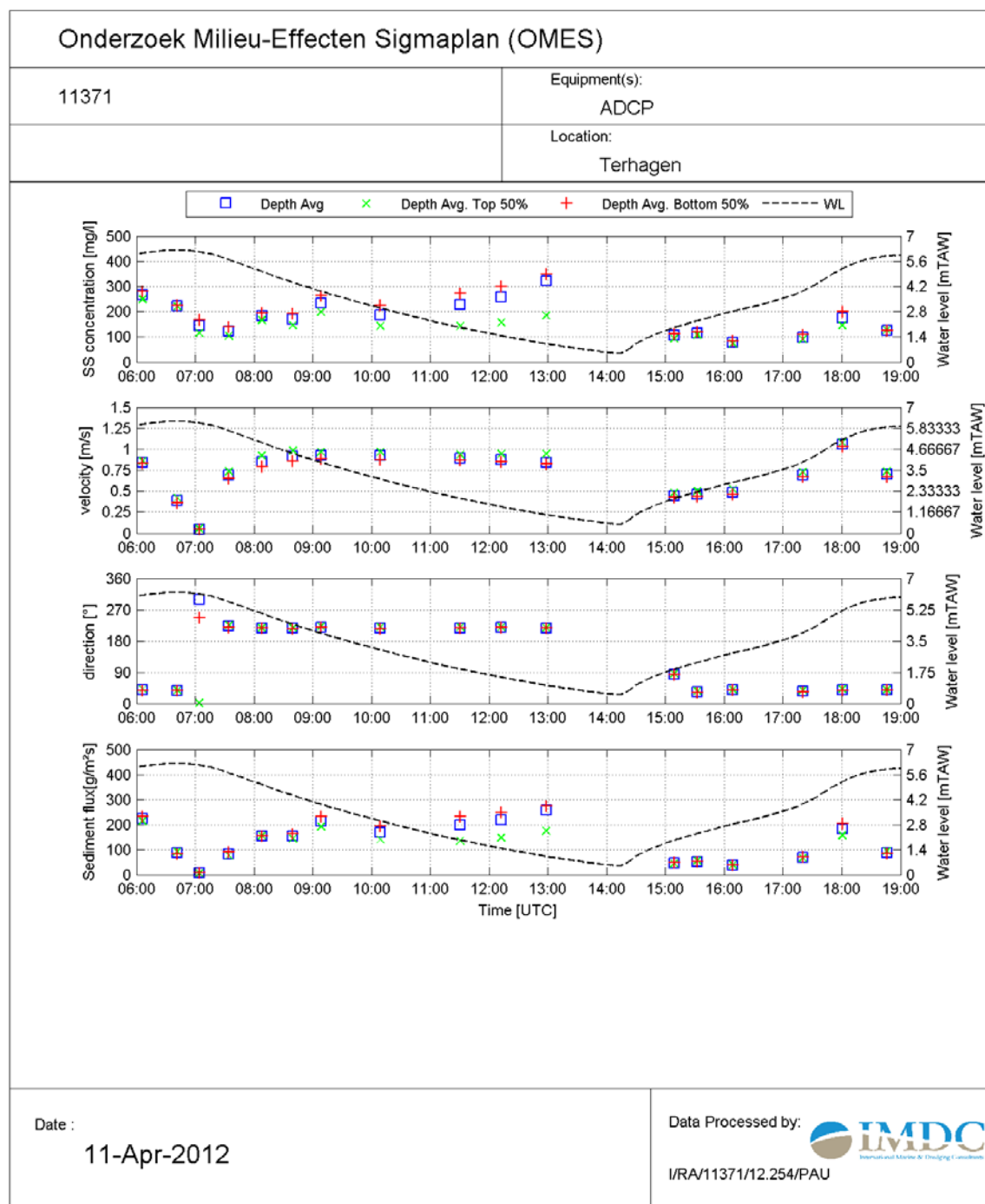


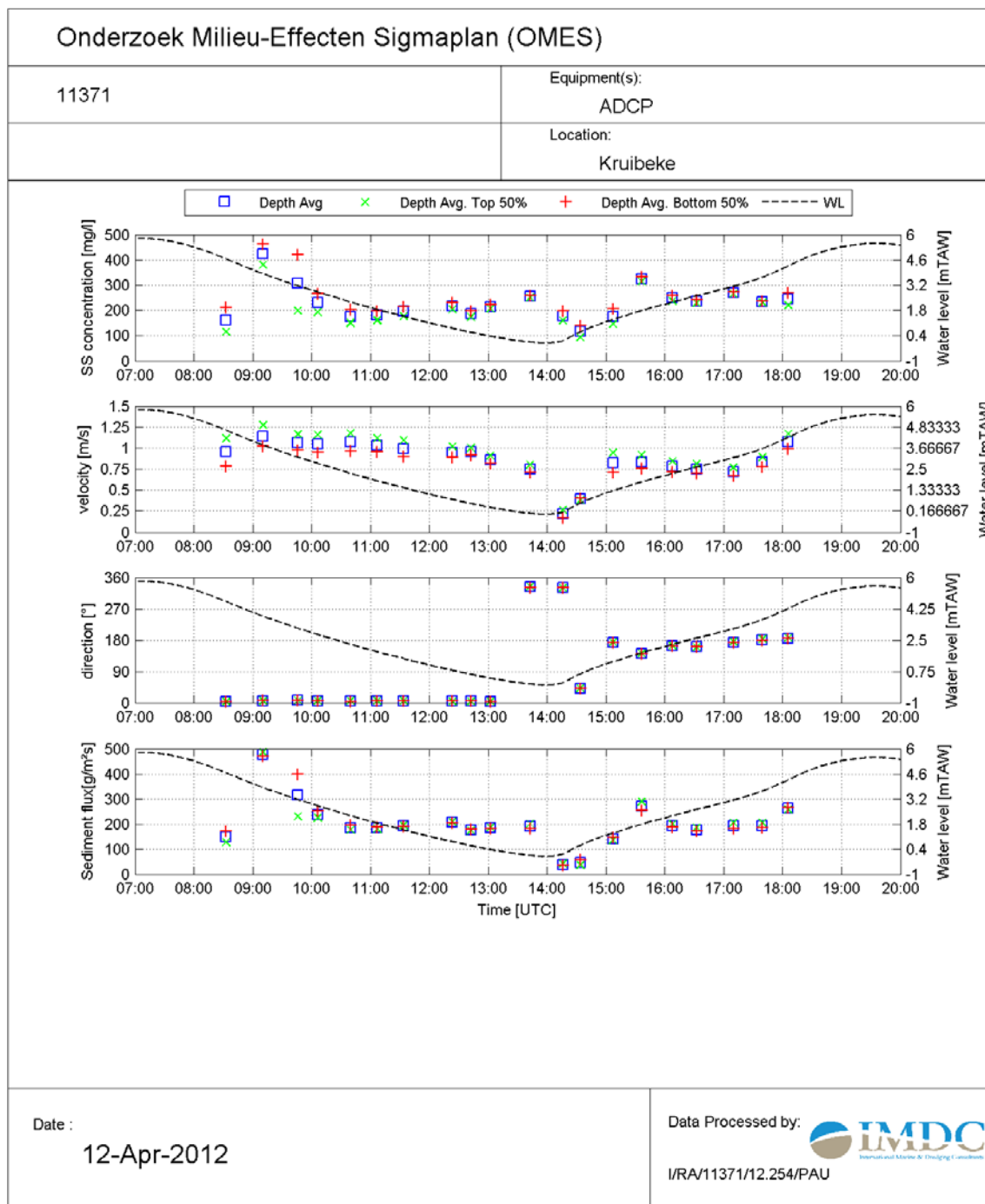
Bijlage D: Resultaten van de 13-uursmetingen aan Kruibeke, Terhagen en Schoonaarde

Tijdreeksen

Schoonaarde



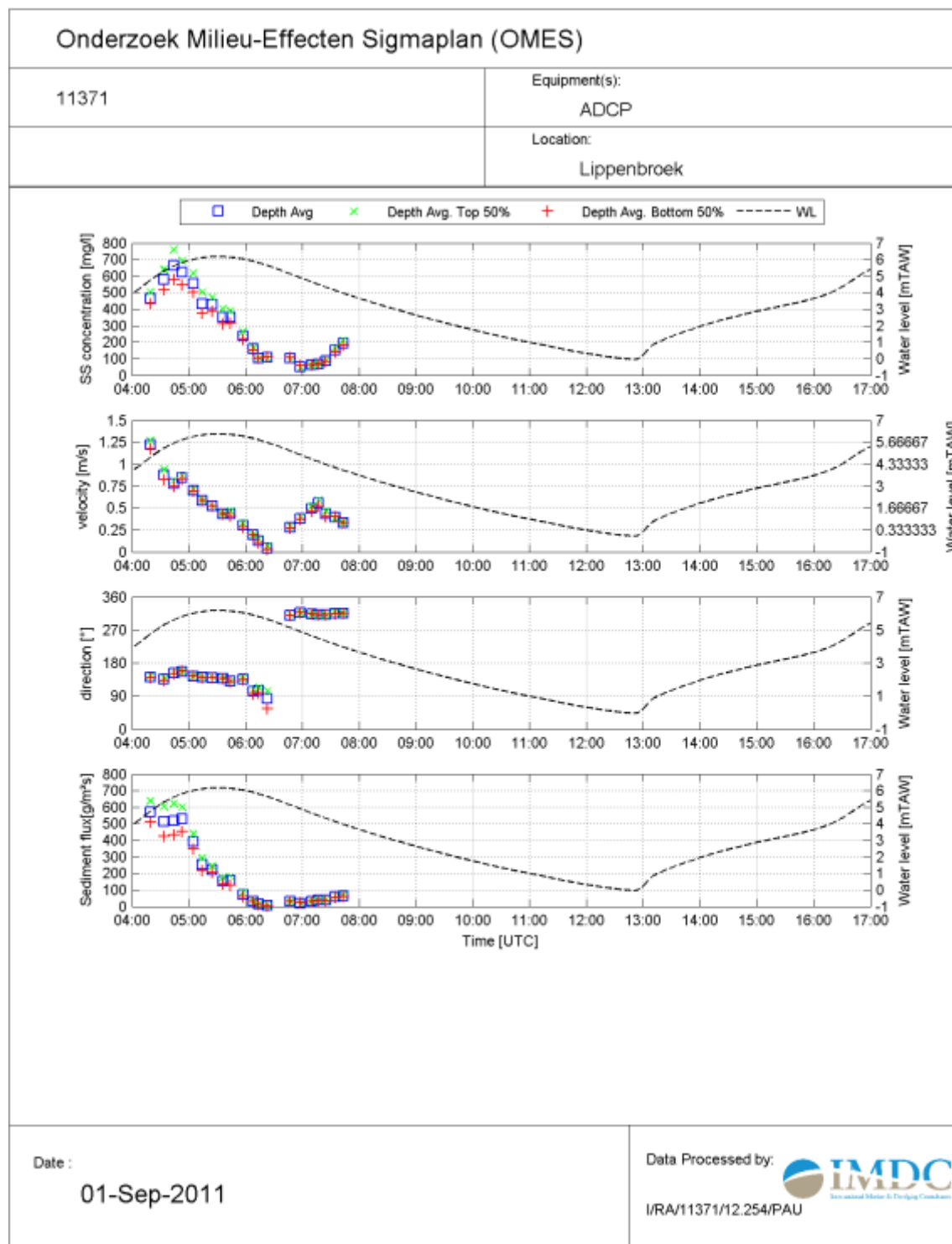




Bijlage E: Resultaten van de 13-uursmetingen ter hoogte van GGG Lippenbroek

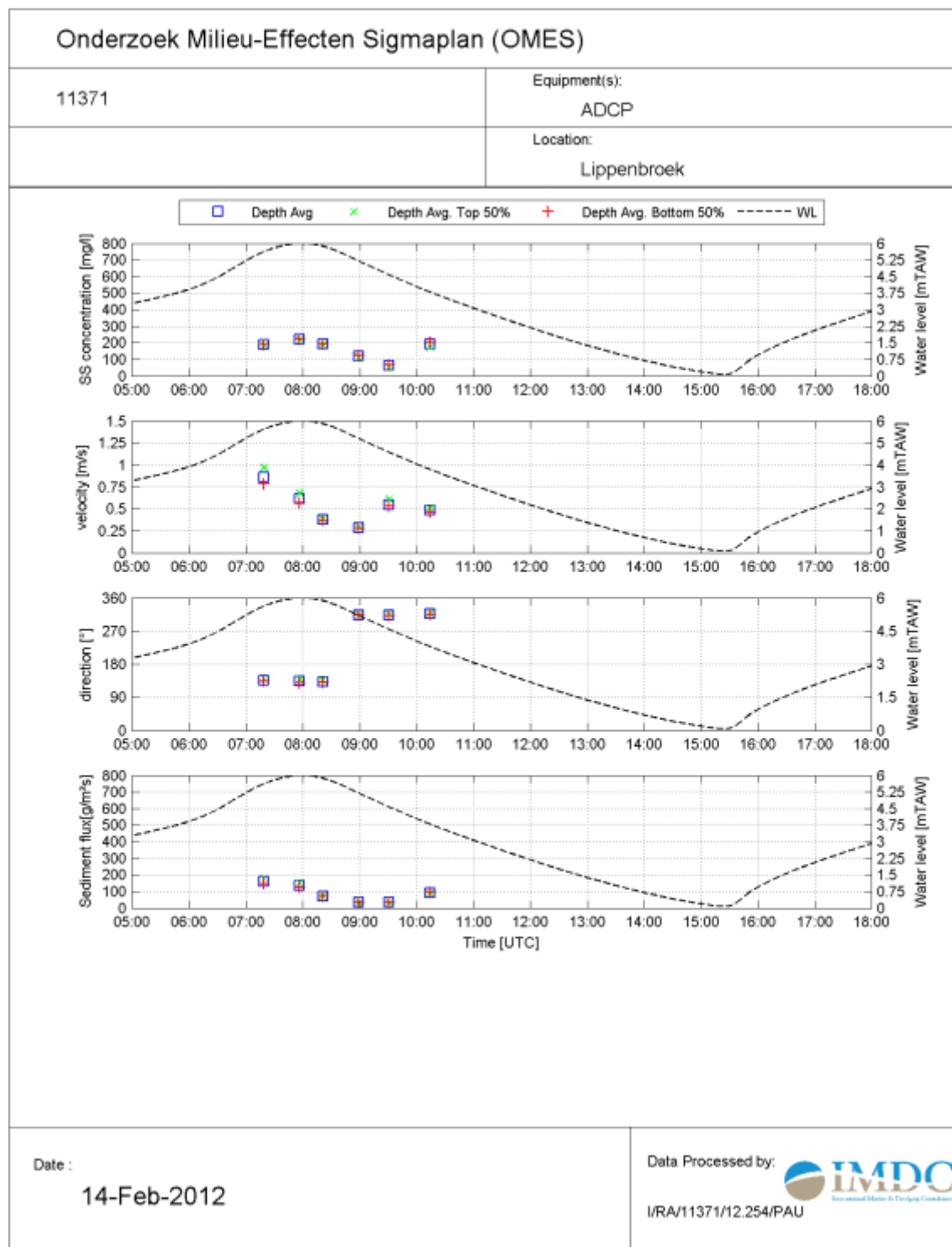
01/09/2011

Profielmetingen op de Schelde

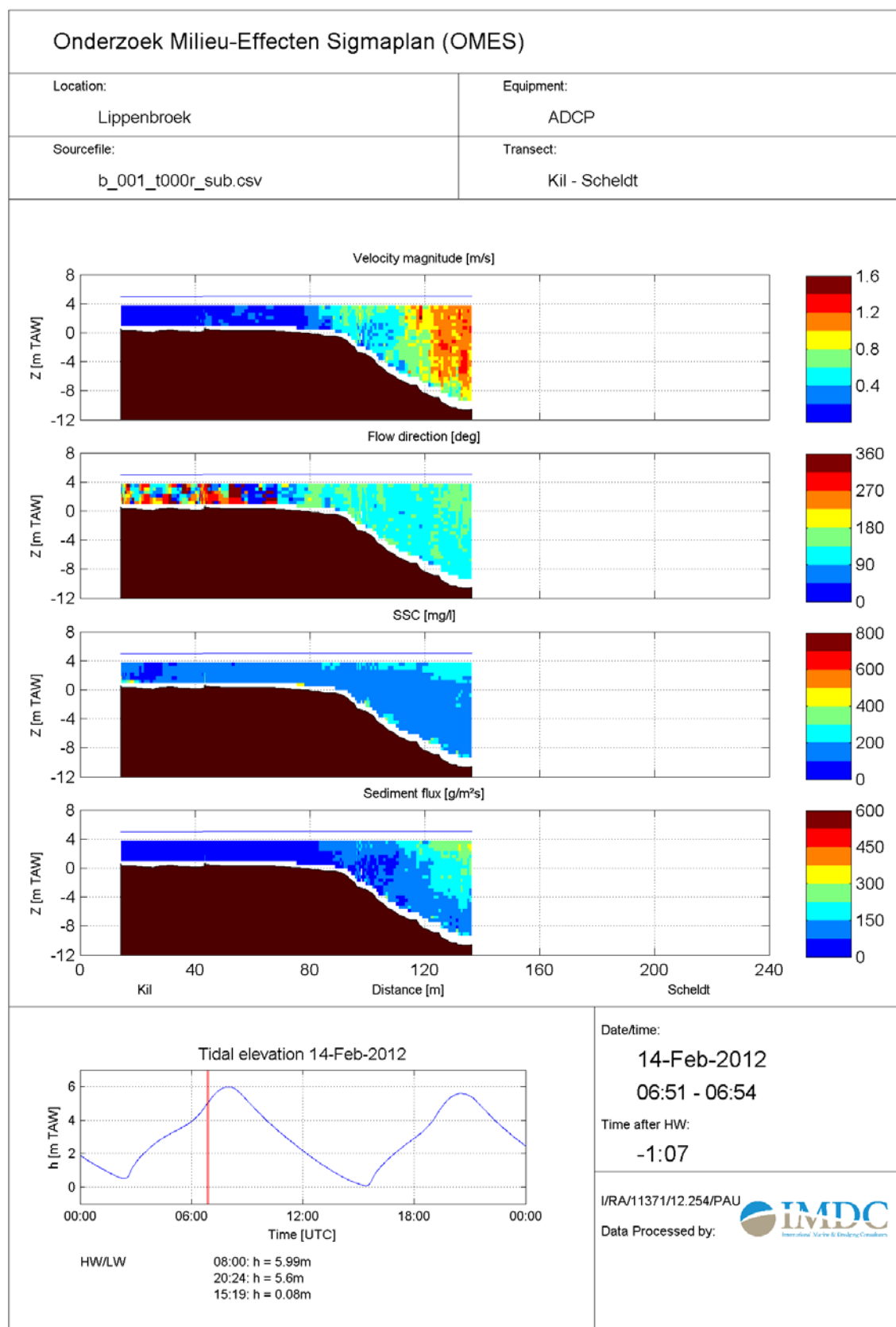


14/02/2012

Profielmetingen op de Schelde



Raaimetingen in de kil



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

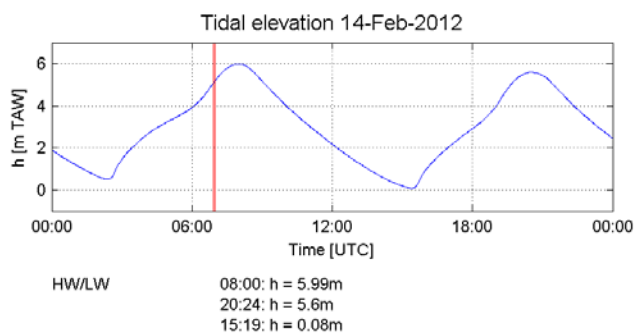
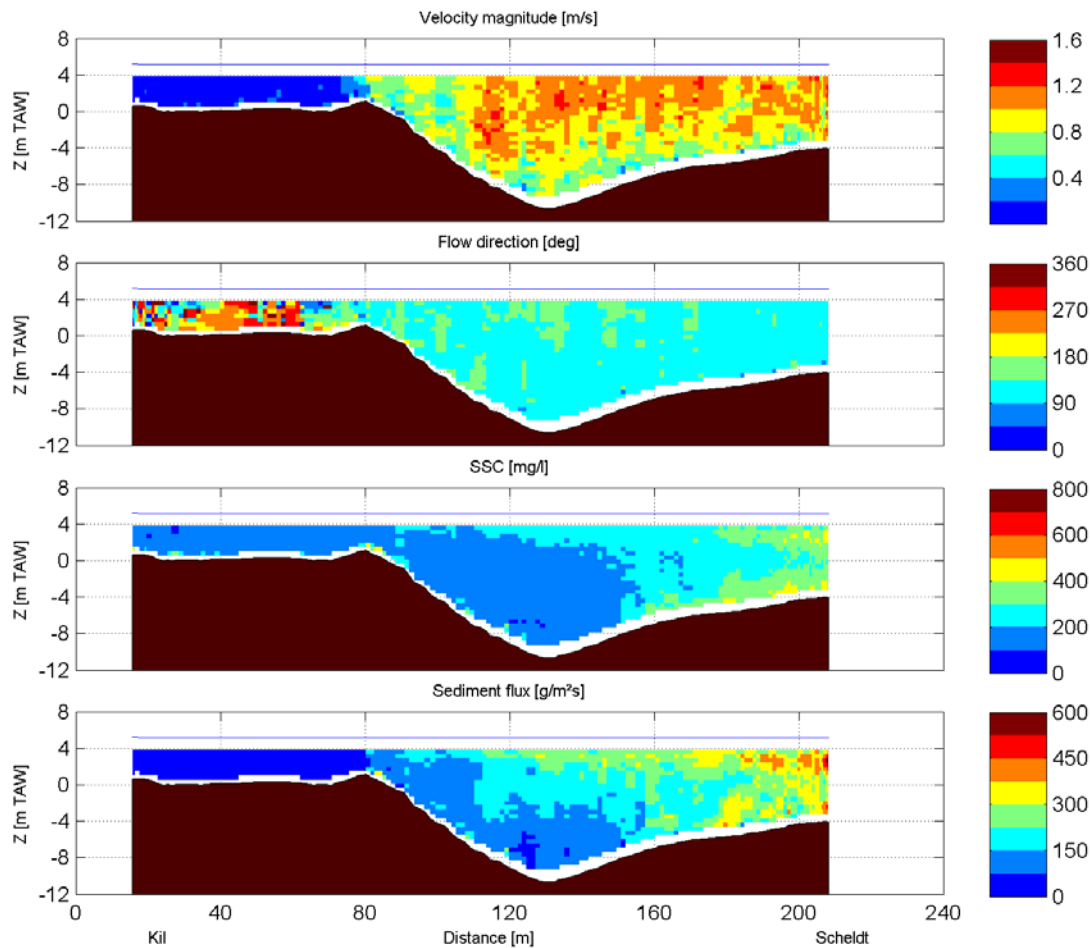
ADCP

Sourcefile:

b_002_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

06:55 - 06:58

Time after HW:

-1:02

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

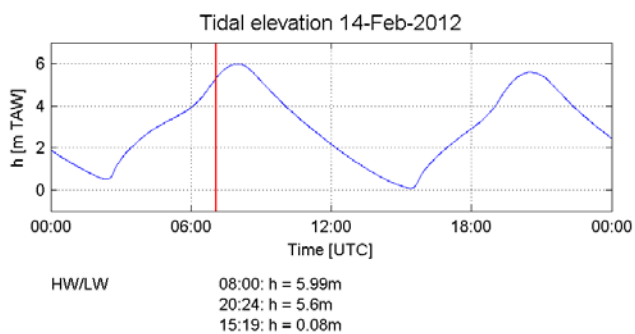
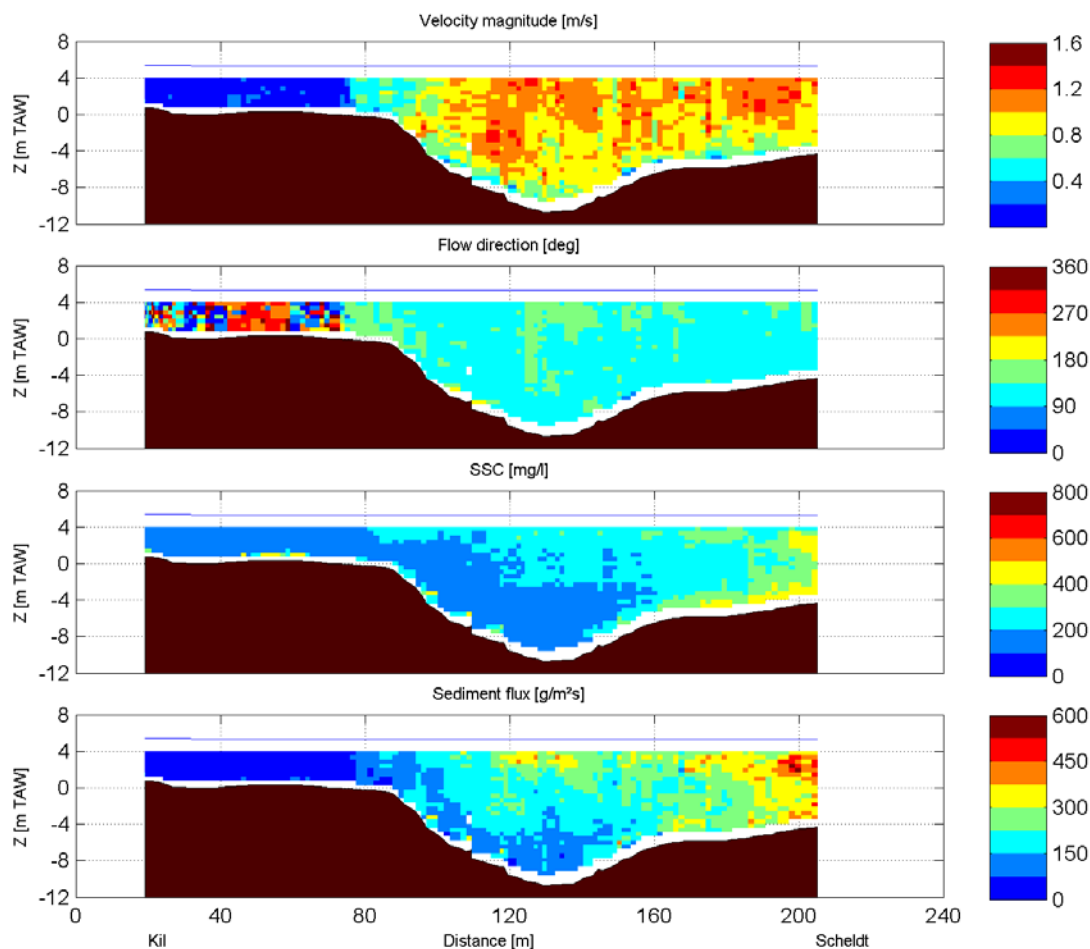
ADCP

Sourcefile:

b_003_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

07:03 - 07:05

Time after HW:

-0:55

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

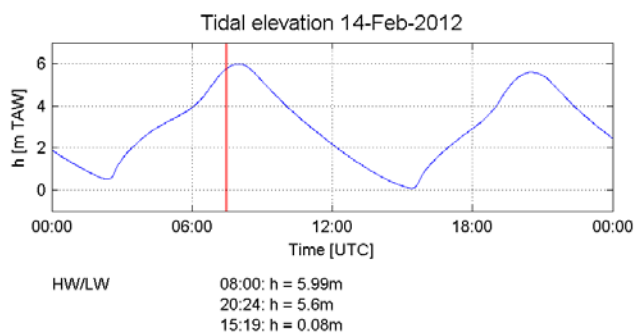
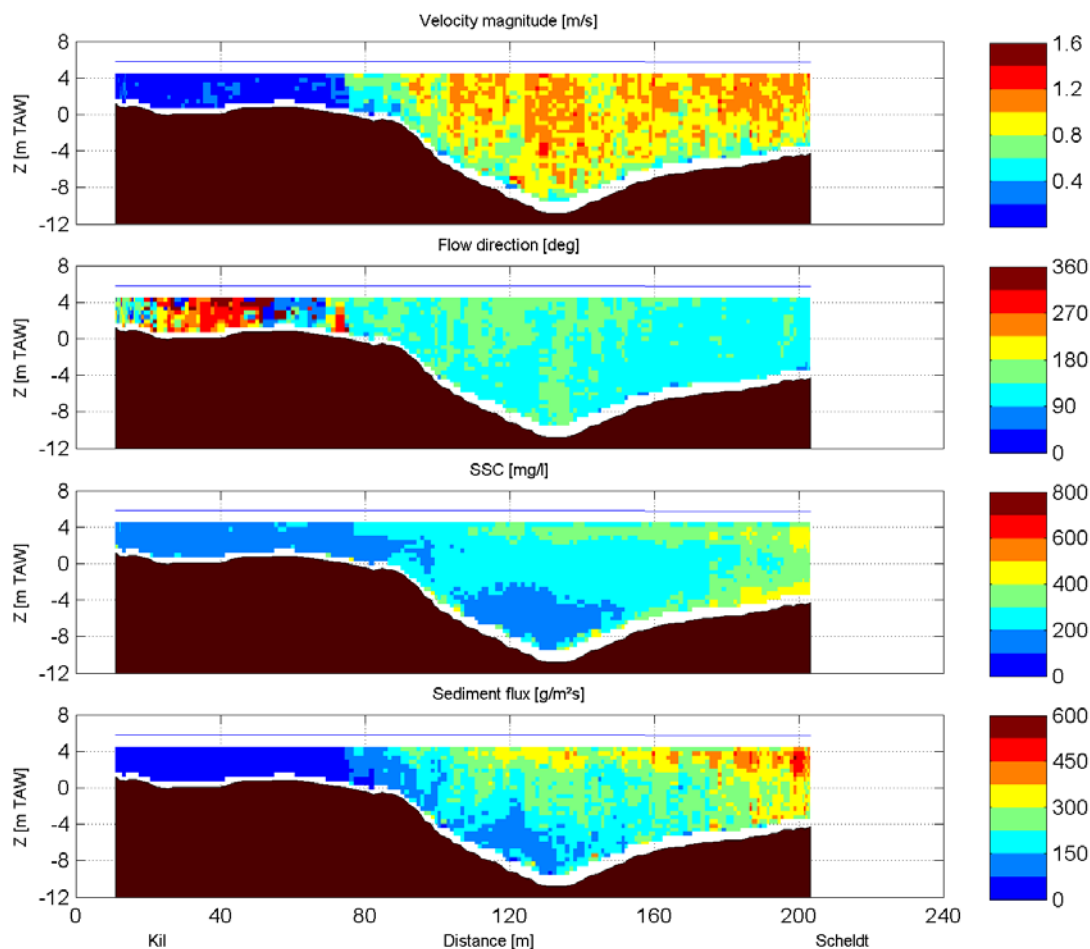
ADCP

Sourcefile:

b_005_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

07:26 - 07:29

Time after HW:

-0:32

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

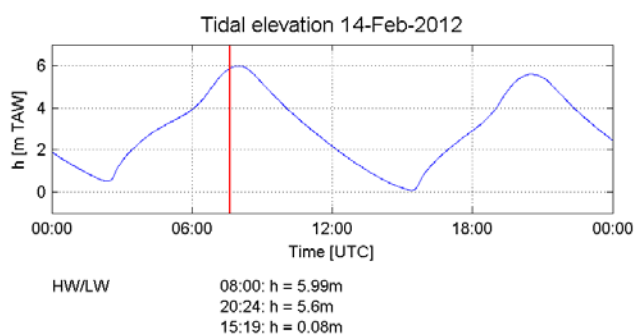
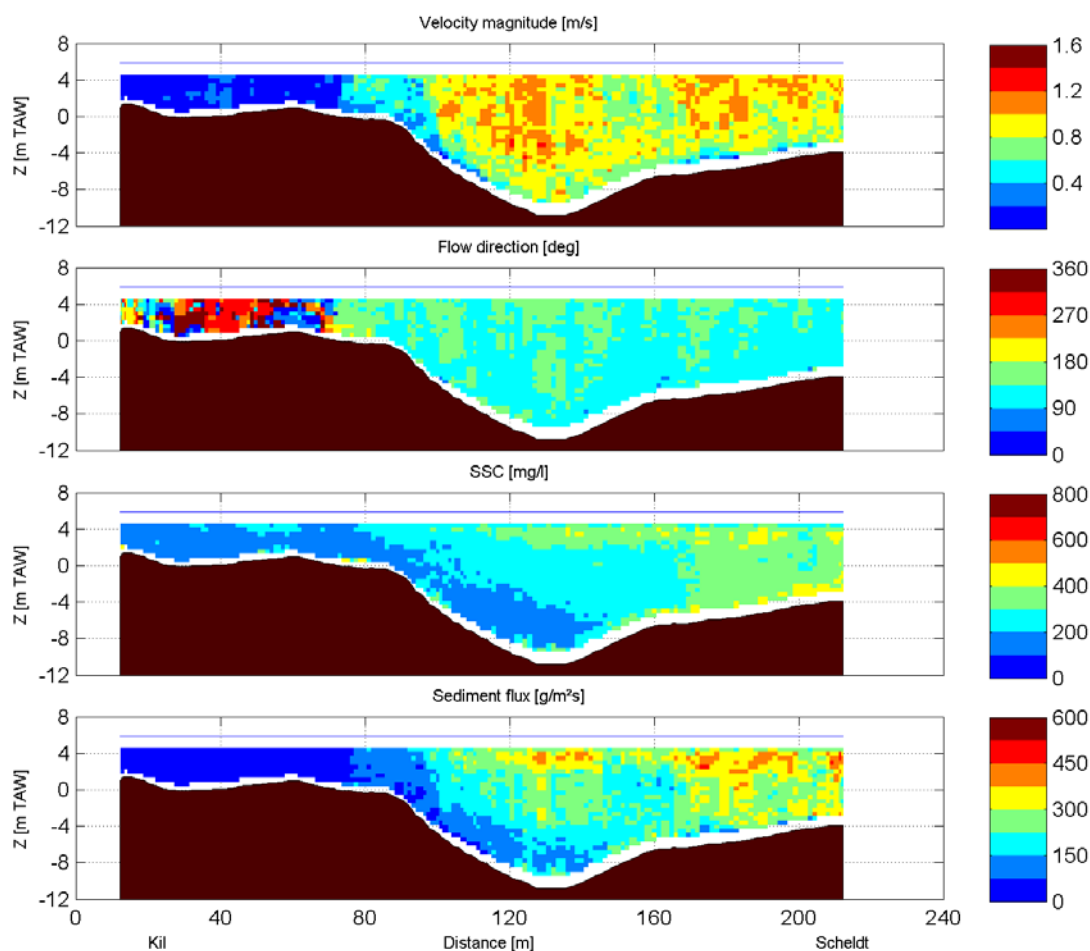
ADCP

Sourcefile:

b_006_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

07:35 - 07:38

Time after HW:

-0:23

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

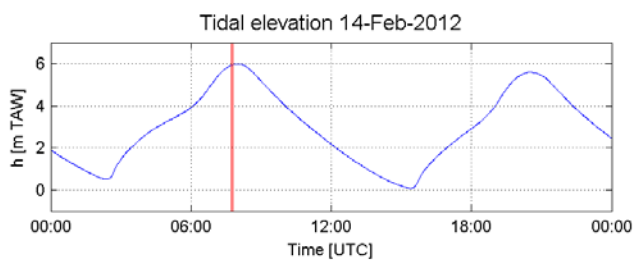
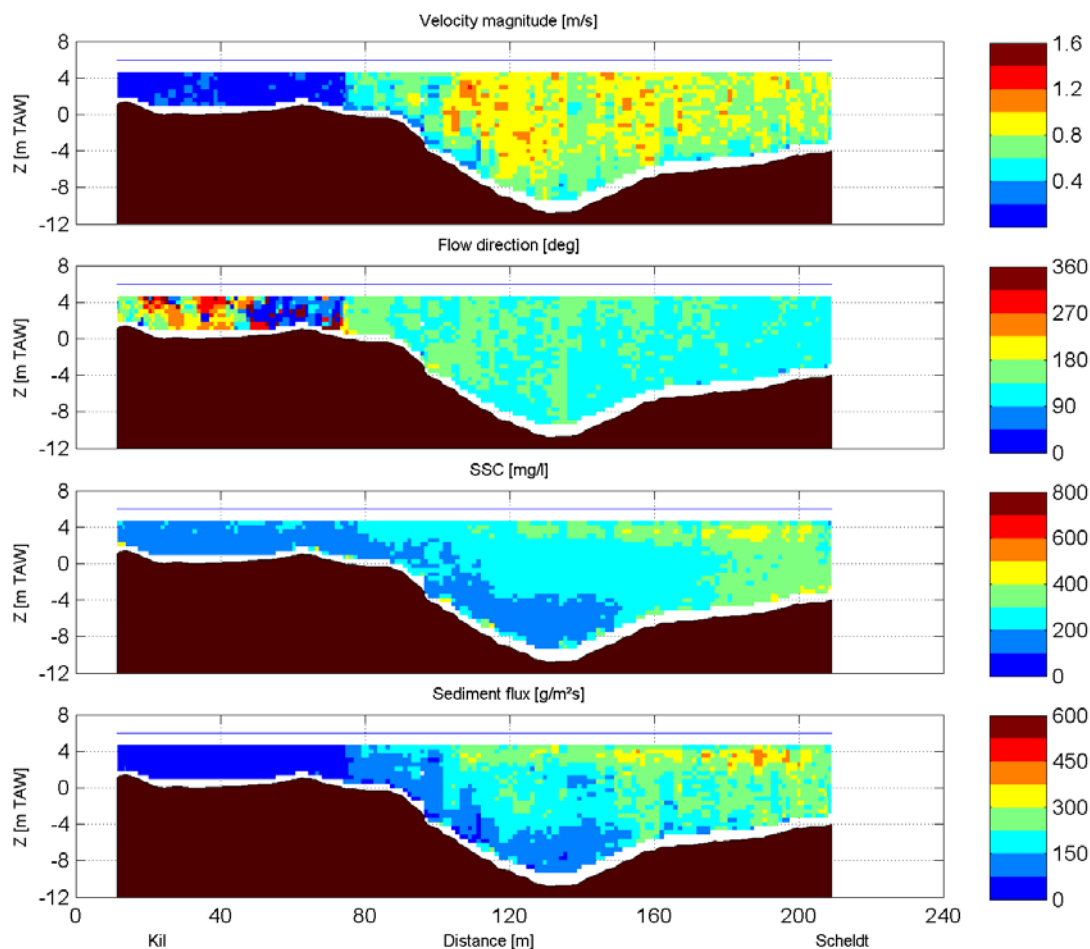
ADCP

Sourcefile:

b_007_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



HW/LW

08:00: h = 5.99m

20:24: h = 5.6m

15:19: h = 0.08m

Date/time:

14-Feb-2012

07:43 - 07:47

Time after HW:

-0:14

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

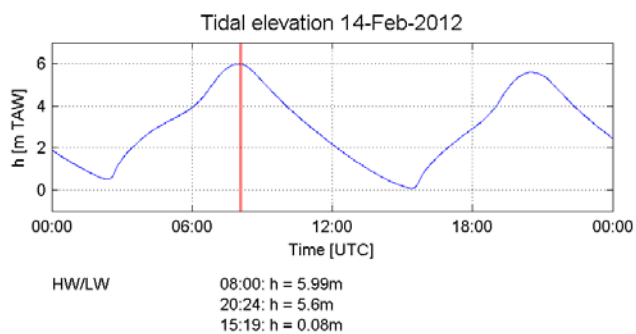
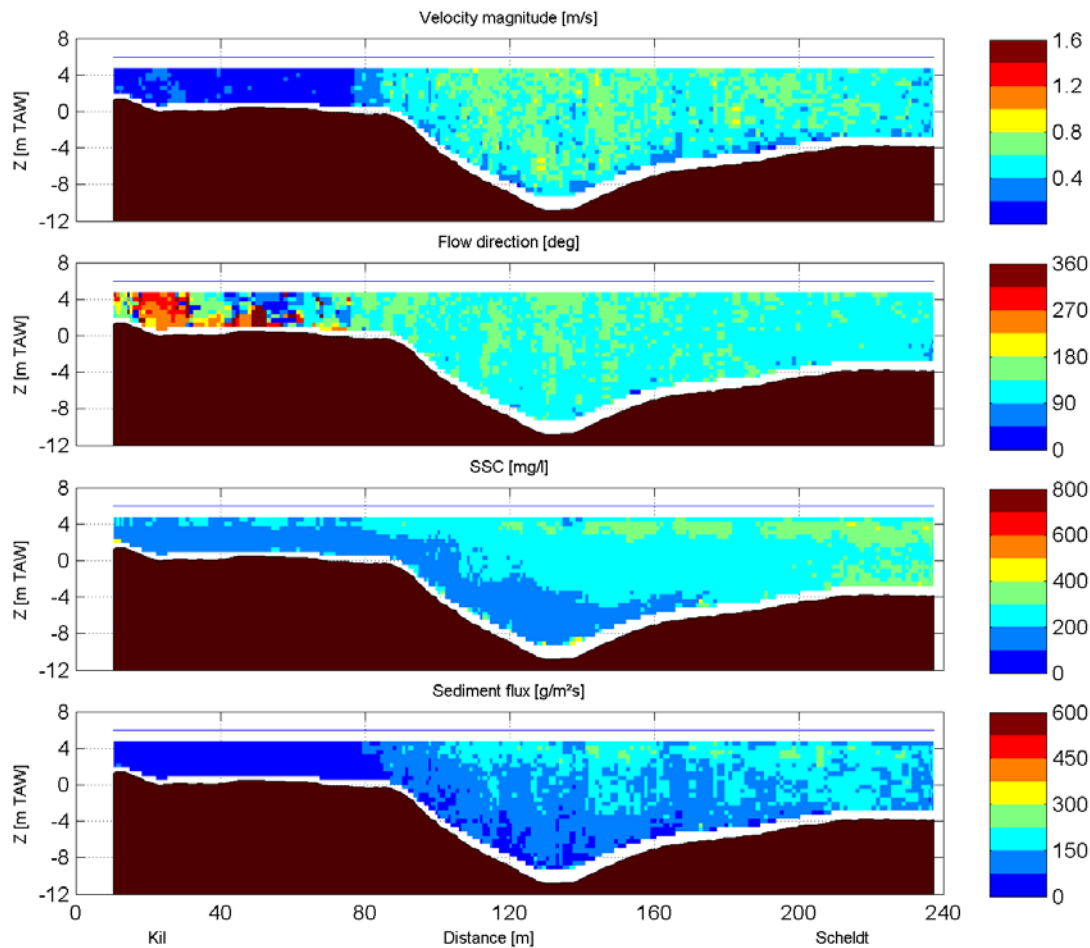
ADCP

Sourcefile:

b_009_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

08:03 - 08:07

Time after HW:

0:05

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

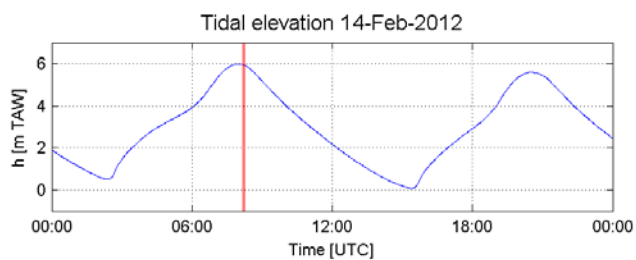
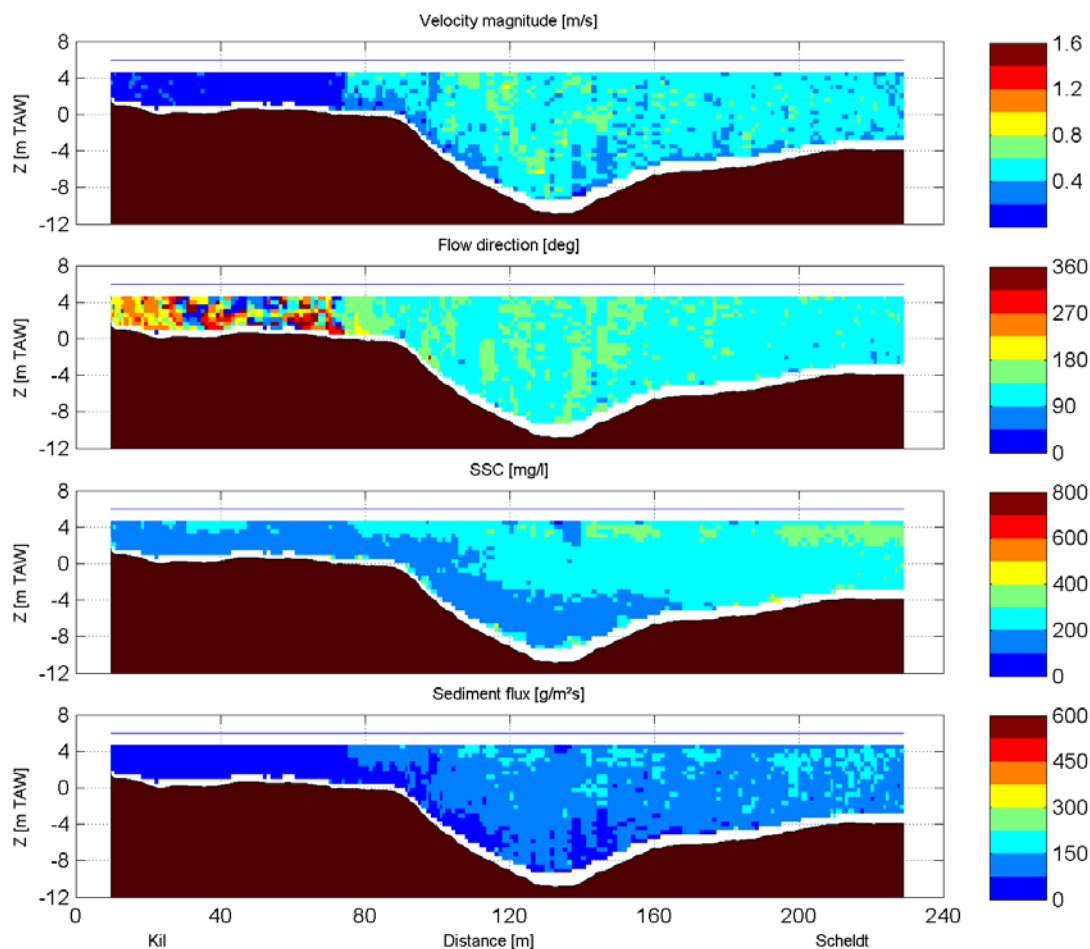
ADCP

Sourcefile:

b_010_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



HW/LW

08:00: h = 5.99m

20:24: h = 5.6m

15:19: h = 0.08m

Date/time:

14-Feb-2012

08:11 - 08:15

Time after HW:

0:13

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

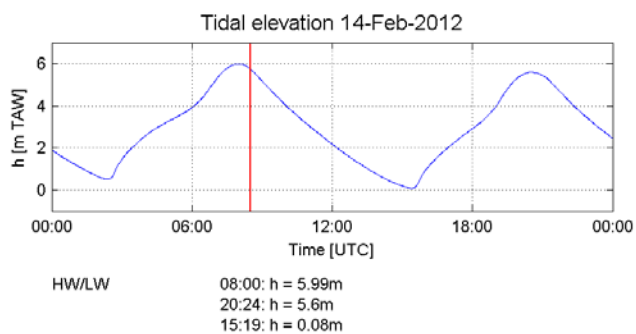
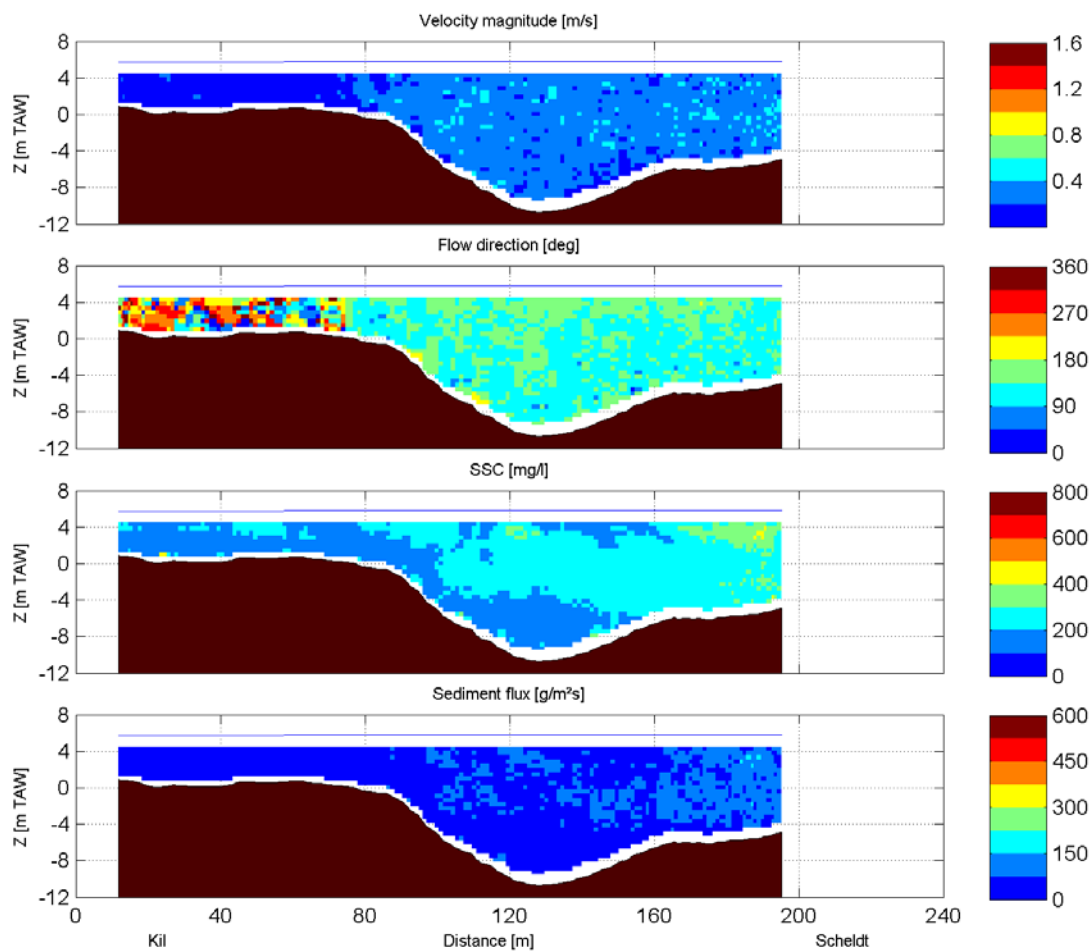
ADCP

Sourcefile:

b_013_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

08:27 - 08:30

Time after HW:

0:28

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

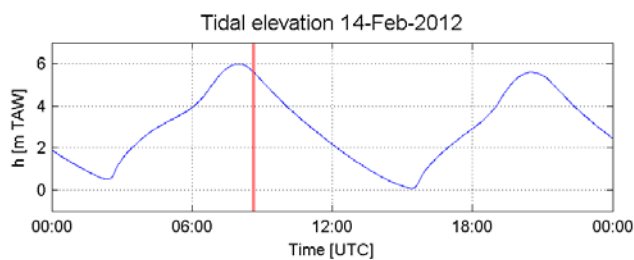
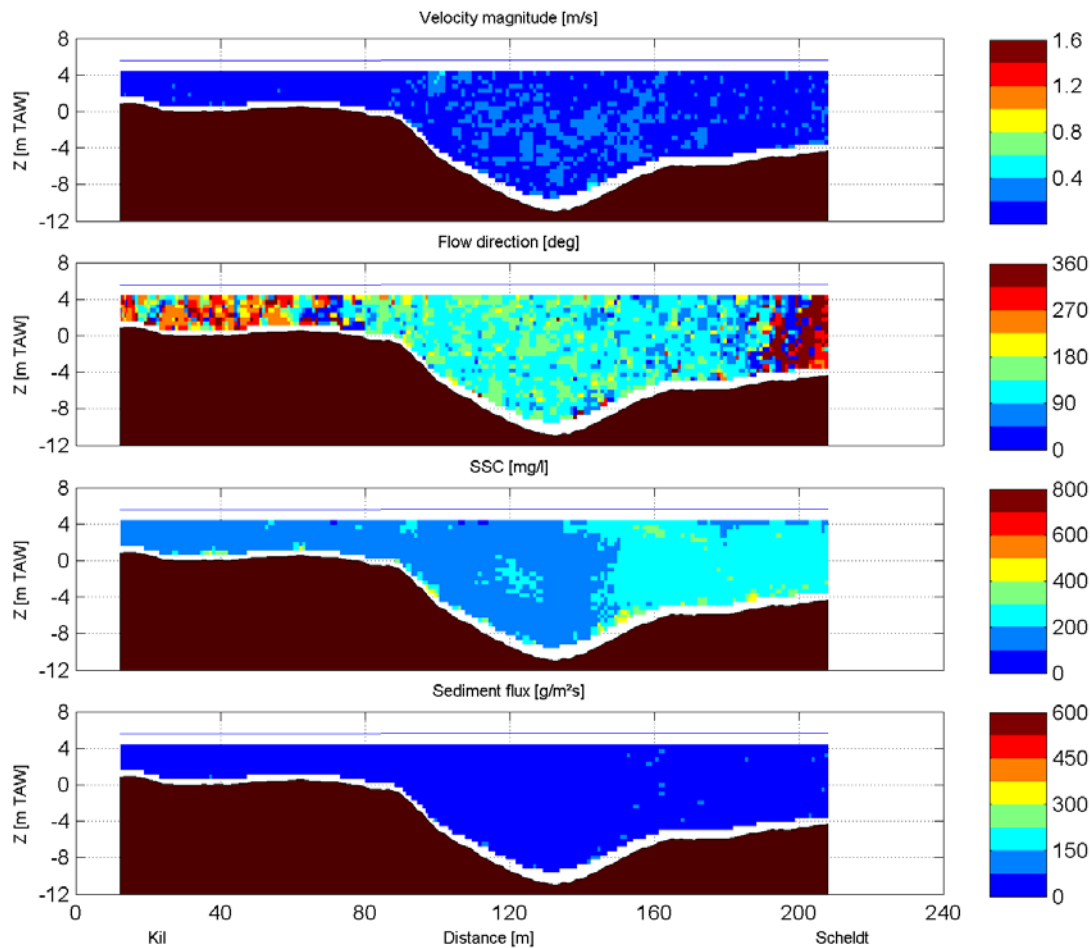
ADCP

Sourcefile:

b_014_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

08:36 - 08:40

Time after HW:

0:38

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

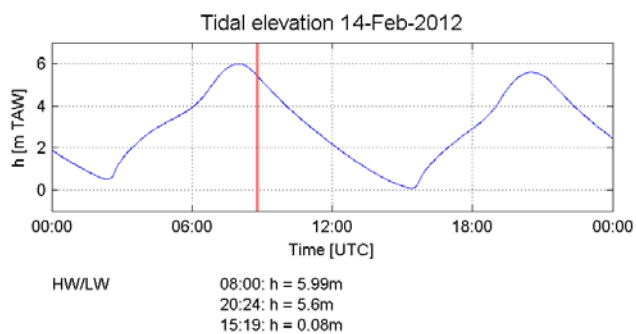
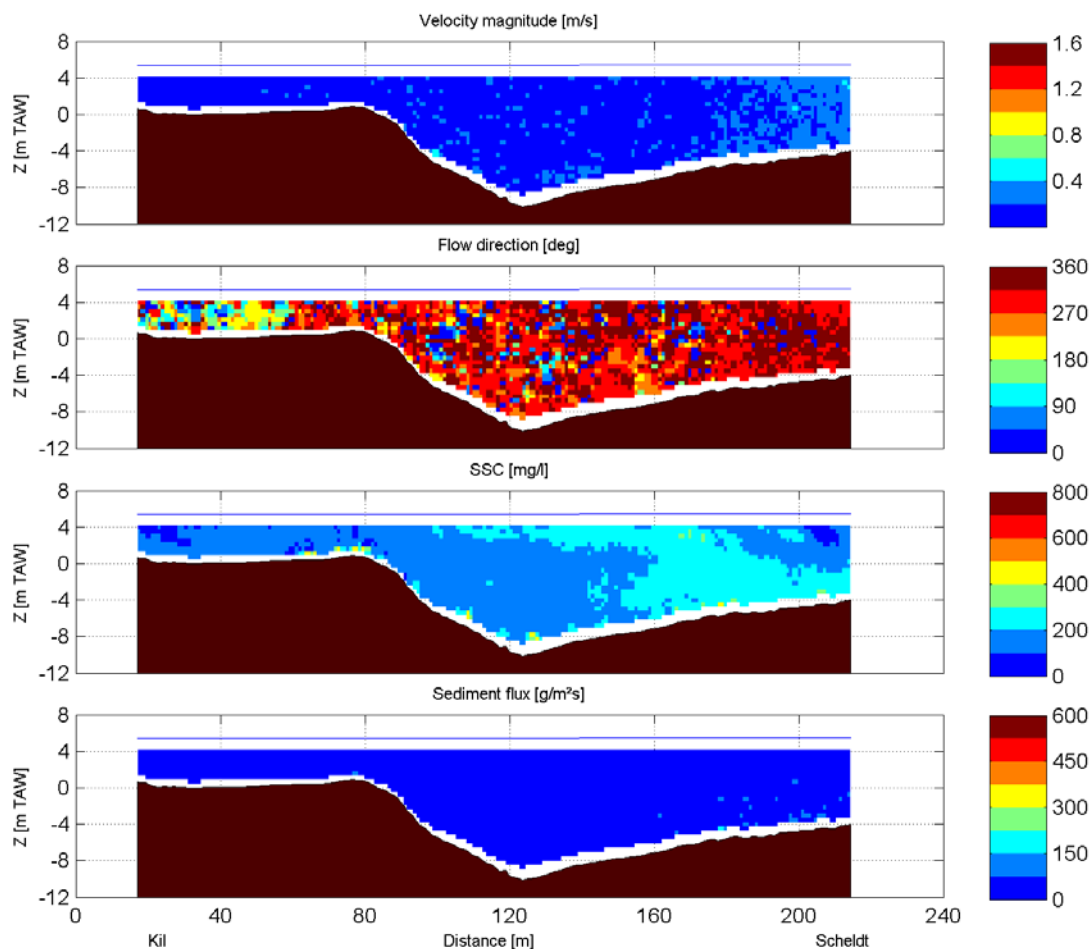
ADCP

Sourcefile:

b_015_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

08:46 - 08:49

Time after HW:

0:48

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

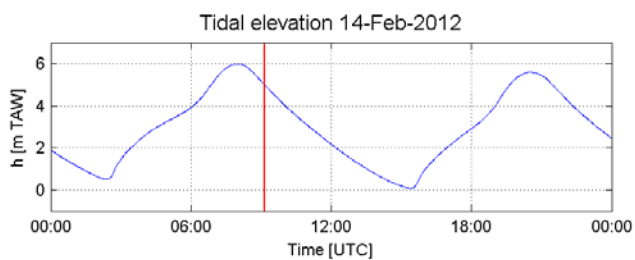
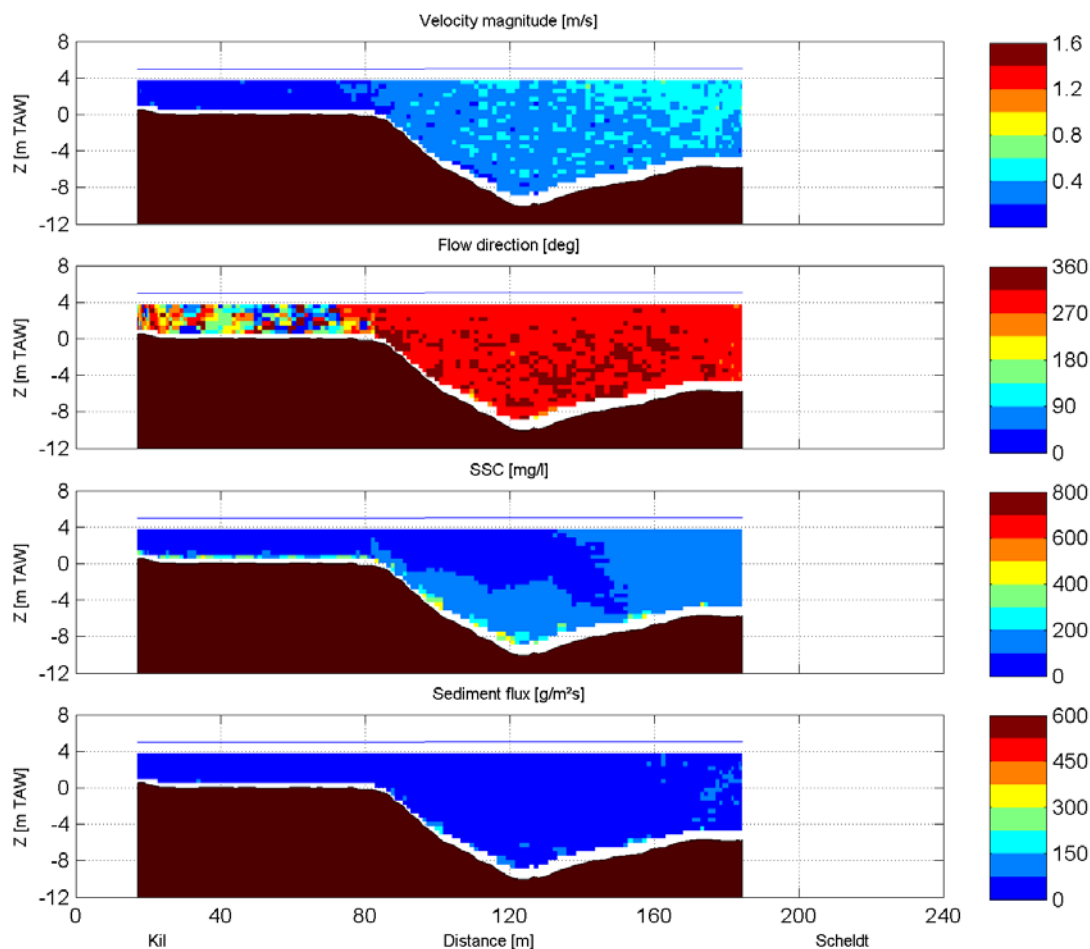
ADCP

Sourcefile:

b_017_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

09:07 - 09:09

Time after HW:

1:08

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

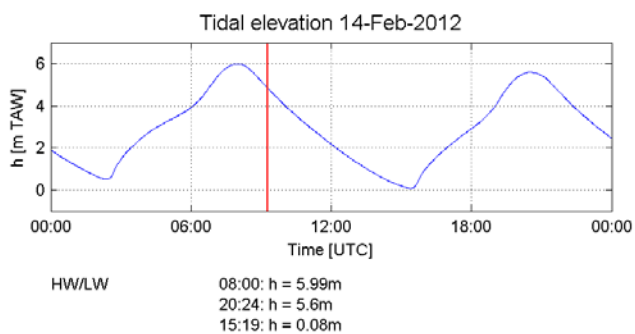
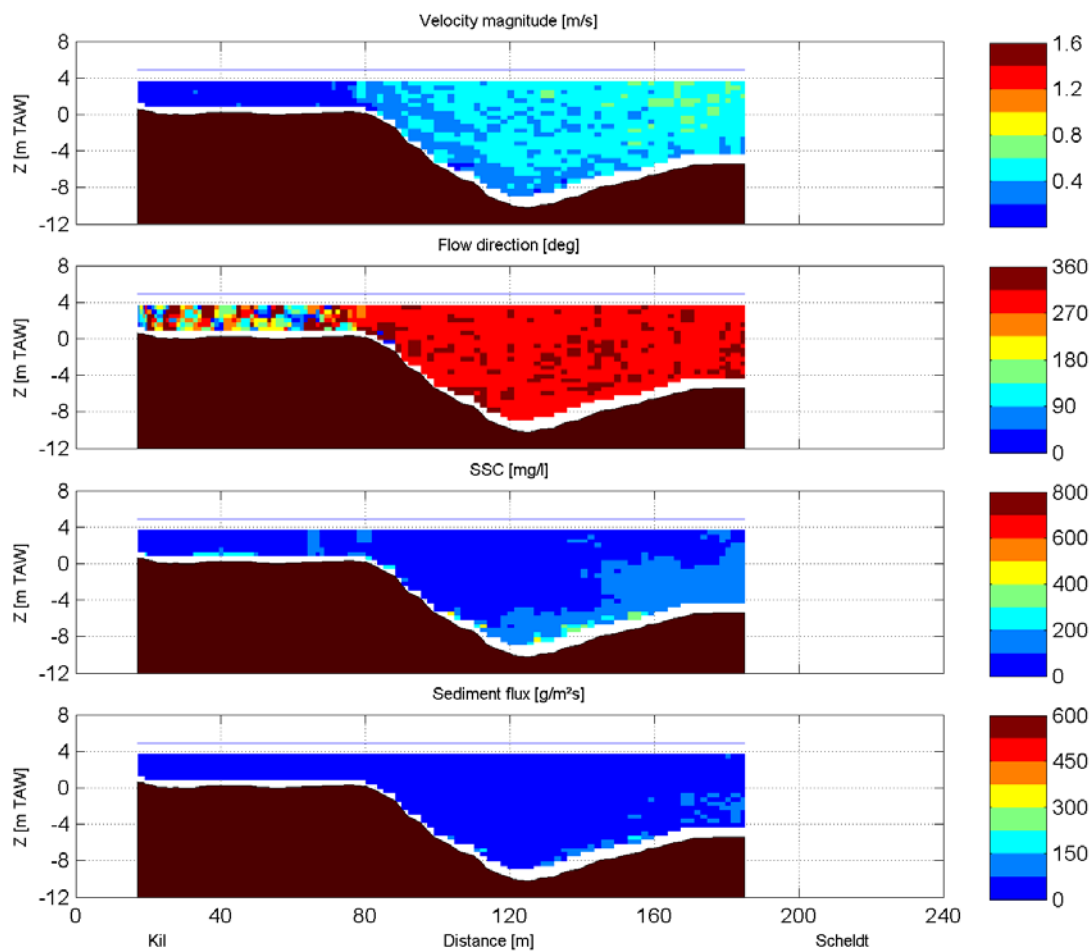
ADCP

Sourcefile:

b_018_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

09:14 - 09:16

Time after HW:

1:15

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

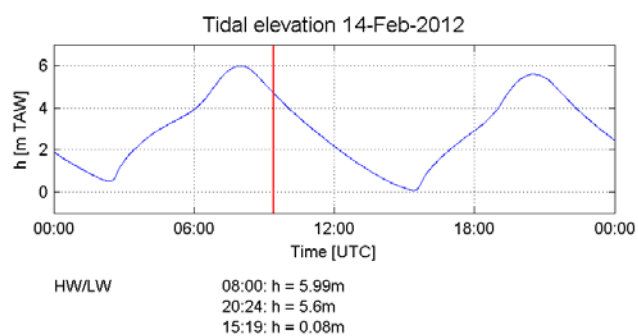
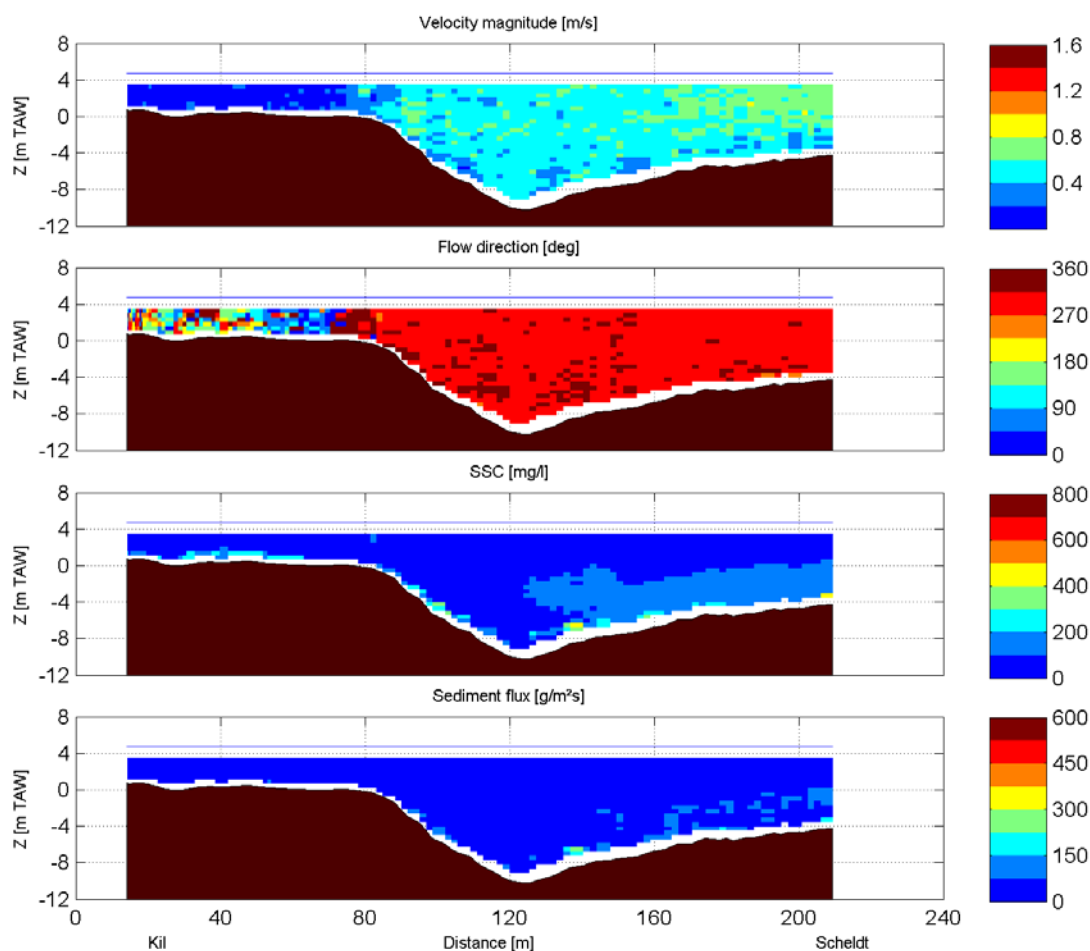
ADCP

Sourcefile:

b_019_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

09:22 - 09:24

Time after HW:

1:23

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

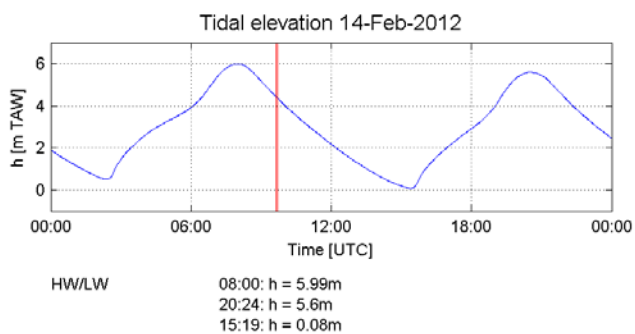
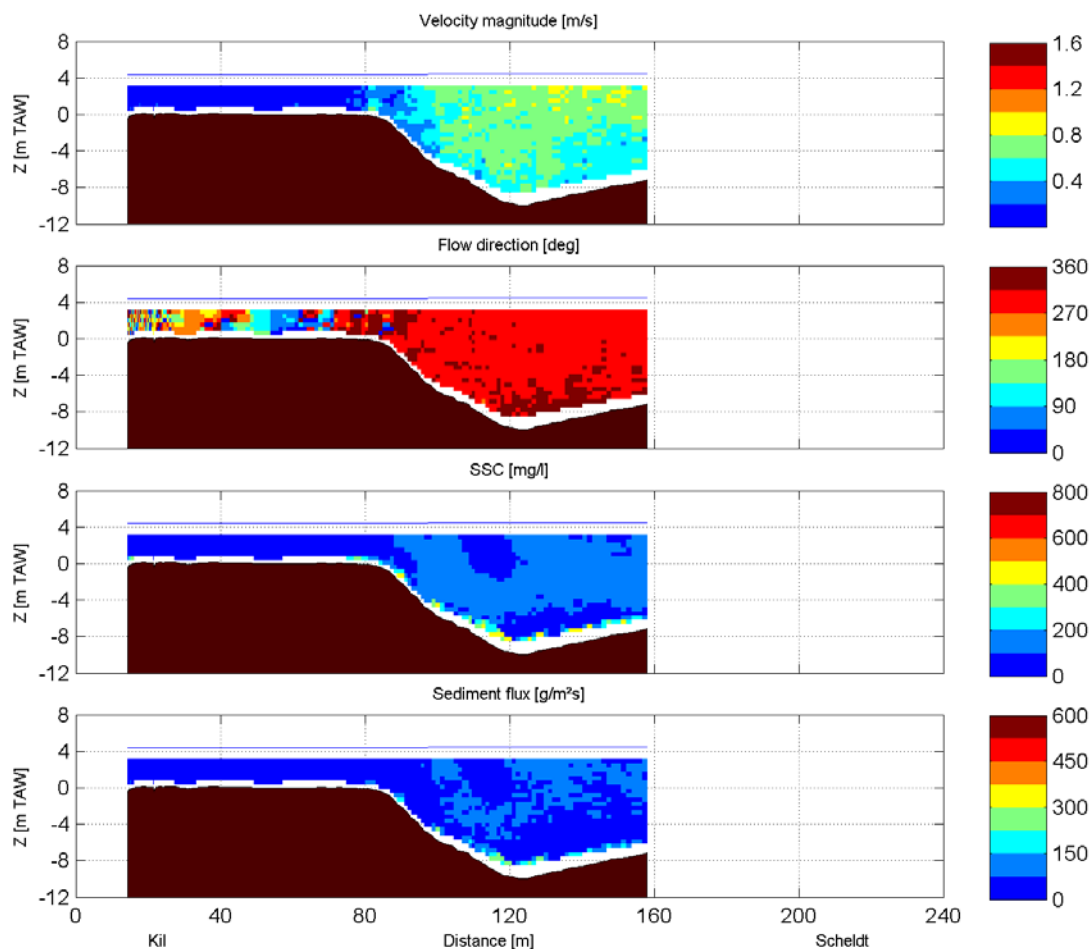
ADCP

Sourcefile:

b_021_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

09:37 - 09:41

Time after HW:

1:39

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

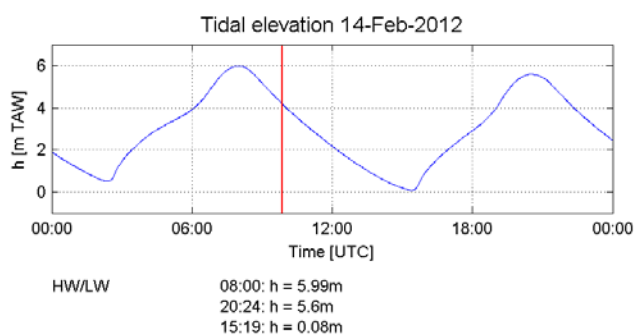
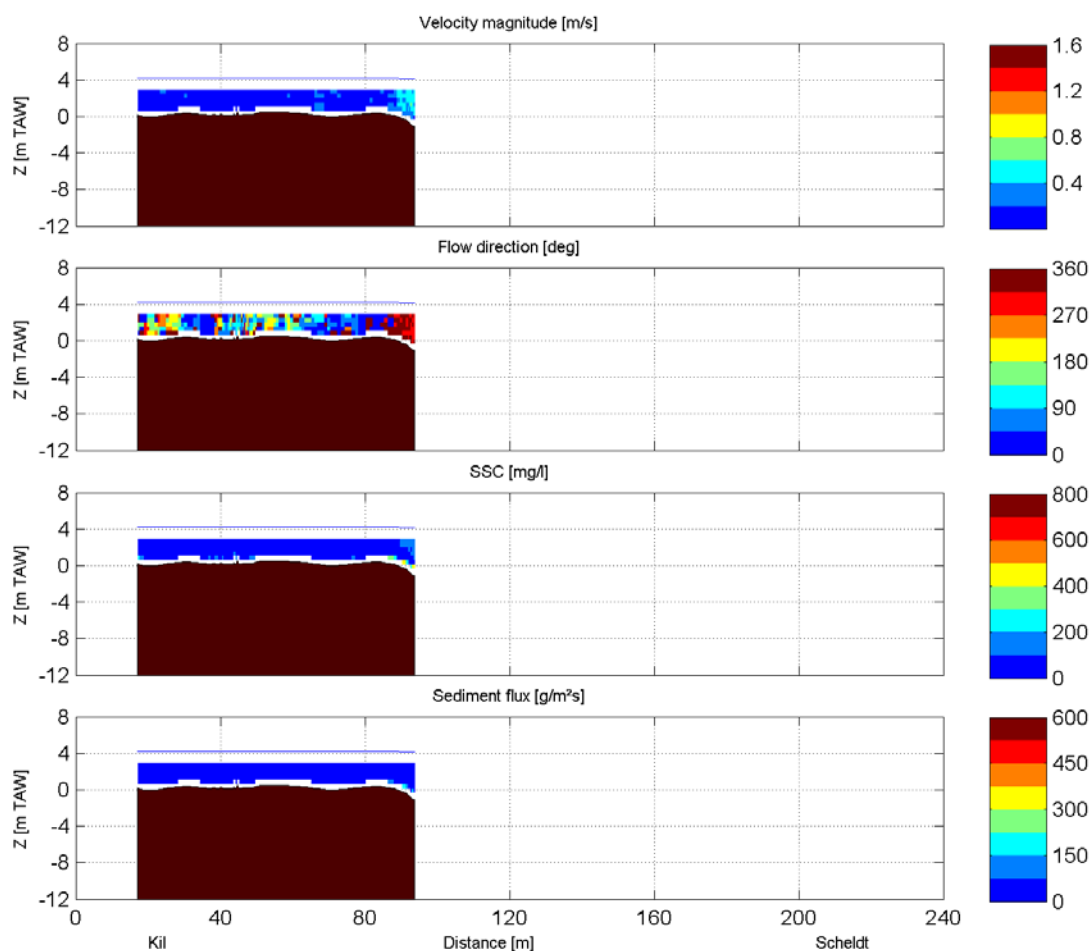
ADCP

Sourcefile:

b_022_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

14-Feb-2012

09:49 - 09:52

Time after HW:

1:51

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

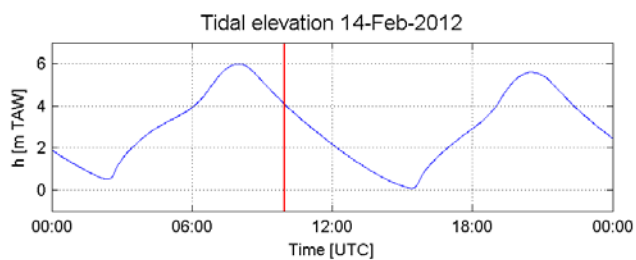
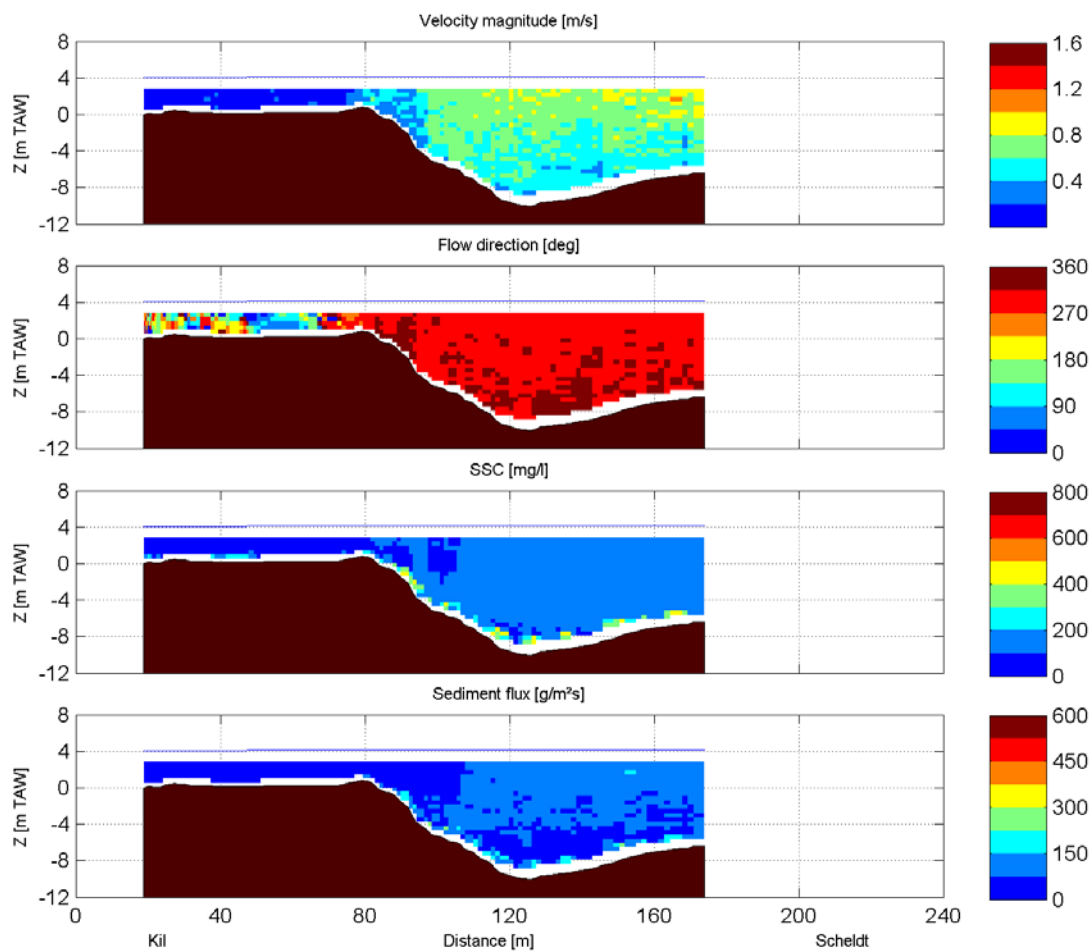
ADCP

Sourcefile:

b_023_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



HW/LW

08:00: $h = 5.99\text{m}$
20:24: $h = 5.6\text{m}$
15:19: $h = 0.08\text{m}$

Date/time:

14-Feb-2012

09:54 - 09:57

Time after HW:

1:56

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

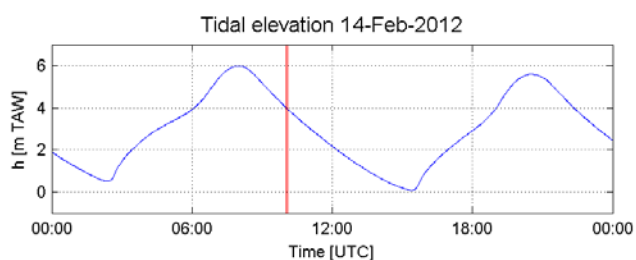
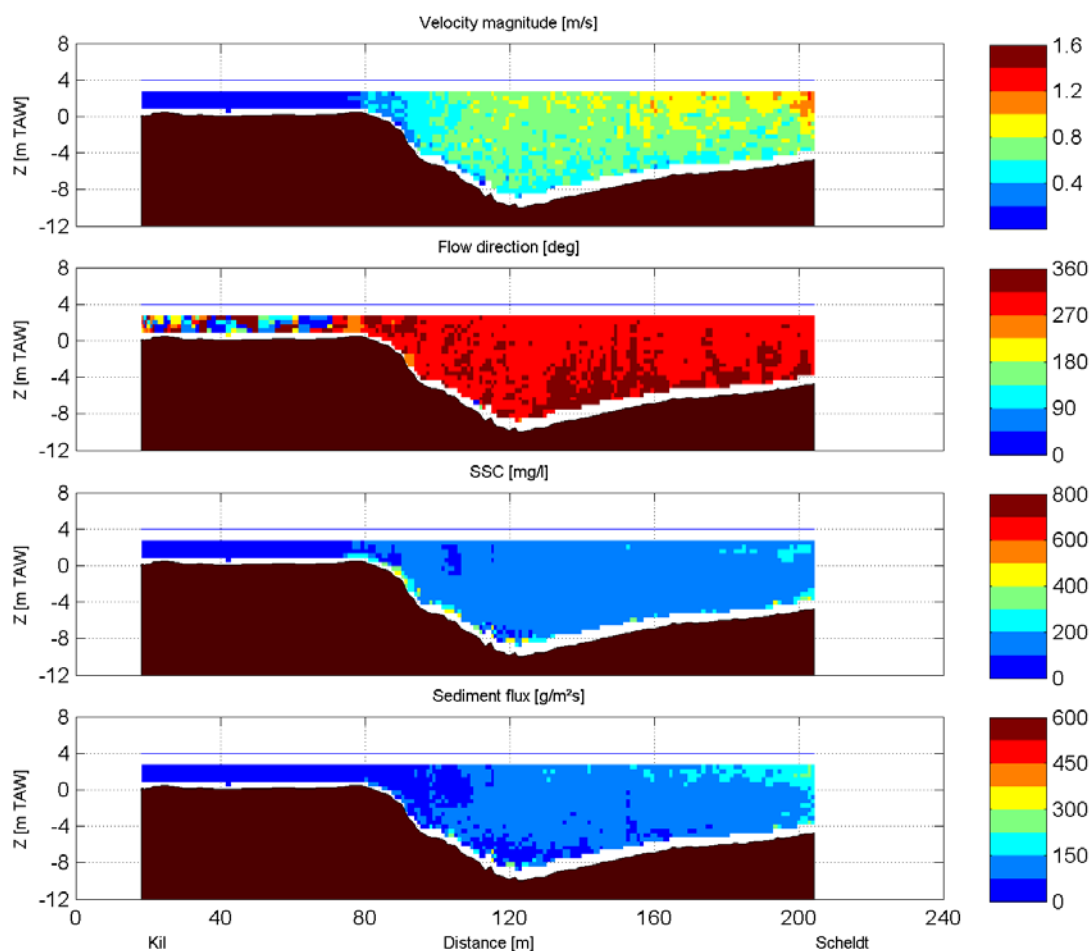
ADCP

Sourcefile:

b_024_t000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



HW/LW

08:00: $h = 5.99\text{m}$
20:24: $h = 5.6\text{m}$
15:19: $h = 0.08\text{m}$

Date/time:

14-Feb-2012

10:02 - 10:05

Time after HW:

2:03

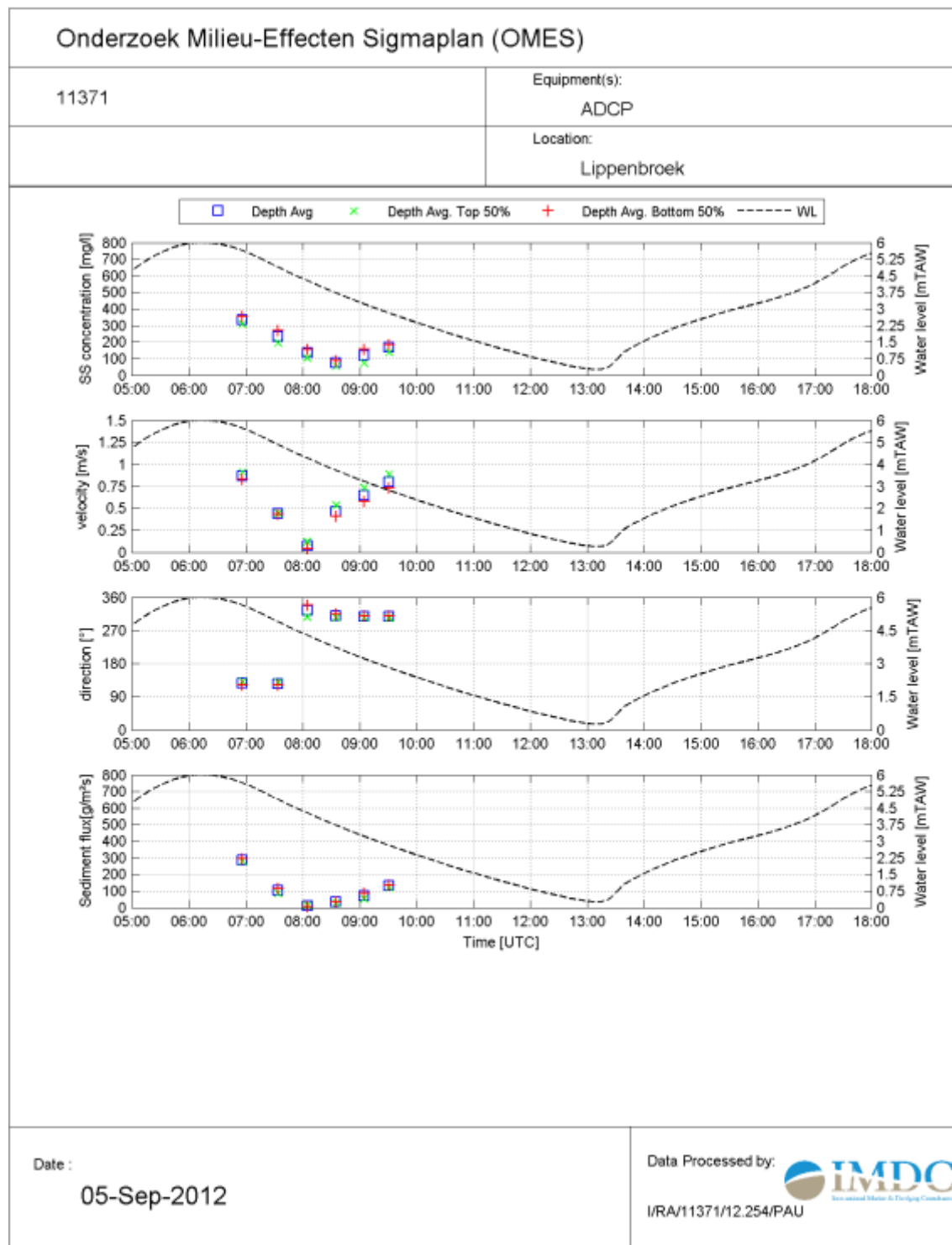
I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



05/09/2012

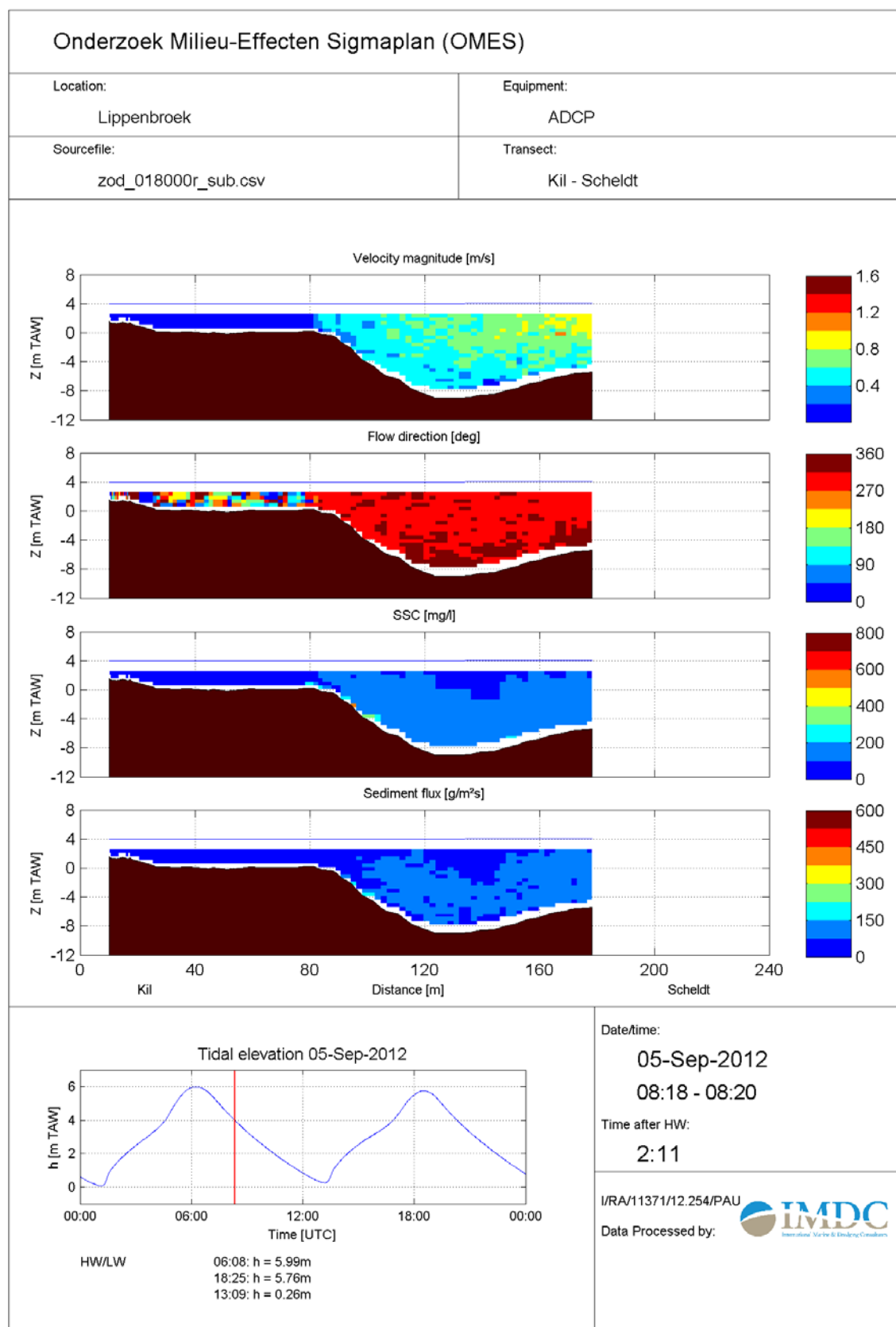
Profielmetingen op de Schelde



Date :
05-Sep-2012

Data Processed by:
I/RA/11371/12.254/PAU

Raaimetingen in de kil



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

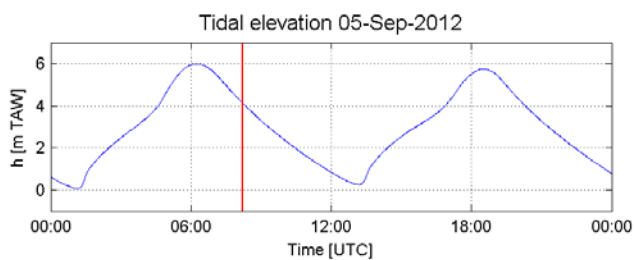
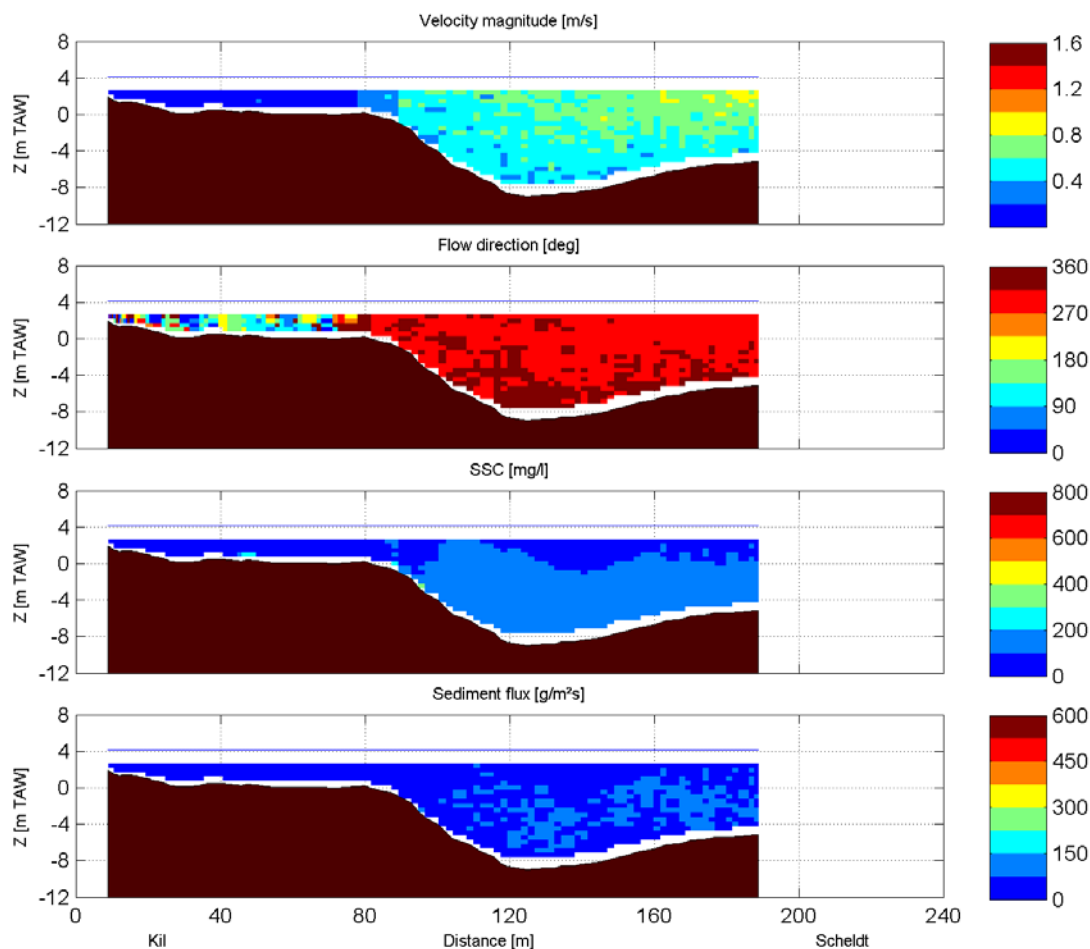
ADCP

Sourcefile:

zod_017000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

05-Sep-2012

08:10 - 08:12

Time after HW:

2:03

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

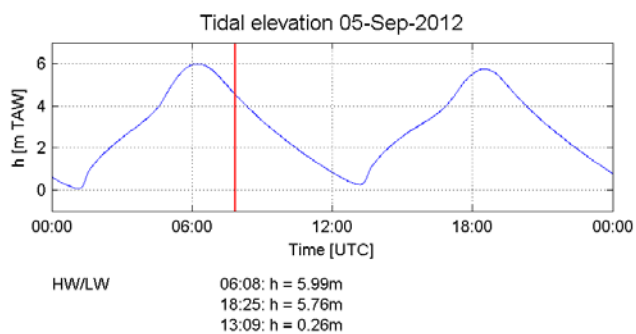
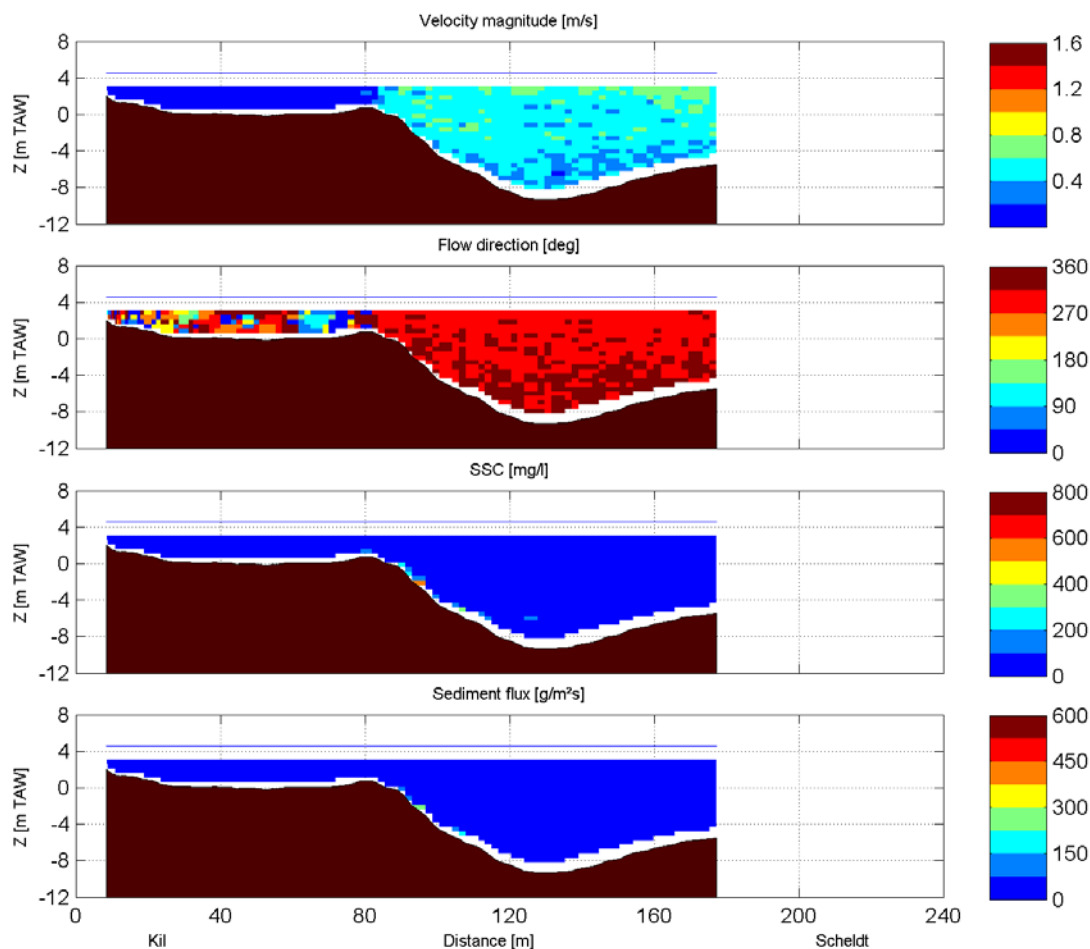
ADCP

Sourcefile:

zod_015000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

05-Sep-2012

07:49 - 07:51

Time after HW:

1:42

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

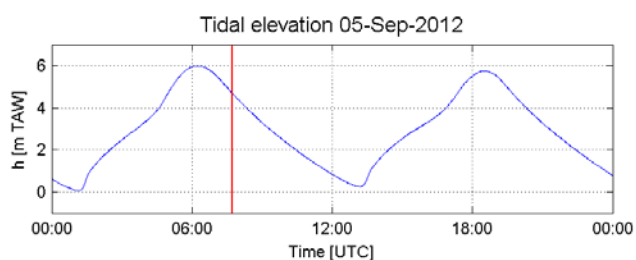
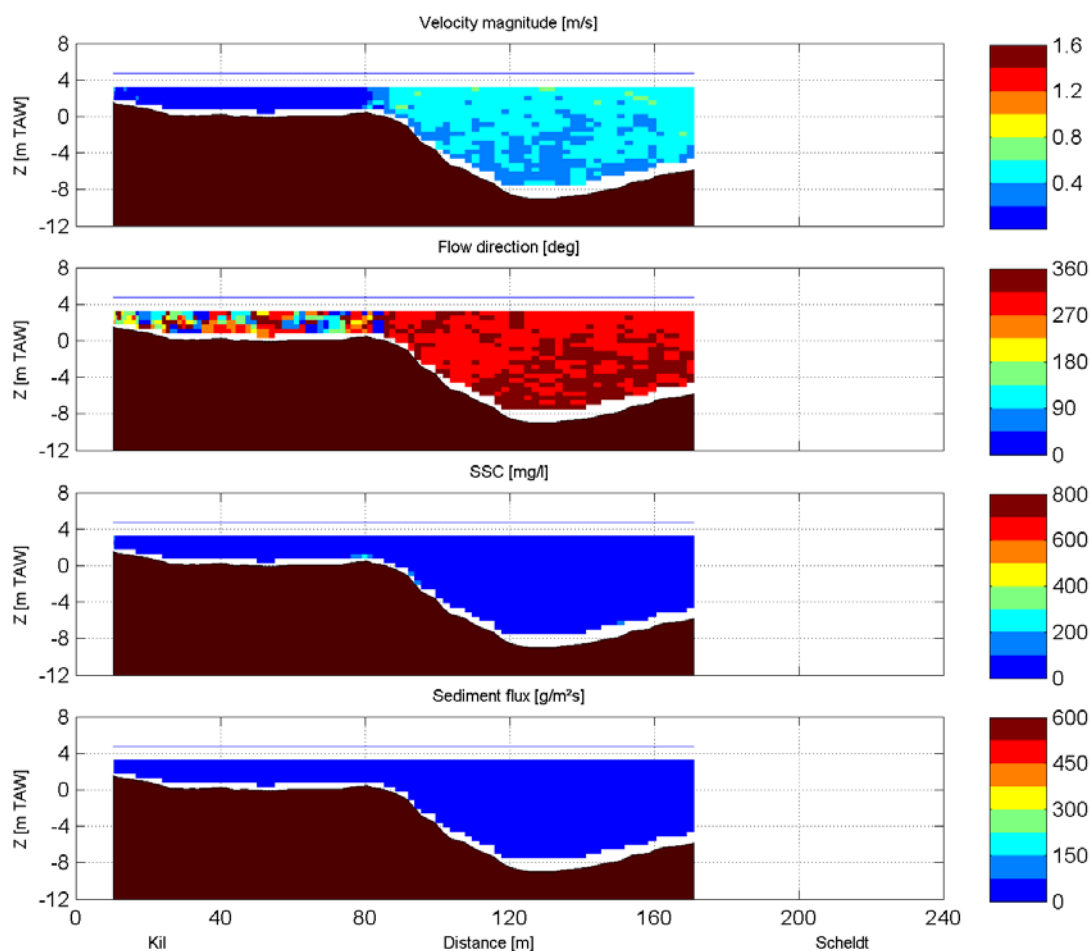
ADCP

Sourcefile:

zod_014000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



HW/LW

06:08: $h = 5.99\text{m}$

18:25: $h = 5.76\text{m}$

13:09: $h = 0.26\text{m}$

Date/time:

05-Sep-2012

07:41 - 07:42

Time after HW:

1:34

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

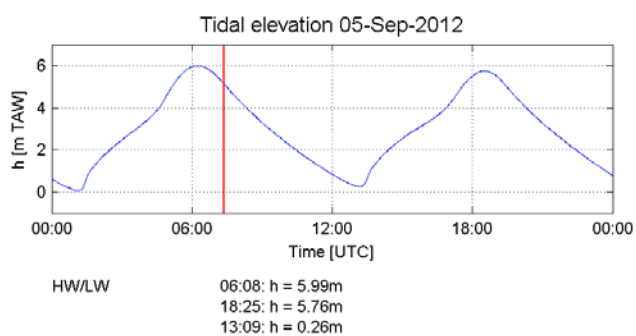
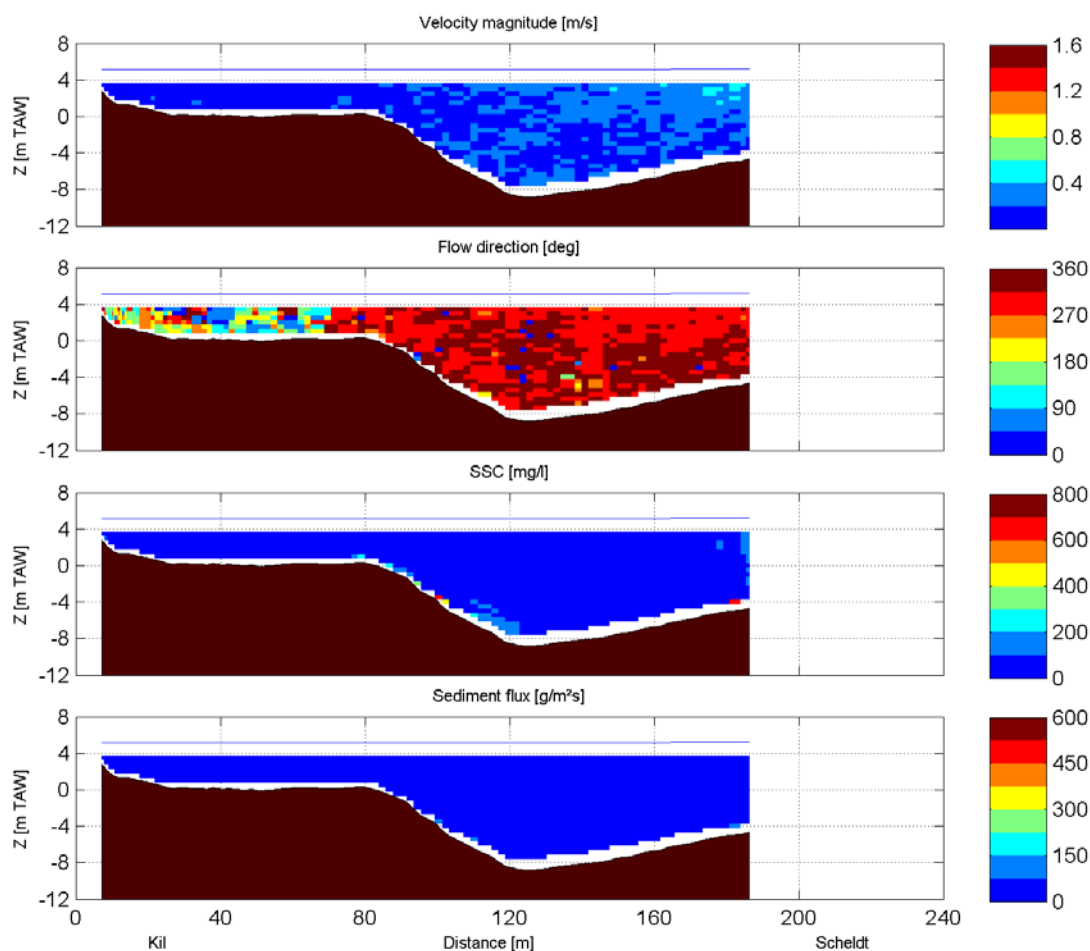
ADCP

Sourcefile:

zod_012000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

05-Sep-2012

07:19 - 07:21

Time after HW:

1:12

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

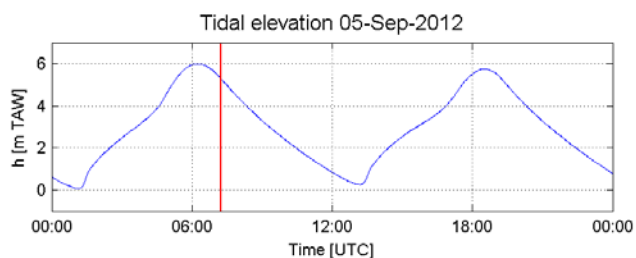
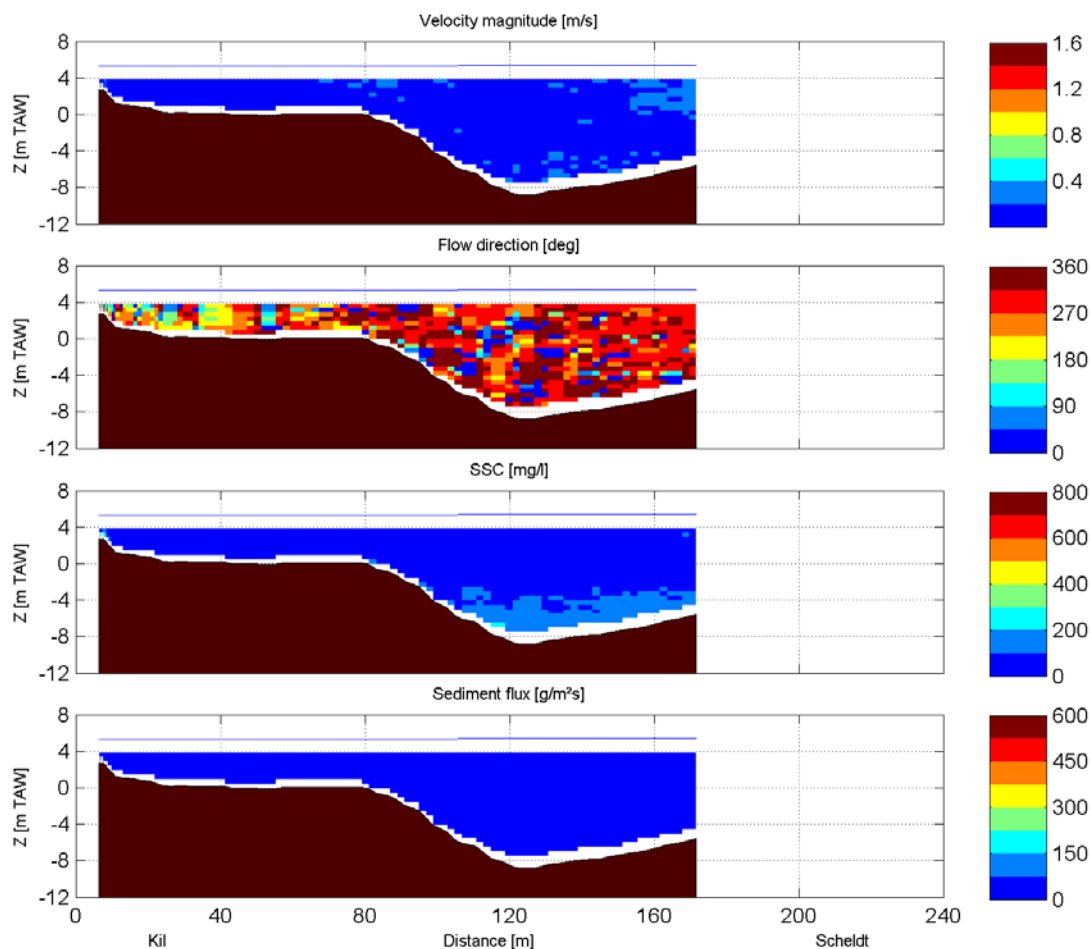
ADCP

Sourcefile:

zod_011000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

05-Sep-2012

07:11 - 07:13

Time after HW:

1:04

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

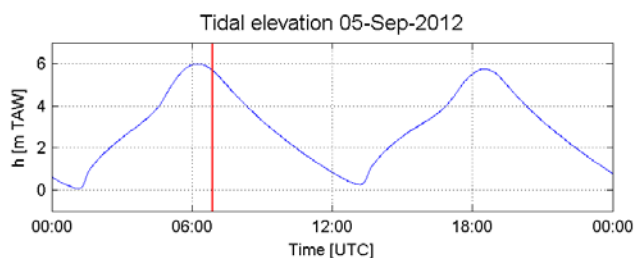
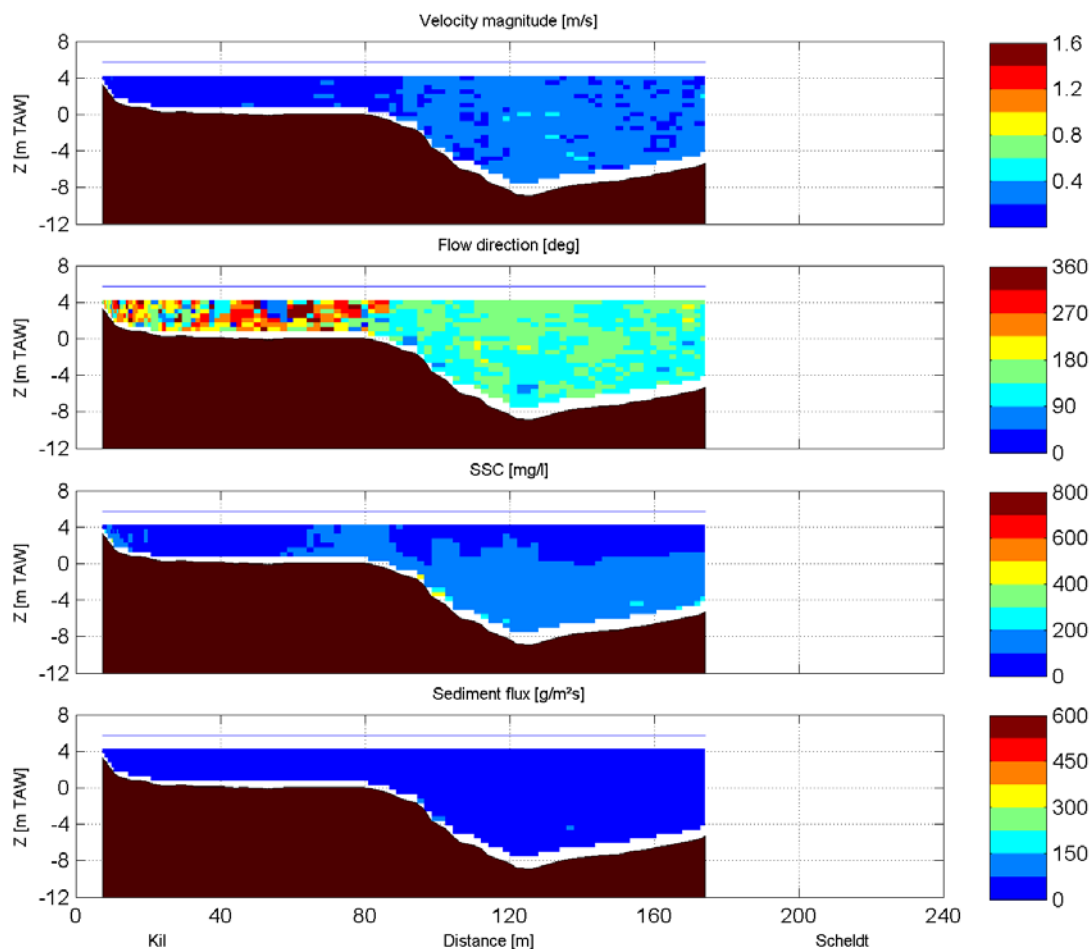
ADCP

Sourcefile:

zod_009000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



HW/LW

06:08: $h = 5.99\text{m}$
18:25: $h = 5.76\text{m}$
13:09: $h = 0.26\text{m}$

Date/time:

05-Sep-2012

06:51 - 06:53

Time after HW:

0:44

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

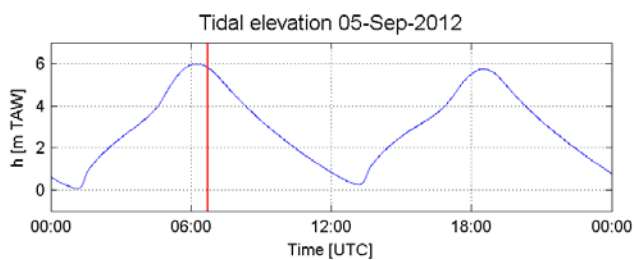
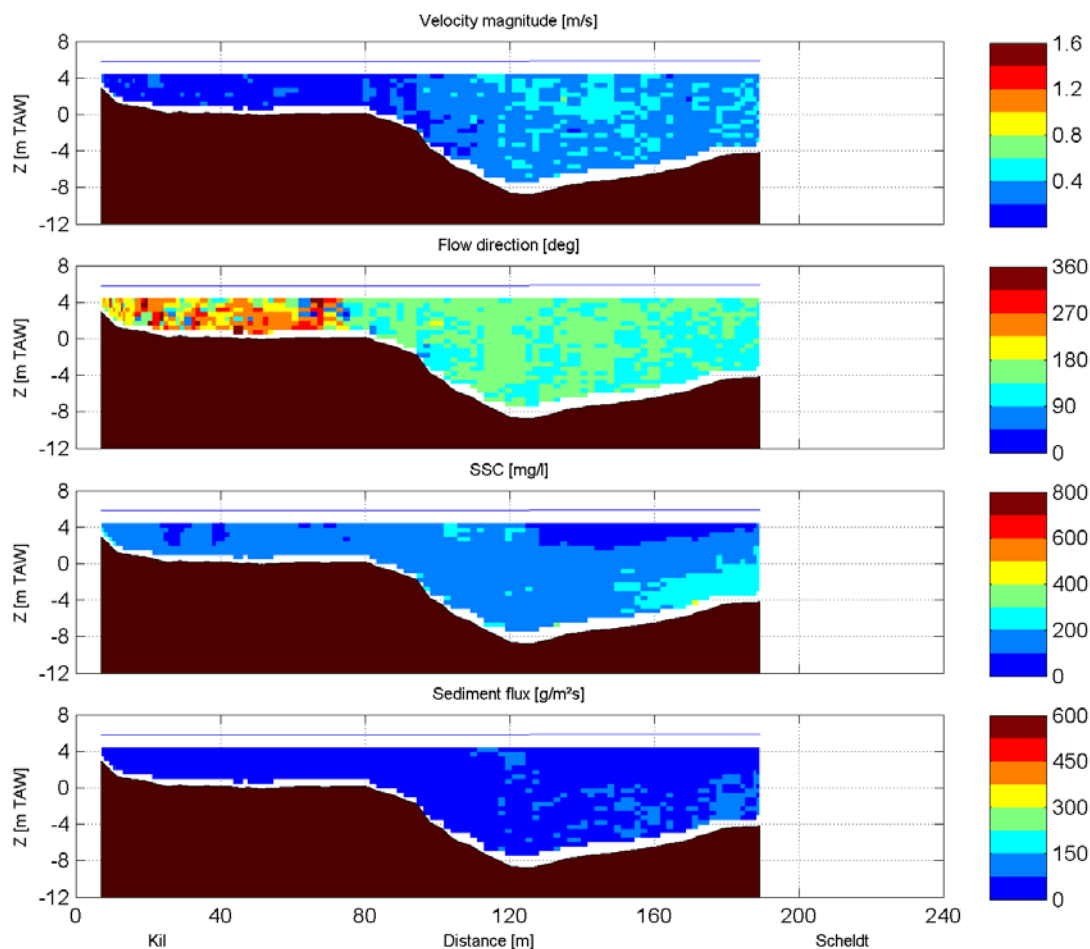
ADCP

Sourcefile:

zod_008000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

05-Sep-2012

06:41 - 06:43

Time after HW:

0:34

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

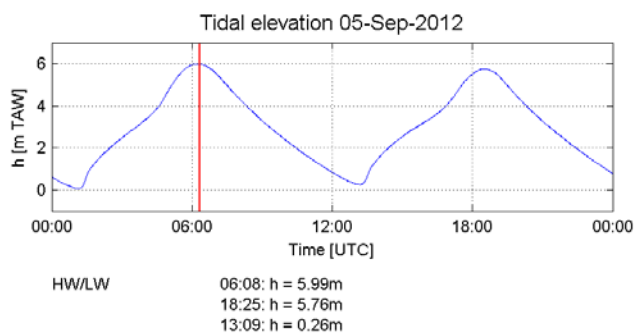
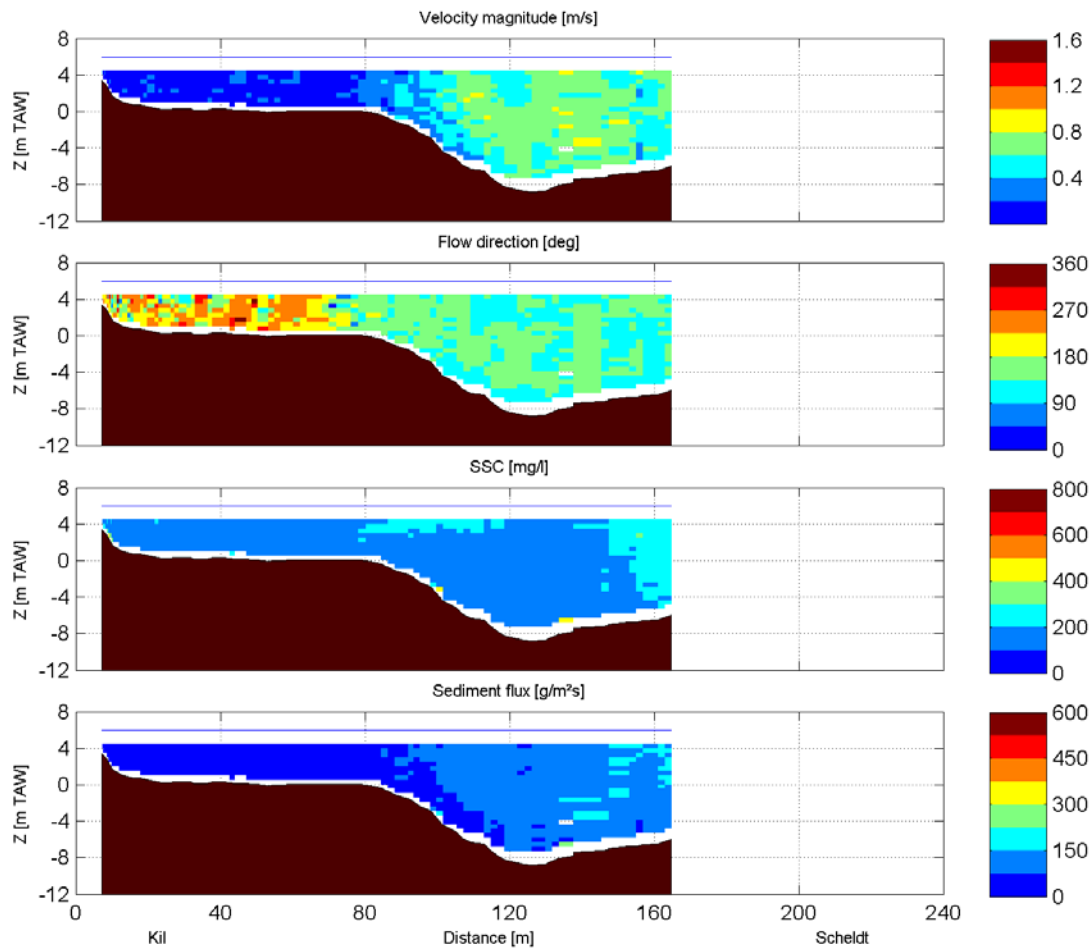
ADCP

Sourcefile:

zod_006000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

05-Sep-2012

06:17 - 06:19

Time after HW:

0:10

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

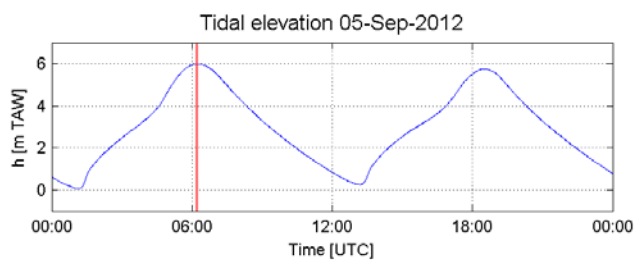
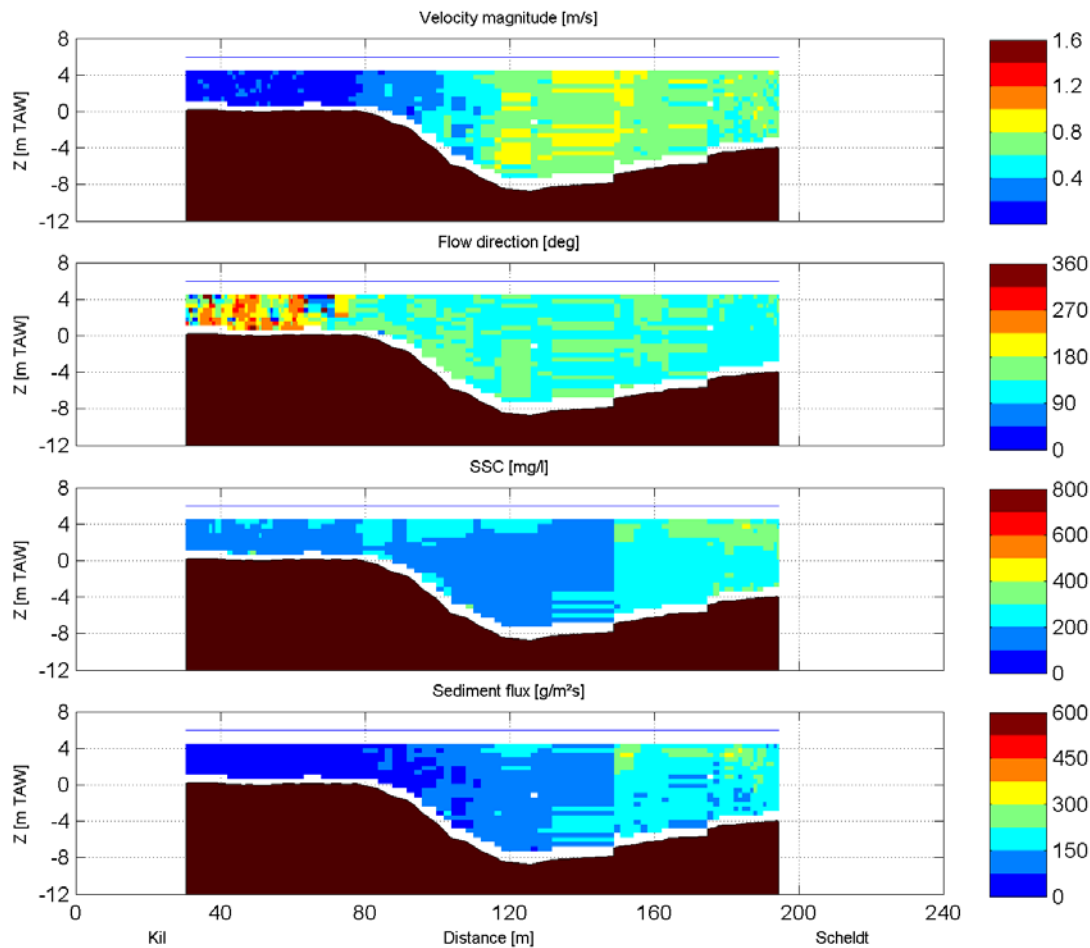
ADCP

Sourcefile:

zod_005000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



HW/LW

06:08: h = 5.99m
18:25: h = 5.76m
13:09: h = 0.26m

Date/time:

05-Sep-2012

06:10 - 06:14

Time after HW:

0:04

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

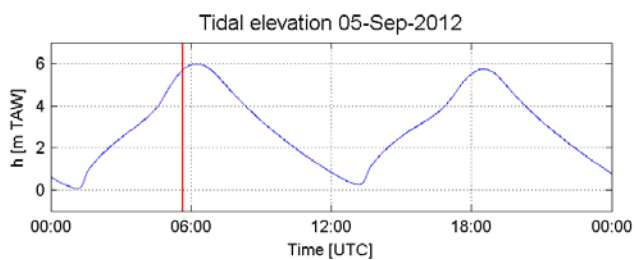
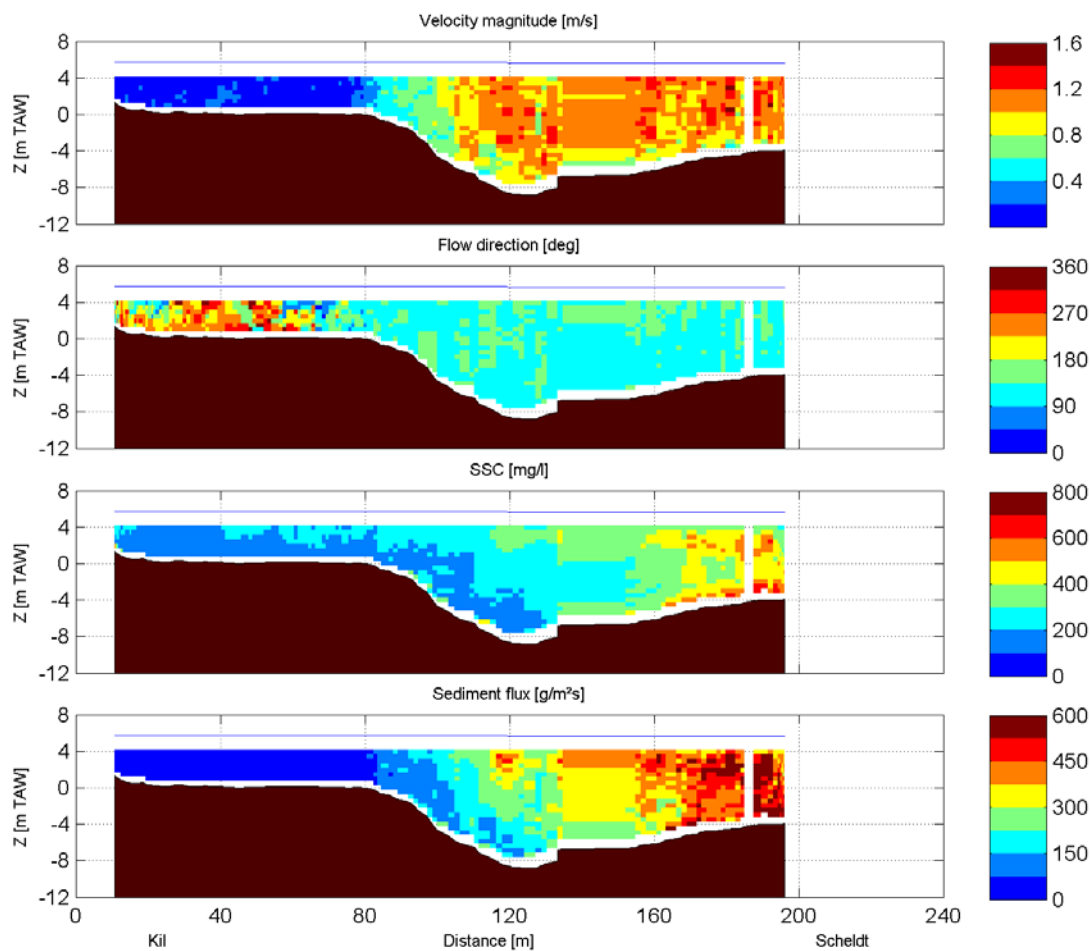
ADCP

Sourcefile:

zod_003000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



HW/LW

06:08: $h = 5.99\text{m}$
18:25: $h = 5.76\text{m}$
13:09: $h = 0.26\text{m}$

Date/time:

05-Sep-2012

05:36 - 05:39

Time after HW:

-0:30

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES)

Location:

Lippenbroek

Equipment:

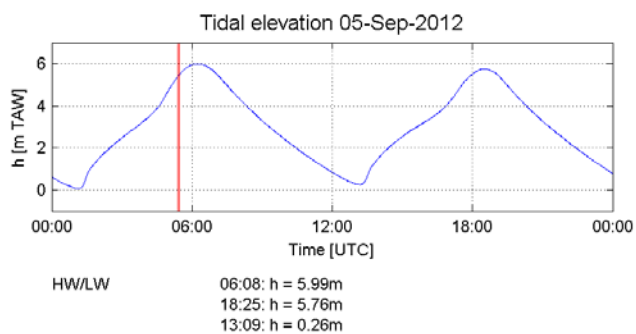
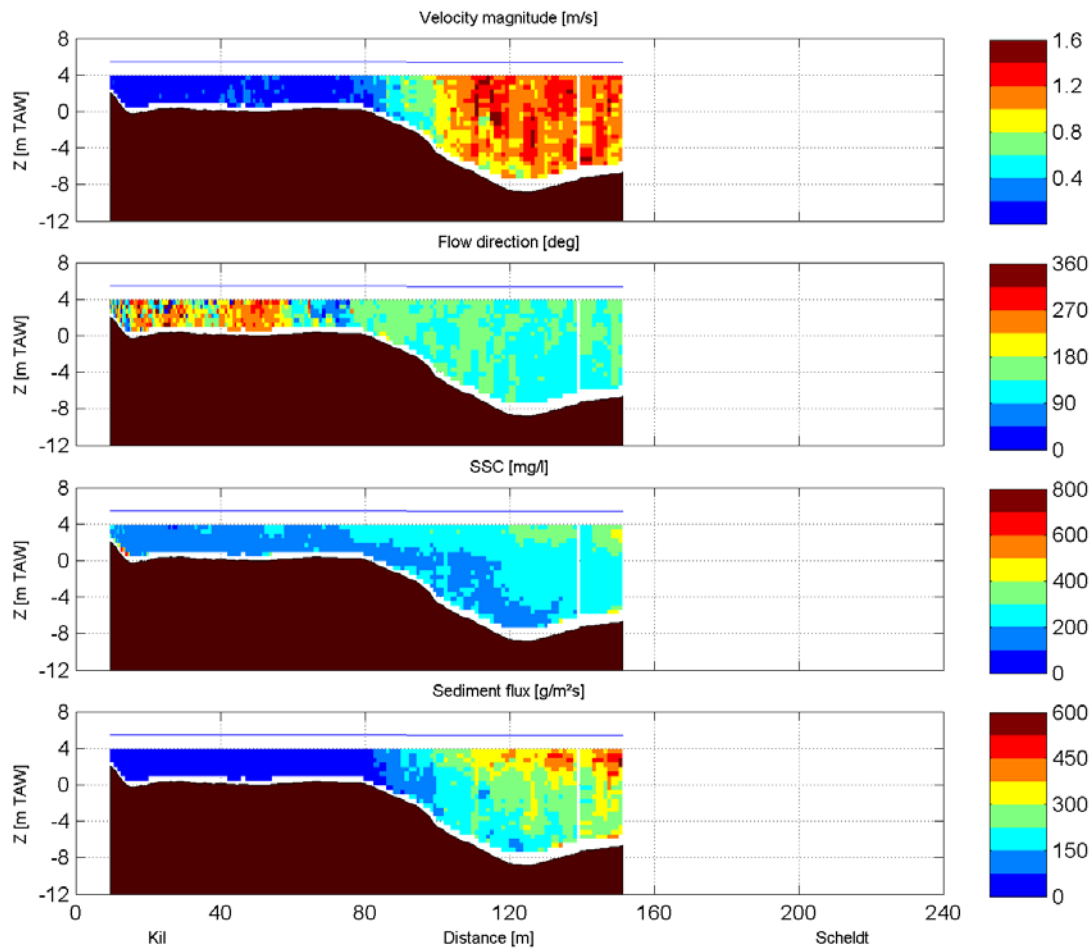
ADCP

Sourcefile:

zod_002000r_sub.csv

Transect:

Kil - Scheldt



Date/time:

05-Sep-2012

05:23 - 05:27

Time after HW:

-0:42

I/RA/11371/12.254/PAU

Data Processed by:



